

JOÃO PAULO FERREIRA DA SILVA

VULNERABILIDADE AMBIENTAL ÀS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA
TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE BRASILEIRO

RECIFE

Pernambuco – Brasil

2019

JOÃO PAULO FERREIRA DA SILVA

VULNERABILIDADE AMBIENTAL ÀS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA
TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE BRASILEIRO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como um dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais.

ORIENTADORA:

Prof.^a Dr.^a Ana Lícia Patriota Feliciano

CO-ORIENTADOR:

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

RECIFE

Pernambuco – Brasil

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S586v Silva, João Paulo Ferreira da
Vulnerabilidade ambiental às mudanças de uso e cobertura da
terra na região semiárida do nordeste do Brasil / João Paulo
Ferreira da Silva. – 2019.
167 f. : il.

Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano.
Coorientador; Luiz Carlos Marangon.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, BR-PE, 2019.
Inclui referências e apêndices.

1. Mudanças climáticas – Brasil - Nordeste 2. Regiões áridas
3. Bacias hidrográficas 4. Ecossistema I. Feliciano, Ana Lícia
Patriota , orient. II. Marangon, Luiz Carlos, coorient. III. Título

CDD 634.9

JOÃO PAULO FERREIRA DA SILVA

**VULNERABILIDADE AMBIENTAL ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E AO USO E
COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE DO BRASIL**

Aprovada em 25/02/2019

Banca Examinadora:

Professor Dr. Gabriel Paes Marangon
UNIPAMPA/RS

Professora Dra. Josiclêda Domiciano Galvínio
Departamento de Ciências Geográficas, UFPE

Professor Dr. Hernande Pereira da Silva
Departamento de Engenharia Agrícola, UFRPE

Professor Dr. Emanuel Araújo da Silva
Departamento de Ciência Florestal, UFRPE

Orientadora:

Professora Dr.^a Ana Lícia Patriota Feliciano
Departamento de Ciência Florestal

**RECIFE – PE
2019**

Aos meus pais Cícero e Inácia, a minha esposa Cássia e meus filhos Alice e Mateus, e meus familiares que sempre me apoiaram e estão sempre presentes, dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela vida, pela saúde e pelo discernimento no decorrer de toda jornada do Doutorado;

A Universidade Federal Rural de Pernambuco por ter proporcionado toda minha formação acadêmica, desde a graduação com o provimento de residência, alimentação e bolsa do Programa de Educação Tutorial, em seguida mestrado e doutorado provendo ensino de pós-graduação de qualidade.

Ao Departamento de Ciência Florestal pela disponibilização de infraestrutura adequada e funcionários qualificados e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais pela oportunidade de garantir acesso a professores de renome e pelo aprendizado adquirido durante o mestrado e doutorado.

Em especial a professora orientadora Dr.^a Ana Lícia Patriota e professor co-orientador Dr.^o Luiz Carlos Marangon que sempre se dispuseram a colaborar, incentivar e orientar, depositaram total confiança na proposta de trabalho e no desenvolvimento desta tese.

Em nome de todos os professores meu agradecimento ao professor Dr.^o Emanuel Araújo, que não mediram esforços em repassar conhecimento e de alguma forma contribuíram para elaboração desta tese.

Em nome de todos os colegas de curso de pós-graduação agradeço a José Edson e Ouorou Guera pelo exemplo de profissionalismo e dedicação.

Ao projeto PROMASSA que viabilizou parte da logística para realização da tese.

As plataformas *open source* pela disponibilização de dados e software de processamento.

A Carlos Ribeiro e Edson Simões em nome da Prefeitura da Cidade do Recife pela permissão concedida para conciliação entre o cumprimento da carga horária de trabalho com a jornada das atividades acadêmicas do doutorado.

Em especial a minha esposa Cássia Juliana, aos meus filhos Alice e Mateus pela paciência, compreensão e por serem minha base de amor e fonte de inspiração, nos momentos bons e nos mais difíceis que passamos nesta jornada.

Aos meus irmãos Cícero Júnior e Marcos, minhas irmãs Helena, Fátima e Maria José pelo apoio e incentivo, aos meus sobrinhos Gabriel, Tereza e João Marcos por serem minha base e fonte de inspiração. Ao meu pai Cícero e minha mãe Inácia Maria a quem devo não somente a minha vida, como também toda minha formação como ser humano e educacional e por sempre estarem ao meu lado dando suporte. Ao meu sogro Gilberto, minha sogra Alzenir, meus cunhados Bruno e Marcela pelo apoio e incentivo.

A todos que não estão citados nominalmente, mas que de alguma forma contribuíram e apoiaram a realização deste trabalho.

SILVA, JOÃO PAULO FERREIRA DA. Vulnerabilidade ambiental às mudanças climáticas e ao uso e cobertura da terra na região semiárida do nordeste do Brasil. 2019. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano; Co-orientador: Luiz Carlos Marangon

RESUMO

A configuração da paisagem, a capacidade de resiliência e provisão de serviços ecossistêmicos estão associadas a forma de ocupação e o uso da terra. A cobertura florestal desempenha funções importantes para o equilíbrio ambiental e o conhecimento sobre a sua dinâmica e distribuição espacial tem sido fundamental para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas. O objetivo deste trabalho foi analisar o padrão da fragmentação florestal e suas implicações para a vulnerabilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do rio Brígida. Para realização do trabalho foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto em conjunto com métricas de paisagem e álgebras de mapas. O processamento das imagens, o treinamento e a classificação supervisionada foram realizados na plataforma *in cloud* do GEE – *Google Earth Engine*, modo *Code e Workspace*. Foram utilizadas imagens orbitais *Landsat Collection 1* geradas pelos instrumentos *Landsat 4-5* sensor *Thematic Mapper TM*, *Landsat 7* sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM +)* e *Landsat 8 Operational Land Imager (OLI)* para a órbita 217 pontos 65 e 66, no período entre os anos 2000 a 2015 e resolução espacial de 30 m. O algoritmo de classificação *Random Forests* e o cálculo da acurácia foi realizado com o API do GEE *accuracy* com base na matriz de confusão entre as classes agricultura irrigada, água, Savana-Estépica Florestada (SEF), Savana/Floresta Estacional (SFE) e Uso Intensivo (agricultura de sequeiro, pastagem nativa, solo exposto, pousio agrícola e núcleo urbanizados). A análise da fragmentação foi feita com o uso dos softwares *ArcGis* versão 10.4 e *Fragstats* versão 4.2. Para ordenação das variâncias das métricas entre os anos 2000 e 2015 para cada classe foi realizada análise fatorial PCA (*Principal Components Analysis*). A análise da vulnerabilidade ambiental da bacia foi estimada pelo método de Análise Hierárquica de Processos (AHP), fusificação de quatorze subcritérios em formato matricial organizados em fatores fisiográficos, antropogênicos e climáticos. A estimativa de potencial e provimento de serviços ecossistêmicos foi avaliada a partir do mapa de uso /cobertura da terra. No período de quinze anos houve uma redução de 16% da cobertura Savana-estépica florestada - SEF, com incremento positivo de 13,93% da área de uso intensivo, o que demonstra uma conversão direta entre essas duas classes da paisagem. Entre as métricas de paisagem, a conectividade (COHESION) e percentual da maior classe na paisagem (LPI) para cobertura SEF apresentaram as maiores variações entre os anos 2000-2008 com estabilização nos anos subsequentes. As rotações das componentes principais indicam uma forte relação entre os períodos drásticos do déficit hídrico da bacia com as maiores variações da métricas para área da maior classe (PLAND) da SEF e fragmentação com número de manchas (NP) para a cobertura de transição SFE. Os três cenários de vulnerabilidade ambiental indicam que em média 42% da área da bacia do rio Brígida encontram-se entre alta e muito alta vulnerabilidade. A variação do potencial de fornecimento dos serviços ecossistêmicos na bacia do rio Brígida tem alta relação de significância com a capacidade de armazenamento de água dos reservatórios e variação moderada no período de quinze anos para os demais serviços fornecidos pelo uso/cobertura da terra. Os totais estimados em (\$USD 1000) para S.E. de provisão são de \$USD 4,137.37 e Regulação de \$USD 11,442.84. O planejamento do uso dos recursos naturais deve levar em consideração as fragilidades dos ecossistemas e das bacias hidrográficas como unidade da paisagem para adoção de medidas de conservação, gestão e controle do uso dos recursos naturais.

SILVA, JOÃO PAULO FERREIRA DA. Environmental vulnerability to climate change and land use and land cover in the semi-arid region of northeastern Brazil. 2019. Orientadora: Ana Lúcia Patriota Feliciano; Co-Advisor: Luiz Carlos Marangon

ABSTRACT

Landscape design, resilience, and the provision of ecosystem services are associated with occupation and land use. Forest cover plays important roles in environmental balance, and knowledge of its spatial dynamics and distribution has been central to river basin planning and management. The study site was the area of the Brígida river, Northeastern Brazil. The objective of this work was to analyze the pattern of forest fragmentation and its implications for the environmental vulnerability of the Brígida river Basin. To perform the work, remote sensing techniques were used in conjunction with landscape metrics and map algebras. Were performed Image processing, training and supervised classification on the GHG in-earth platform - Google Earth Engine, Code and Workspace mode. We used Landsat Collection 1 orbital images generated by the Landsat 4-5 sensor Thematic Mapper TM, Landsat 7 sensor Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) and Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) for orbit 217 points 65 and 66, in the period between the years 2000 to 2015 and spatial resolution of 30 m. The Random Forests classification algorithm and the accuracy calculation was performed with the API of the accuracy GH based on the matrix of confusion among the classes agriculture, water, Savannah-Southeastern Forest, Savannah / Seasonal Forest and Intensive Use (Rainfed agriculture, pasture native soil, exposed soil, agricultural fallow and urbanized nucleus). Fragmentation analysis was done using the software ArcGis version 10.4 and Fragstats version 4.2. To order the variances of the metrics between the years 2000 and 2015 for each class, a PCA (Principal Components Analysis) factorial analysis was performed. The analysis of the environmental vulnerability of the basin was estimated by the method of Hierarchical Analysis of Processes (AHP), fusification of fourteen subcriteria in a matrix format organized in physiographic, anthropogenic and climatic factors. The estimation of potential and provision of ecosystem services was evaluated from the map of land use / coverage. In the fifteen-year period, there was a 16% reduction in the Savannah-Steep Forested cover - SEF, with a positive increase of 13.93% of the intensive use area, which demonstrates a direct conversion between these two landscape classes. Among the landscape metrics, the connectivity (COHESION) and percentage of the highest class in the landscape (LPI) for SEF coverage showed the greatest variations between the years 2000-2008 with stabilization in subsequent years. The rotations of the main components indicate a strong relationship between the drastic periods of the basin water deficit with the largest variations of the SEF higher class metrics (PLAND) and spot number fragmentation (NP) for the SFE transition cover. The three scenarios of environmental vulnerability indicate that on average 42% of the basin area is between high and very high vulnerability. The variation in the supply potential of ecosystem services in the basin has a high relation of significance with the water storage capacity of the reservoirs and a moderate variation in the period of fifteen years for the other services provided by the land use / cover. The estimated totals in (\$ USD 1000) for S.E. of provision are of USD 4,137.37 and Regulation of \$ USD 11,442.84. Planning of the use of natural resources should take into account the fragilities of ecosystems and river basins as a unit of the landscape for adopting measures of conservation, management and control of the use of natural resources.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização e perímetro da bacia hidrográfica do rio Brígida a oeste do estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil.	43
Figura 2. Tela do ambiente de trabalho do <i>Google Engine Code</i> utilizada para seleção das bandas espectrais dos satélites Landsat 5, 7 e 8, filtro de nuvens, treinamento de algoritmo e classificação supervisionada.	45
Figura 3. Tela do ambiente de trabalho do <i>Google Engine Code</i> utilizada para classificação por meio do algoritmo <i>Random Forests</i> e classificação supervisionada.	47
Figura 4. Diagrama de árvore de decisão do algoritmo de classificação <i>Random Forests</i> utilizada na classificação das imagens Landsat na plataforma do GEE.	48
Figura 5. Estrutura para coleta e treinamento das imagens multiespectrais a partir do Algoritmo classificador <i>Random Forests</i>	48
Figura 6. Variação do percentual de cobertura da terra da bacia Hidrográfica do rio Brígida entre os anos 2000 e 2015. Classes consideradas para escala do mapeamento foram: Agricultura, Água, Uso intensivo e Savana-Estéptica Florestada e Savana / Floresta Estacional.	56
Figura 7. Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2000 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no <i>Google Earth Engine Code/Workspace</i> com o algoritmo <i>Random Forests</i>	57
Figura 8. Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2015 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor OLI do Landsat 8 2015, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no <i>Google Earth Engine Code/Workspace</i> com o algoritmo <i>Random Forests</i>	58
Figura 9. Matriz de validação da classificação supervisionada de imagens Landsat 5, 7 e 8 realizadas a partir do treinamento do algoritmo <i>Random Forests</i> realizadas na aplicação <i>Google Engine Code</i> , validação de campo e imagem de alta resolução (2015).	63
Figura 10. A - Área com cobertura florestal Savana-estéptica florestada sob exploração na rodovia PE – 615 (Latitude: -7,749924°, Longitude: -40,477841°); B - veículo na proximidade na rodovia PE-615 transportando lenha para Araripina-PE (Latitude: -7,736141°, Longitude: -40,476822°).	64
Figura 11. Correlograma de elipse para o nível de significância p-valor < 0,05 entre as métricas de paisagem da bacia Hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco-Brasil.	65
Figura 12. Comportamento das métricas de paisagem NP, PLAND, AREA_MN, LPI, CA, ED e COHESION para cobertura Savana-estéptica florestada ao longo de 15 anos (2000-2015).	66
Figura 13. Ordenação das variâncias das métricas de paisagem e estimativas de emissões / remoção de CO ₂ e-AR5 GPW em duas componentes principais em função do déficit hídrico normal, moderado e drástico para classe de cobertura da terra Savana- Florestal Estacional - SFE.	75
Figura 14. Unidades de Paisagem propostas para conservação dos recursos florestais da bacia do rio Brígida, Pernambuco, Brasil.	79
Figura 15. Evolução entre as métricas PLAND e NP para as classes Savana Estéptica Florestada (SEF), Savana / Floresta Estacional (SFE) e Uso Intensivo (UI) em três unidades de paisagem propostas para a bacia do rio Brígida, Pernambuco.	80

CAPÍTULO II

Figura 1. Diagrama da árvore de decisão com os critérios e subcritérios analisados para estimar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE com o emprego do método Análise Hierárquica de Processos.	91
Figura 2. Matriz quadrada (m x n) de critérios adotados na análise hierárquica de Processos.	93
Figura 3. Vulnerabilidade para a taxa de ocupação da população rural para bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, Região Nordeste do Brasil.	97
Figura 4. Vulnerabilidade Social para bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, Região Nordeste do Brasil.	98
Figura 5. Vulnerabilidade para o Potencial Agrícola da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	99
Figura 6. Vulnerabilidade em relação a proximidade da malha viária da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	100
Figura 7. Vulnerabilidade em relação a proximidade dos núcleos urbanizados da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	101
Figura 8. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios antropogênicos em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	101
Figura 9. Vulnerabilidade em relação as classes de solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	102
Figura 10. Vulnerabilidade em relação a elevação da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	103
Figura 11. Vulnerabilidade em relação a cobertura da terra (referente ao ano 2015) da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	104
Figura 12. Relevo da bacia do rio Brígida e vulnerabilidade a partir das classes de relevo, bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	105
Figura 13. Vulnerabilidade das subbacias da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	106
Figura 14. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios fisiográficos em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	106
Figura 15. Vulnerabilidade da média de temperatura para o período de 2000-2015, bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	107
Figura 16. Vulnerabilidade em relação a precipitação média da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil, para o período de 15 anos (2000-2015).	108
Figura 17. Vulnerabilidade em relação ao processo de evapotranspiração da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	109
Figura 18. Vulnerabilidade em relação à média de índice de umidade para o período de 15 anos (2000-2015) para bacia Hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.	110
Figura 19. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios “climáticos” em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	111
Figura 20. Gerador de cenários de vulnerabilidade ambiental para bacia hidrográfica com base em técnicas de Análise Hierárquica de Processos e indicadores climáticos, fisiográficos e antropogênicos.	112
Figura 21. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores antropogênicos (Inporural, IVS, PoA, Prox. Rod e ProxNurb) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	113
Figura 22. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores fisiográficos (Solo, Elev, Cober, Decliv e Ordsbac) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	114

Figura 23. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores climáticos (Temp, Precip, Evt e NDWI) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	115
Figura 24. Diagrama de distribuição dos pesos aplicados para cada critério em função de três cenários de vulnerabilidade adotado para bacia do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	115
Figura 25. Diagrama resultante da estrutura para construção dos cenários de vulnerabilidade para bacia hidrográfica do rio Brígida, nordeste do Brasil.	122
Figura 26. Cenário I da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.	123
Figura 27. Cenário II da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.	124
Figura 28. Cenário III da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.	125

CAPÍTULO III

Figura 1. Conceito esquemático do modelo de matriz de Serviços Ecossistêmicos atribuídas às classes de uso / cobertura da terra (BURKHARD et al., 2009).	134
Figura 2. Diagrama de transição entre as classes de uso / cobertura da terra, representação do fluxo de serviços ecossistêmicos entre as principais classes da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida para um período de 15 anos (2000 a 2015).	139
Figura 3. Mapa de transição entre as classes de cobertura da terra da bacia do Rio Brígida para entre os anos 2000-2015	140
Figura 4. Dinâmica dos Serviços Ecossistêmicos em função do uso/cobertura da terra para bacia do rio Brígida para o período de 15 anos (2000-2015).	143
Figura 5. Valores em Milhões US\$ dos S.E. de provisão em função das classes de cobertura da terra das Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco que não sofreram mudança de regime de uso e cobertura da terra entre os anos 2000-2015.	145
Figura 6. Variação dos S.E. de Provisão da Bacia do rio Brígido estimados a partir da transição entre classes de Cobertura da terra e por Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco.	145
Figura 7. Variação dos S.E. de Regulação da Bacia do rio Brígida estimados a partir da transição entre classes de Cobertura da terra e por Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco.	146
Figura 8. Correlograma de elipse de Nível de Significância entre o fornecimento de SE e as classes da paisagem.	147
Figura 9. Ordenamento das variâncias para as classes de transição de uso da terra.	147

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Características dos sensores e bandas espectrais utilizadas na classificação e mapeamento do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, região nordeste do Brasil.	46
Tabela 2. Dados de precipitação e evapotranspiração médias, estimativas de emissões / remoções de CO ₂ e-AR5 GWP, em toneladas, utilizados para rotacionar juntamente com as métricas de paisagem da bacia do rio Brígida, PE na análise de componentes principais.	52
Tabela 3. Resultado da classificação supervisionada da cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE em Km ² para série entre os anos 2000 a 2015.	55
Tabela 4. Matriz de comparação entre as classes de cobertura e uso da terra da bacia do rio Brígida, Pernambuco para os anos 2000 e 2015.	58
Tabela 5. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2000 geradas a partir do resultado da classificação de imagens <i>Landsat 5</i> e treinamento do algoritmo <i>Random Forests</i>	60
Tabela 6. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2015 geradas a partir do resultado da classificação de imagens <i>Landsat 8</i> e treinamento do algoritmo <i>Random Forests</i>	60
Tabela 7. Resultado da acurácia global e índice de Kappa para classificação supervisionada realizadas no <i>Google Earth Engine Code</i> por meio da aplicação do treinamento da árvore de decisão <i>Random Forests</i> e o <i>API accuracy</i>	61
Tabela 8. Resultado da validação do usuário e produtor para classificação supervisionada realizadas no <i>Google Earth Engine Code</i> por meio da aplicação do treinamento da árvore de decisão <i>Random Forests</i> e o <i>API accuracy</i>	62
Tabela 9. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Savana-Estépica Florestada - SEF da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.	69
Tabela 10. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Savana/Floresta Estacional -SFE da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.	71
Tabela 11. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Uso Intensivo - UI da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.	72
Tabela 12. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Agricultura - AGR da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.	73
Tabela 13. Autovalores e variâncias das métricas de paisagem NP, AREA_MN, CA, PLAND, LPI, TE, ED, CAI_MN, TCA, NDCA, COHESION e SHAPE_MN e estimativas de emissões e remoções de CO ₂ e (t)-AR5 GWP por MUT, RsFl, FlSec e APres. Resultado da PCA aplicada a análise de paisagem para a classe Savana-Estépica Florestada - SEF da bacia hidrográfica do rio Brígida, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.	74
Tabela 14. Resultados para correlação de Pearson, R ² e <i>p-valor</i> das métricas de paisagem em relação ao balanço hídrico entre os anos 2000 e 2015.	76
Tabela 15. Correlação de Pearson, R ² e <i>p-valor</i> para as métricas de paisagem em função das emissões / remoção de CO ₂ -AR5 GPW.	77

Tabela 16. Resultado para as métricas PLAND (percentual da área da classe na paisagem), NP (número de fragmentos) e AREA_MN (área média dos fragmentos) para classe SEF (Savana Estépica Florestada).....	79
Tabela 17. Matriz de correlação entre as métricas PLAND, NP e ARE_MN para classe Savana Estépica Florestada (SEF).....	81

CAPÍTULO II

Tabela 1. Cenários analisados e grau de importância de acordo com a tabela Satty e comparação entre os indicadores globais.	95
Tabela 2. Cenário analisado e grau de importância de acordo com a tabela Satty para comparação entre critérios específicos.	95
Tabela 3. Resultado da análise multicritério com base na variação dos indicadores globais de avaliação da vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	117
Tabela 4. Variáveis aplicadas como critérios no grupo de fatores antropogênicos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.	118
Tabela 5. Variáveis aplicadas como critério no grupo de fatores fisiográficos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.	119
Tabela 6. Variáveis aplicadas como critérios no grupo de fatores climáticos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.	119
Tabela 7. Cenários de vulnerabilidade proposto para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.	121
Tabela 8. Cenários de vulnerabilidade ambiental para três Unidades de Paisagem da bacia do rio Brígida, Pernambuco.	122

CAPÍTULO III

Tabela 1. Valores dos serviços ecossistêmicos utilizados na análise da bacia do rio Brígida com base nas classes de mudança de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida, região nordeste do Brasil. Adaptado de Kindu et al. (2018) e Pareyn et al. (2015).	137
Tabela 2. Matriz de Markov entre as classes de cobertura da terra entre os anos 2000 e 2015. Valores em (%) percentagem para o potencial de mudança dentro das classes de uso / cobertura da terra analisados.	138
Tabela 3. Estimativas do potencial econômico de serviços ecossistêmicos em milhões US\$/ano para a bacia hidrográfica do rio Brígida com base no mapeamento de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.	141
Tabela 4. Estimativa econômica em milhões US\$/ano dos serviços ecossistêmicos de provisão da bacia hidrográfica do rio Brígida com base na área de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.	142
Tabela 5. Estimativa econômica em milhões US\$/ano dos serviços ecossistêmicos de regulação da bacia hidrográfica do rio Brígida com base na área de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.	142
Tabela 6. Taxas de permanência dos serviços ecossistêmicos em em função das classes de cobertura da terra das Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície-São Francisco que não sofreram mudança de regime de uso e cobertura da terra entre os anos 2000-2015.	144
Tabela 7. Estimativa do potencial econômico dos serviços ecossistêmicos da bacia hidrográfica do rio Brígida com projeção para o ano 2030.	144
Tabela 8. Valores de r (correlação linear de Pearson) na diagonal inferior e valores de significância p na diagonal superior para 95% de probabilidade.	146

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO I

Quadro 1. Estrutura da matriz de confusão para avaliar a acurácia da classificação por meio do Algoritmo <i>Random Forests</i>	49
Quadro 2. Nível de exatidão de uma classificação, conforme o valor de índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977).....	49
Quadro 3. Descrição das métricas da paisagem, expressão algébrica e variação das unidades utilizadas para análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco, Brasil.....	50

CAPÍTULO II

Quadro 1. Estrutura de análise da vulnerabilidade ambiental da BH do rio Brígida, Pernambuco.	90
Quadro 2. Etapas consideradas para análise multicritério AHP no estudo da bacia hidrográfica do Rio Brígida, Pernambuco.	92
Quadro 3. Escala fundamental de Saaty para comparação pareada – AHP a ser utilizada no estudo da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.....	93
Quadro 4. Base de dados utilizada na análise vulnerabilidade	94

CAPÍTULO III

Quadro 1. Questionamento e escalas observadas para estudos de serviços ecossistêmicos. Proposta elaborada pela ARIES (2017).	135
Quadro 2. Classificação dos serviços ecossistêmicos de acordo com MA (2005).	136

LISTA DE SIGLAS

AGR	Agricultura
AGU	Água
AHP	Análise Hierárquica de Processos
ANN	Artificial Neural Network
APres	Áreas de Preservação
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
Cober	Cobertura da Terra
Decliv	Declividade
DLV	Declive Leve
Elev	Elevação
Evt	Evapotranspiração
FAO	Organizações das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
FISec	Florestas Secundárias
GEE	Gases do Efeito Estufa
GEE®	<i>Google Earth Engine</i>
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
Inporural	Índice de População Rural
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IVSS	Índice de Vulnerabilidade Social
LVA	Latossolo Vermelho Amarelo
MA	Massa d'água
ML	Maximum Likelihood
MUT	Mudança de Uso da Terra
NDWI	Índice de Umidade por Diferença Normalizada
ONPL	Ondulado a Plano
Ordsbac	Ordem da Bacia
PAR	Potencial Agrícola restrito
PCA	Análise de Componentes Principais
PoA	Potencial Agrícola
PP	Potencial para pastagem
Precip	Precipitação
Prox.Nurb	Proximidade de Núcleo Urbano
Prox.Rod	Proximidade de Rodovia
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PSE	Pagamento por Serviços Ecossistêmicos
PVA	Argissolo Vermelho-amarelo
PVA	Argissolo-Vermelho
REDD	Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal
RL	Neossolo-Litótico
RR	Neossolo-Regolítico
RsFl	Resíduos-Florestais
RU	Neossolo-Flúvico
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG)
SEF	Savana Estépica Florestada

SFE	Savana / Floresta Estacional
SN	Planossolo-Nátrico
SVM	<i>Support Vector Machine</i>
TABP	Terras agricultáveis de bom potencial
TAOP	Terras agricultáveis de ótimo potencial
TC	Luvissolo-Crômico
TEDA	Topo; Escarpo; Declive Acentuado
Temp	Temperatura
TPA	Terras sem potencial agrícola
TPL	Topo Plano
UI	Uso Intensivo
VLE	Vale, Vale estreito

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	19
2.	REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1.	MUDANÇAS CLIMÁTICAS.....	22
2.2.	INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.....	25
2.3.	ANÁLISE DE PAISAGEM E SENSORIAMENTO REMOTO	28
3.	REFERÊNCIAS	31
CAPÍTULO 1.....		40
DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA DO RIO BRÍGIDA, REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO.....		40
1.	INTRODUÇÃO	40
2.	MATERIAL E MÉTODOS	42
2.1.	ÁREA DE ESTUDO	42
2.2.	ANÁLISES GEOESPACIAIS EM SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS	43
2.3.	ANÁLISE DAS MUDANÇAS NA PAISAGEM.....	50
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
3.1.	COBERTURA DA TERRA ENTRE OS ANOS 2000 A 2015	55
3.2.	ACURÁCIA DA CLASSIFICAÇÃO	59
3.3.	ANÁLISE DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM	63
3.4.	ANÁLISE DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM EM FUNÇÃO DE BALANÇO HÍDRICO E ORDENAMENTO DA VARIAÇÃO POR COMPONENTES PRINCIPAIS PARA CLASSE SAVANA-ESTÉPICA FLORESTADA	74
3.5.	VARIAÇÃO DAS MÉTRICAS EM FUNÇÃO DE UNIDADES DE PAISAGEM.....	78
4.	CONCLUSÕES	82
5.	REFERÊNCIAS	83
CAPÍTULO 2.....		88
VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO.....		88
1.	INTRODUÇÃO	88
2.	MATERIAL E MÉTODOS	90
2.1.	ÁREA DE ESTUDO	90
2.2.	SELEÇÃO DOS CRITÉRIOS E SUBCRITÉRIOS PARA ÁRVORE DE DECISÃO	90
2.3.	ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS (AHP)	91
2.4.	ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE VULNERABILIDADE.....	94
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
3.1.	ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE CRITÉRIOS DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL	96
3.1.1.	Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios antropogênicos	96
3.1.2.	Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios Fisiográficos	102

3.1.3. Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios climáticos	107
3.2. ANÁLISE MULTICRITÉRIO E DEFINIÇÃO DAS CARGAS DOS CRITÉRIOS DE VULNERABILIDADE.....	111
4. CONCLUSÕES	126
5. REFERÊNCIAS	127
CAPÍTULO 3.....	131
IMPLICAÇÕES DAS MUDANÇAS DE COBERTURA DA TERRA PARA OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO ...	131
1. INTRODUÇÃO	131
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	133
2.1. MODELAGEM E DINÂMICA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (S.E.)	133
2.2. MODELO DE ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (S.E.)	134
2.3. ESCALA DE ESTUDO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA BACIA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO.....	135
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	138
3.1. PROBABILIDADE E MUDANÇA DO USO/COBERTURA DA TERRA NA BACIA DO RIO BRÍGIDA, PE.....	138
3.2. DINÂMICA E PROJEÇÃO DO FORNECIMENTO DE S.E. NA BH DO RIO BRÍGIDA	141
4. CONCLUSÕES.....	149
5. REFERÊNCIAS	149
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	152
APÊNDICES.....	153
APÊNDICE A - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 5 E 7 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA PARA OS ANOS 2000 A 2005.....	154
APÊNDICE B - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 5 E 7 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA PARA OS ANOS 2006 A 2011.....	155
APÊNDICE C - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 7 E 8 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA PARA OS ANOS 2012 A 2015.....	156
APÊNDICE D - MAPAS DE COBERTURA DA TERRA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO.....	157
APÊNDICE E - MATRIZES DE CONFUSÃO PARA AS CLASSIFICAÇÕES SUPERVISIONADAS PARA OS ANOS 2001 A 2014.....	164

1. INTRODUÇÃO

Diversos ramos das ciências têm se aprofundado para buscar respostas e/ou modelos de predição que possam explicar os fenômenos decorrentes das interações entre fatores ambientais, físicos e antropogênicos, que afetam diretamente uso e ocupação da terra, induzem a perda de habitats, reduzem a capacidade de resiliência e dos serviços promovidos pelos ecossistemas, (MALINGA et al.; GRÊT-REGAMEY et al., 2015). Nas paisagens formadas por ecossistemas tropicais secos, o estudo da integração de variáveis socioeconômicas e biofísicas é essencial para entender o impacto do uso da terra e dos recursos florestais (MORALES-BARQUERO et al., 2015). Para Souza, Menezes, Câmara Artigas (2015) o processo de redução da cobertura florestal em regiões secas possui relação direta com a intensidade e o tempo de uso das terras.

As intervenções humanas são determinantes nas mudanças de atributos relacionados a riqueza e diversidade florística dessas áreas. Uma das consequências do uso intensivo da terra é a fragmentação florestal, considerado um dos grandes catalizadores de perda de biodiversidade e da redução da capacidade de provisionamento de serviços ecossistêmicos (MATOS et al., 2017; FERRANTE et al., 2017). Devido sua relação direta com o declínio dos processos ecológicos, as mudanças na paisagem, tornaram-se um dos principais elementos a serem observados e estudados, um indicador potencial para monitorar e avaliar a dinâmica espaço temporal da vulnerabilidade ambiental (LATIMER; ZUCKERBERG, 2017).

Em escala local a fragmentação florestal afeta, principalmente, a composição do banco de germoplasma e pode influenciar significativamente a capacidade de resiliência e regeneração dos ecossistemas (CAPELLESSO et al., 2015) e desencadear o processo de desertificação. Para Capellesso, Santolin, Zanin (2015) e Lowe et al. (2016), sob a ótica dos princípios genéticos de conservação, é esperado que o processo de descaracterização de habitats florestais proporcione a diminuição no tamanho da população e densidade de árvores, redução da diversidade, aumento da diferenciação genética e potencialização da endogamia nos ecossistemas afetados.

Além das questões associadas as mudanças de uso e cobertura da terra, principalmente às provocadas pelo desmatamento nos meios produtivos de subsistência rurais, os estudos que relacionam os efeitos das mudanças climáticas à redução da cobertura florestal, em alguns casos, constataram que após quebras sucessivas de safras por aumento do déficit hídrico, os produtores rurais tendem a explorar a floresta mais intensamente para

prover a produção de carvão vegetal e lenha com fins energéticos (BAILIS et al., 2015). No Brasil, a Caatinga está sob crescente pressão antrópica, sendo o bioma mais negligenciado em termos de monitoramento e estudos que enfatizem a transformação histórica e status atual da cobertura vegetal natural (BEUCHLE et al., 2015).

Para Bestelmeyer et al. (2015), em ecossistemas secos, a ausência persistente de vegetação pode ser causada pela pressão contínua de uso da terra ou pela defasagem de tempo na recuperação, mas sob condições adequadas, a recuperação pode ser rápida. Na perspectiva de avaliar os efeitos das constantes mudanças no uso e ocupação da terra, tem-se buscado quantificar e qualificar os serviços fornecidos pelos ecossistemas, sejam eles de regulação ou provisão. A estimativa dos múltiplos serviços obtidos dos ecossistemas é vital para apoiar os processos de tomada de decisão em diferentes níveis (TOLESSA et al., 2017).

Os termos de discussão sobre conservação da natureza, gestão de recursos naturais e outras áreas de políticas públicas mudaram significativamente. É amplamente reconhecido que a conservação da natureza e as estratégias de gestão de conservação não necessariamente representam um *trade-off* entre o “ambiente” e “desenvolvimento” (DE GROOT et al., 2010). Vários instrumentos de gestão territorial do Brasil, a exemplo do estatuto da terra, o código florestal e regulamentos, territórios da cidadania, territórios quilombolas, terras indígenas, projetos de assentamentos rurais, instrumentos de gestão de bacias hidrográficas e recursos hídricos, áreas protegidas, políticas públicas de fomento e conservação, dentre outros, formam um grande arcabouço de regras que afetam diretamente o uso e ocupação da terra e conseqüentemente as configurações das paisagens.

Diante da complexidade de fatores, políticas públicas, diferentes escalas, regras e interesses de uso da terra, a avaliação de paisagens com altos níveis de detalhamento exige uma análise multicamadas e indicadores de fácil obtenção geoespacializados. Neste contexto, as análises integradas de informações geoespaciais e a utilização de software de processamento na nuvem têm sido indispensáveis, e atualmente, a principal plataforma com capacidade de análise de grande volume de dados é a plataforma do *Google Earth Engine* – GEE (GORELICK et al., 2017). Várias instituições, como a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) tem utilizado e desenvolvido aplicações como o *Collect Earth*, Software de código aberto para monitoramento da terra e que utiliza a computação na nuvem da *Google* (BEY et al., 2016).

No Brasil, o Projeto MapBiomass, iniciativa do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) do Observatório do Clima, produzido por uma rede

colaborativa formadas por ONGs, universidades e empresas de tecnologia organizadas por biomas e temas transversais SEEG (2018), passou a utilizar a plataforma do GEE para processamento e análise das transições de uso e cobertura da terra e cuja base de dados está disponível na *Web* e é a principal ferramenta para a geração da cobertura anual da terra, pela criação de mapas usando processos de classificação automática aplicados a imagens de satélite (SOUZA; AZEVEDO, 2017).

A bacia hidrográfica do rio Brígida, área de estudo deste trabalho, está localizada no Bioma Caatinga. A produção rural da bacia é caracterizada pelo predomínio da agricultura temporária (mandioca, milho, palma, feijão) na região altiplana da Chapada do Araripe, de lavouras anuais nos perímetros irrigados do rio Brígida e da agropecuária extensiva, praticada em sua grande parte, na Savana Estépica Florestada, onde se destacam as atividades da bovinocultura leiteira, caprinocultura, ovinocultura, apicultura e o extrativismo vegetal (CONDEP/FIDEM, 2015). A atividade de mineração na bacia concentra 95% da produção brasileira de gesso e 40% das reservas de gipsita do planeta (PERNAMBUCO, 2018), cujo potencial de mineração gera grande demanda por energéticos florestais para calcinação da gipsita, o que pode se considerar um contraponto na conservação ecológica da paisagem da bacia.

Segundo dados do Modelo Brasileiro do Sistema Terrestre (NOBRE et al., 2013) há uma tendência de redução da precipitação em -1,19 mm/mês por década e aumento da temperatura de 0,14° Celsius por década na região de estudo. Diante do cenário econômico efetivo e potencial associados aos cenários de mudanças climáticas previstos, os questionamentos recaem sobre a capacidade de suporte e resiliência dos recursos naturais no fornecimento de serviços ecossistêmicos ao longo dos anos.

Este trabalho visa responder questões relacionadas as principais alterações na paisagem, tendo como ponto de partida as perguntas exploratórias as quais são: 1) Como se comportam as classes de cobertura da terra na paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida ao longo do tempo?; 2) O balanço hídrico e a distribuição espacial das atividades econômicas promovem diferentes alterações na paisagem da bacia?; 3) Quais são as áreas de maior vulnerabilidade ambiental com base em indicadores fisiográficos, climatológicos e antropogênicos? 4) Quais são os efeitos da mudança de uso e cobertura da terra sobre os serviços ecossistêmicos?

Diante das questões levantadas, o objetivo deste trabalho foi avaliar a vulnerabilidade ambiental da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida no estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. Para alcançar o objetivo proposto, o trabalho foi

divido em três capítulos. No primeiro capítulo analisou-se a dinâmica do comportamento da fragmentação florestal da bacia hidrográfica do rio Brígida em Pernambuco e identificar mudanças de regime de uso da terra; o segundo capítulo propôs-se a criação de diferentes cenários de vulnerabilidade ambiental e o terceiro capítulo buscou-se identificar os padrões de transição de mudanças das classes de paisagem e avaliar a dinâmica do impacto do uso e cobertura da terra sobre os serviços ecossistêmicos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. MUDANÇAS CLIMÁTICAS

As respostas biológicas às mudanças climáticas podem ser medidas por condições médias e extremas (GARCIA et al., 2014). Para Khaliq et al. (2014) uma pequena mudança de temperatura pode exceder as tolerâncias térmicas dos organismos tropicais, acarretando uma maior vulnerabilidade biológica nessas regiões. No entanto, os padrões geográficos e latitudinais, fornecem médias de índices extremos que nem sempre são convergentes para construir padrões e comportamentos ecológicos, o que tornam mais difíceis a previsibilidade de impactos biológicos às mudanças climáticas (KHALIQ et al., 2014).

Nos trópicos úmidos a maior variabilidade climática está associada à redução da cobertura florestal. Em contraste, a variabilidade interanual na precipitação pode ter efeitos neutros ou mesmo positivos sobre a cobertura de florestal nos trópicos secos (HOLMGREN et al., 2013; HANEWINKEL et al., 2013; PEDERSON et al., 2014). Em escala global, Rudel (2017) constatou que a grande parte da exploração dos recursos florestais nos trópicos secos é predominantemente realizada por meio da mão de obra familiar, de maneira artesanal e com a utilização de ferramentas manuais para o corte de árvores, com objetivos de produzir alimentos, combustíveis à base de lenha direcionados ao abastecimento de mercados locais e regionais.

Diferentemente do que ocorre nos trópicos secos, nas regiões úmidas o desmatamento tem caráter industrial e interesses comerciais internacionais. A Malásia, a Indonésia e o Brasil exemplificam bem essa relação entre as grandes exportações agrícolas e as taxas relativamente altas de desmatamento (RUDEL, 2017). Ao tempo que, formas de uso sustentáveis da vegetação devem ser incentivadas nos ambientes de clima seco, evitando a criação e a expansão de áreas com processos de desertificação (BESTELMEYER et al., 2015).

As florestas secas não recebem atenção igualmente as florestas úmidas no contexto de mecanismo de fomento a conservação florestal, a exemplo do REDD + (redução de emissões por desmatamento e degradação florestal), principalmente por terem estoques e incrementos menores de carbono por área (BLACKIE et al., 2014). Para Salvini (2016) determinar as causas próximas e subjacentes do desmatamento e da degradação florestal é um pré-requisito fundamental para o desenvolvimento de atividades para projetos REDD + e de fomento para projetos voltados ao uso sustentável.

O Capítulo 2 da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), introduz os conceitos necessários à compreensão das interligações entre biodiversidade e mudança de clima, com ênfase especial sobre o funcionamento de ecossistemas. Segundo a CDB o estudo da biodiversidade deve considerar a diversidade de espécies, a diversidade genética e a diversidade de ecossistemas, referindo-se todas as formas de vida com suas variações ao nível de genes ou de espaço que definem um ecossistema (BARTKOWSKI et al., 2015).

O relatório do “*Intergovernmental Panel on Climate Change*” - IPCC (2014^a) ratifica que a influência humana sobre o sistema climático é clara e as recentes emissões antropogênicas de gases do efeito estufa são as mais altas da história, e que as mudanças recentes tiveram impactos generalizados em sistemas humanos e naturais conforme indicado por Stocker et al. (2015). Segundo o documento IPCC (2014a), os riscos das mudanças climáticas provem da vulnerabilidade (falta de preparo), exposição (pessoas ou bens em perigo) e sobreposição com os riscos (tendências ou eventos climáticos desencadeantes). O relatório “*Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*” IPCC (2014b) pontuaram três diretrizes importantes no âmbito das discussões sobre mudanças climáticas que são: 1) expandir o conhecimento sobre o tema por meio da inclusão de setores relacionados à segurança humana, meios de subsistência e oceanos. 2) ampliar o foco no risco, em que o risco captura a combinação de resultados incertos por meio de análises que incluam eventos de baixa probabilidade e de alta consequência. 3) estudar os fenômenos que envolvem fatores de interação, na perspectiva de novas dimensões e complicações em função de padrões climáticos.

Os dados produzidos pelos Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa - SEEG indicaram que entre os anos de 1990 e 2013 o Brasil emitiu um total de 62,90 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO_{2e}) em *Global Warming Potential* (GWP). Dois terços deste total (62%: 39 milhões de tCO_{2e}) foi gerado no setor Mudanças de Uso da Terra - MUT, seguido de 17% pelo setor Agropecuário e 15% pelo setor de Energia SEEG (2018), sendo uma das principais fontes de emissão o

desmatamento, principalmente do bioma Amazônia com 70% do total para o período 1990-2016. Este mesmo relatório indica que a contribuição das Mudanças de Uso da Terra na Caatinga, para emissão de GEE, nesse mesmo período foi de 2%. De acordo com a Organizações das Nações Unidas para Alimentação - FAO (RUSSELL; KUMAR, 2017) as estratégias de mitigação no setor florestal são focadas principalmente na redução das emissões por desmatamento e degradação florestal, captação de gás carbônico da atmosfera pelas florestas e redução do consumo de combustíveis fósseis.

As Mudanças de Uso da Terra - MUT associada ao aumento da variabilidade climática podem afetar os serviços ecossistêmicos de maneiras contrastantes, como expansão da cobertura florestal em áreas secas durante eventos úmidos extremos, aumentar o sequestro de carbono, a retenção de nutrientes no solo e a biodiversidade (HOLMGREN, 2013), ou alterar a distribuição geográfica de espécies e tipologias de vegetação MORITZ; AGUDO e RICHARDSON et al. (2013). Em uma avaliação realizada em escala global Seddon et al. (2016) identificaram que os ecossistemas secos estão entre os mais vulneráveis e ecologicamente sensíveis do planeta às mudanças climáticas, entre os quais, menciona a Caatinga.

Nos últimos anos algumas pesquisas vêm dando ênfase a análise dos efeitos das mudanças no clima sobre os recursos florestais, com foco em abordagens correlativas, mecanicistas, baseadas em características e em requisitos de dados associados e em métodos de modelagem que utilizam escalas espaciais e temporais (PACIFICI et al., 2015). A disponibilidade cada vez maior de dados climáticos de alta resolução espacial e temporal, certamente, facilitará a análise de eventos extremos, tanto para as condições climáticas contemporâneas e futuras (LIMA-RIBEIRO, 2015).

Para Pacifici et al (2015) a maioria dos estudos não levam em conta as interações entre ameaças atuais e mudança climática. Segundo Blois et al. (2013) as interações bióticas conduzem processos ecológicos e evolutivos fundamentais e mediam as respostas dos ecossistemas às mudanças climáticas. A direção, frequência e intensidade das interações bióticas podem ser alteradas pelas mudanças climáticas e estudadas em diferentes escalas temporais e espaciais (BLOIS et al., 2013). Os autores ressaltam que essas descobertas abriram janelas na ciência e que novas pesquisas poderão auxiliar na compreensão dos efeitos provocados pelas mudanças climáticas nos ecossistemas.

Em análise de vinte anos sobre os estudos dos serviços prestados pelos ecossistemas, Costanza et al. (2017a), apontam para a fraqueza das principais abordagens econômicas de avaliação. Conclui que, as contribuições substanciais dos serviços

ecossistêmicos para o bem-estar sustentável dos seres humanos e o restante da natureza devem estar no centro da mudança fundamental necessária na teoria e prática econômica se o objetivo for alcançar uma transformação social para um futuro sustentável e desejável.

2.2.INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

A corrente do ecodesenvolvimento, nos anos 1970, foi fruto do esforço para encontrar uma terceira via opcional àquelas que opunham, de um lado, desenvolvimentistas e, de outro, defensores do crescimento zero (ROMEIRO, 2012; BARKEMEYER et al., 2014). A expressão “desenvolvimento sustentável” foi consagrada no Relatório de Brundtland de 1987, cujo conceito procurou compatibilizar os imprescindíveis protocolos de proteção ao meio ambiente com os anseios sociais e a busca pelo desenvolvimento econômico (ROMEIRO, 2012).

A Cúpula da Terra, ocorrida em 1992, reconheceu o importante papel que os indicadores podem desempenhar em prol do desenvolvimento sustentável (AMORIM; ARAÚJO; CÂNDIDO, 2014; SILVA; VIEIRA, 2016). Esse reconhecimento está posto no Capítulo 40 da Agenda 21, que sugere que as nações e suas organizações desenvolvam e identifiquem indicadores de desenvolvimento sustentável (HÁK et al., 2016). Além disso, a Agenda 21 exige especificamente a harmonização dos esforços para desenvolver indicadores de desenvolvimento sustentável em nível regional, nacional e mundial, incluindo a incorporação de um conjunto adequado desses indicadores em comum (HUANG et al., 2015). De acordo com o referido relatório, “o desenvolvimento sustentável procura suprir às necessidades e aspirações do presente sem comprometer a possibilidade de atendê-las no futuro”, procurando compatibilizar o crescimento econômico com a resolução de problemas relacionados à miséria, ao subdesenvolvimento e a proteção ambiental (AMORIM; ARAÚJO; CÂNDIDO, 2014).

Em uma perspectiva contraditória, as legislações promotoras das ações de “desenvolvimento” são permeadas por regras que estimulam a insustentabilidade do uso dos recursos naturais (MOURA; BEZERRA, 2016). Nesse sentido, Moura e Bezerra (2016) sugerem que é preciso avançar na construção de uma legislação que tenha como base o princípio do desenvolvimento sustentável, tratando-a na perspectiva de um direito. Convergem para o fato de que a maioria dos subsídios governamentais, tanto no Brasil como em muitos outros países, promovem uma forma não sustentável de desenvolvimento. Embora nem todos nos mesmos níveis de desenvolvimento ou resolução, os sistemas e

pesquisas em sustentabilidade identificam dimensões ou variáveis essenciais para avaliar as mudanças de sistemas sociais, econômicos e biofísicos (REYERS, et al., 2017).

As variáveis essenciais para monitorar o clima, oceanos e biodiversidade revelam uma série de critérios que segundo Skidmore et al. (2015), Reyers et al. (2017) e Vihervaara et al. (2017) devem responder três questões importantes na perspectiva da essência do sistema de captura, caminho para transformações dos sistemas, planejamento dos sistemas de monitoramento e o que é indispensável. Sugere que os seguintes questionamentos devem ser respondidos: 1. Quais características, processos e interações são fundamentais para descrever e projetar comportamentos ao longo do tempo e espaço? 2. A variável apoia a agenda transformadora dos sistemas de desenvolvimento sustentável, observando as transformações dos sistemas desde o ponto de alavancagem? 3. A variável é fundamental e multifuncional para rastrear o desenvolvimento sustentável?

As abordagens de sistemas e índices destacam importantes dimensões sociais e econômicas para rastrear as metas de desenvolvimento sustentável (ALKIRE E SANTOS, 2014). Métodos como as abordagens da pegada ecológica (WIEDMANN et al., 2015), avaliação do metabolismo socioeconômico e abordagens de modelagem (SCHLÜTER et al., 2014; VIRAPONGSE et al., 2016). Estende-se as áreas de interação social e domínios biofísicos, assim como no campo das ideias como o “espaço operacional seguro e justo”, que relaciona explicitamente as dimensões ambiental, social e econômica. (HÄYHÄ et al., 2016). Todos os critérios exigem um modelo conceitual de como os sistemas funcionam no nível da sustentabilidade, um conjunto de componentes e inter-relações, formando uma complexa hipótese causal (REYERS, 2017).

Para Zaman et al. (2014) a busca por indicadores de desenvolvimento sustentável significa a busca de informações ambientais relevantes e coerentes que respeitem esses critérios e respondam os questionamentos: Mas o que exatamente são indicadores e para que servem? Os indicadores são um compromisso entre a precisão científica e a demanda por informações concisas, mas especificamente, os indicadores podem ser utilizados para dois fins entrelaçados: 1. Planejamento: identificação de problema, alocação de recursos socioeconômicos e avaliação de políticas; e 2. Comunicação: notificação, mobilização e legitimação de medidas políticas. Outra questão é: O que deve ser medido pelos indicadores de desenvolvimento sustentável? Os efeitos práticos da aplicação de critérios e indicadores de uso sustentável dos recursos naturais visam obter respostas relacionadas ao suporte e resposta dos processos ecológicos às alterações constantes da paisagem.

Nesse aspecto, em linhas gerais, Arroyo-Rodríguez et al. (2017) consideram que a soma de esforços e a interdisciplinaridade têm contribuído para melhorar a representação dos fenômenos naturais e as mudanças provocadas pelo homem, com a agregação de informações espaciais para realizar a contextualização, diagnóstico e modelagem da paisagem.

Para Nijkamp e Opschoor (2016) esta questão tem ângulos, científicos e éticos, e não é tão simples de ser respondida. E apresentam novos questionamentos: “Será que está se buscando indicadores apenas para avaliar as condições de sustentabilidade para a espécie humana ou será que as pesquisas estão incluindo as outras espécies também? ”. Segundo os autores, embora este ponto não tenha sido completamente resolvido, muitos pesquisadores do assunto concordam que a sustentabilidade não deve ser definida a partir de uma perspectiva puramente econômica (sustentabilidade do capital ambiental como base para produção do capital econômico).

Para Leslie et al. (2015) a governança dos recursos naturais é mais eficaz quando as escalas de processos ecológicos são compatíveis com as instituições humanas encarregadas de gerenciar as interações humano-ambientais. Ainda segundo Leslie et al. (2015) a estrutura de sistemas socioecológicos (SEs) fornece orientação sobre como avaliar as dimensões sociais e ecológicas que contribuem para o uso e o gerenciamento dos recursos. Nesta lógica, Nijkamp e Opschoor (2016) defendem a ênfase na preservação de um capital ambiental satisfatório e rigorosamente definido e que este deva ser transmitido “intacto” às gerações futuras, como um potencial para o seu desenvolvimento. Esse capital refere-se à quantidade e qualidade da base de recursos naturais de uma região.

Os Indicadores de desenvolvimento sustentável devem considerar a “integridade” dos elementos e as estruturas naturais, a “diversidade” de espécies e dos sistemas (HÁK et al., 2016). Uma medida de desenvolvimento sustentável deve incluir indicadores que avaliem a pressão da sociedade sobre o meio ambiente (poluição, uso de recursos) e representem o estado do meio ambiente (integridade ecológica ou biodiversidade) (INTER-AGENCY AND EXPERT GROUP IN SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOAL INDICATORS, 2016). Os fluxos e estados sustentáveis, exógenos ao processo de desenvolvimento de indicadores, devam em algum momento serem definidos pelos cientistas ou pelo processo político, destacando que esse marco sobre o referencial do que de fato é sustentável é fundamental para a validação dos indicadores (HÁK et al., 2016). A utilização de Indicadores depende das combinações entre os fatores analisados, desta forma

Maes et al. (2016) consideram que existe potencial para avaliar ecossistemas em escala regional por meio de indicadores e suas interações.

2.3. ANÁLISE DE PAISAGEM E SENSORIAMENTO REMOTO

O estudo das mudanças espaço-temporal da paisagem tem como foco avaliar alterações na estrutura e a relevância dessas mudanças para os aspectos funcionais da paisagem. Dentre as técnicas aplicadas ao estudo das paisagens, o sensoriamento remoto se apresenta como uma das principais ferramentas para o monitoramento, avaliação do uso da terra e mudança da cobertura (MARTINEZ DEL CASTILLO et al.; RAWAT; KUMAR (2015), quantificação de biomassa acima do solo (LU et al., 2016) e análise espaciais de bacias hidrográficas (BUTT et al., 2015). Para Plieninger et al. (2016) existem lacunas no estudo de paisagens usando técnicas de sensoriamento relacionadas a: 1) esclarecer a identificação e o papel dos atores na mudança da paisagem, 2) implementar ferramentas e métodos mais robustos para avaliar quantitativamente as causalidades da mudança da paisagem e 3) estabelecer estudos de longo prazo que vão além do mapeamento apenas da mudança da cobertura da terra e considerar processos sutis e inovadores de mudança de paisagem.

Os padrões de paisagem são formados pela interação de elementos abióticos e processos bióticos. Para Proulx et al. (2015) as atividades humanas são comprovadamente forças impulsionadoras para moldar paisagens criando padrões de diferentes usos da terra. Os modelos de matriz de manchas (PMM) e gradiente de mancha (GM) descrevem as estruturas de paisagem como um mosaico de delineado discreto com áreas homogêneas (RUFFELL et al., 2017). Por meio das técnicas de sensoriamento, as estruturas da paisagem podem ser descritas e não apenas pelo delineamento de áreas homogêneas, mas também avaliando quantitativamente seu arranjo espacial (configuração de paisagem) e a sua diversidade constituinte (composição).

De acordo com Lausch et al. (2015) o próprio processo ecológico e antrópico, e suas características sob investigação, são decisivos para a seleção de indicadores discretos e / ou contínuos, o tipo de abordagem de análise de padrão quantitativo a ser utilizado (PMM / GM), os dados e a escala necessária para a análise. Contrário essa lógica de avaliação da paisagem por padrão de manchas, Li e Yang (2015), propõem uma abordagem sobre a fragmentação da paisagem que envolvem as características de perfuração,

dissecação, subdivisão, encolhimento e atrito, o que difere das métricas de paisagem para interpretar o status atual da paisagem.

A princípio, existem questionamentos quanto a eficácia da utilização das métricas da paisagem tradicionais na explicação dos processos ecológicos (DRAMSTAD, 2009), para a autora questões referentes as técnicas precisam ser resolvidas para solidificar os vínculos entre os padrões ecológicos revelados pelas métricas e os processos que queremos que elas indiquem. Para Sawyer; Epps; Brashares (2011) a utilização de modelos de distância de menor custo se deparam com uma questão crucial para o planejamento dos métodos de conservação que é: *“esses modelos melhorarão a criação de corredores, incorporando explicitamente os efeitos habituais sobre o movimento, ou eles resultarão em recomendações erradas e potencialmente caras para a conservação ao ocultar os pressupostos invalidados?”*.

Além das questões relacionadas à capacidade das métricas estruturais ter poder de captura e inferência sobre atributos funcionais da paisagem, deve-se ter uma preocupação adicional com a qualidade das informações quanto a metodologia que são produzidas e disponibilizadas, com o intuito de facilitar a interpretação dos planejadores em conservação e manejo da paisagem (LUSTIG et al., 2015). Para Lopez e Frohn (2017) a maioria dos interessados e tomadores de decisão querem medidas transparentes, fáceis de entender e de baixo custo. Portanto, os indicadores de padrões de paisagem, precisam ser não só ecologicamente relevantes, mas também facilmente interpretáveis.

Durante décadas, vem se utilizando técnicas espaciais no monitoramento e no mapeamento do avanço das mudanças na paisagem, incluindo a fragmentação florestal e a desertificação, baseando-se na análise de diversos parâmetros espaciais. Nesta perspectiva, Arraes e Campos (2016) reforçam que o planejamento da ocupação da bacia hidrográfica torna-se necessário para racionalmente compatibilizar necessidades crescentes das atividades antrópicas com os recursos limitados, por meio do fortalecimento dos mecanismos de controle. Harris, Carr e Dash (2014) ratificam o potencial dos dados das séries temporais de imagens orbitais para monitorar a resiliência da cobertura vegetal em regiões semiáridas.

Reconhecidamente, o sensoriamento remoto tem inúmeras potencialidades no suporte ao gerenciamento de recursos naturais. No entanto, várias questões limitam esse potencial. Para Pettorelli et al. (2014), embora muitos produtos de satélite estejam disponíveis gratuitamente, uma proporção significativa não é acessível gratuitamente, e além da aquisição, as análises baseadas nessas informações podem se tornar caras devido

a infraestrutura necessária como hardware, software, pessoal qualificado e treinamento para o processamento e análise de grandes conjuntos de dados. Os estudos de caso e aplicações científicas de imagens multiespectrais vêm se ampliando nas mais diversas áreas do conhecimento. Para Rawat (2015) a imagem de satélite multitemporal desempenha um papel vital na quantificação de fenômenos espaciais e temporais e pondera que não é possível por meio do mapeamento convencional.

A integração de dados primários de pesquisas *in situ* e o conhecimento especializado em sensoriamento remoto é limitada, levando a uma subutilização e subvalorização da ferramenta (ROCCHINI et al., 2018). Sensores orbitais são comumente utilizados e consolidados no meio científico para o mapeamento, estudos climáticos e mudança de uso e cobertura da terra (JOSHI et al., 2016). Para o monitoramento dos recursos naturais exige-se uma interface com a ecologia, o que em muitos casos é difícil. Sem referências comuns e plataformas centralizadas, a integração sempre será restrita (PETTORELLI; SAFI et al., 2014).

Neste sentido, Rawat e Kumar (2015) e Vihervaara et al. (2017), sugerem que o ideal seria tornar o sensoriamento remoto em um elemento padrão entre os instrumentos de análise e monitoramento no campo da ecologia. Para Chi et al. (2016); Ma et al. (2015) outras variáveis figuram entre os obstáculos para ampliação do sensoriamento remoto, a exemplo da cobertura dos sensores, custos de dados e capacidade local instalada. No Brasil com o advento e a disponibilização das novas tecnologias e imagens multiespectrais, o sensoriamento remoto tem sido a principal ferramenta para estudar em escala regional e local as mudanças de uso da terra no espaço e no tempo (DELGADO et al., 2014; SILVA et al., 2014; SILVA et al. 2018).

O tratamento e gestão de grandes massas de dados e a sua manipulação por meio da computação na nuvem, plataformas de geoprocessamento de código aberto e a disponibilidade de interfaces de programação de aplicativos (API), a exemplo do Google Earth code e workspace, têm possibilitado um novo formato de análise de paisagens em escala global, regional e local, como sugere os trabalhos de Hid et al. (2017), Gorelick et al. (2017), Shelestov et al. (2017) e Kennedy et a. (2018). Dentre os algoritmos de aprendizagem de máquina (*Machine Learning*) utilizados no sensoriamento destacam-se o *Random Forests* (RF), as redes neurais artificiais (RNA), *Classification And Regression Trees* (CART) e outros vetores de suporte para treinamento de máquina (SVMs), todos com alto grau de acurácia e com API desenvolvidos para as plataformas virtuais de computação na nuvem.

Conforme se apresenta em trabalhos realizados por CHEN, et al., (2017), Tang et al. (2017), Vogels et al. (2017), o algoritmo Random Forests destaca-se nas classificações por objeto e por pixels (FU et al., 2017) com alta capacidade em selecionar e agrupar amostras (FOX et al., 2017) e alta precisão (THAN et al., 2018). O Random Forests possibilita a otimização das amostras selecionadas para o treinamento, o que reduz o esforço amostral até seis vezes quando comparados com outros algoritmos de classificação e agrupamento, o que segundo Lebourgeois et al (2017) essa característica do Random Forests contribui para a redução do tempo de processamento de grandes massas de dados.

3. REFERÊNCIAS

- ALKIRE, S.; SANTOS, M. E. Measuring acute poverty in the developing world: robustness and scope of the multidimensional poverty index. **World Development**, [s.l.], v. 59, p. 251-274, 2014. Disponível em: < <https://goo.gl/w9HLb7>>. Acesso em: 15 de mar. de 2018.
- AMORIM, A. D. S.; ARAÚJO, M. F. F.; CÂNDIDO, G. A. Uso do barômetro da sustentabilidade para avaliação de um município localizado em região semiárida do nordeste brasileiro. **Desenvolvimento em Questão**, [s.l.], v. 12, n. 25, p. 189, 2014. Disponível em: < <https://goo.gl/ywzNd5>>. Acesso em: 15 de mar. de 2018.
- ARRAES, T. M; CAMPOS, J. E.G. Proposição de critérios para avaliação e delimitação de bacias hidrogeológicas. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 81-89, 2016. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/9289>>. Acesso em: 15 de mar. de 2018.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; M5ELO, F. P. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, [s.l.], v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.029>>. Acesso em: 10 de maio. de 2018
- BAILIS, R.; DRIGO, R.; GHILARDI, A.; MASERA, O. The carbon footprint of traditional woodfuels. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 266–272, 2015. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nclimate2491>>. Acesso em: 10 de maio. de 2018.
- BARKEMEYER, R.; HOLT, D.; PREUSS, L.; TSANG, S. What Happened to the ‘Development’ in Sustainable Development? Business Guidelines Two Decades After Brundtland. **Sustainable Development**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 15–32, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/sd.521>>. Acesso em: 10 de maio. de 2018.
- BARTKOWSKI, B.; LIENHOOP, N.; HANSJÜRGENS, B. Capturing the complexity of biodiversity: a critical review of economic valuation studies of biological diversity. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 113, p. 1–14, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/g9C2iN>>. Acesso em: 10 de maio. de 2018.

BESTELMEYER, B. T.; OKIN, G. S.; DUNIWAY, M. C.; et al. Desertification, land use, and the transformation of global drylands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 28–36, 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/140162>>. Acesso em: 17 de maio. de 2018.

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the brazilian cerrado and caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, [s.l.], v. 58, p. 116-127 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/gjgFDK>> Acesso em: 15 de mar. de 2018.

BEY, A.; SÁNCHEZ-PAUS DÍAZ, A.; MANIATIS, D. et al. Collect earth: land use and land cover assessment through augmented visual interpretation. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 8, n. 10, p. 807, 2016. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/8/10/807>>. Acesso em: 17 de maio. de 2018.

BLACKIE, R. et al. **Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research**. Bogor Barat, Indonésia: CIFOR, 2014. *E-book* (32 p.). Disponível em: <<https://goo.gl/2imkeu>>. Acesso em: Acesso em: 15 de mar. de 2018.

BLOIS, J. L.; ZARNETSKE, P. L.; FITZPATRICK, M. C.; FINNEGAN, S. Climate change and the past, present, and future of biotic interactions. **Science**, [s. l.], v. 341, n. 6145, p. 499–504, 2013. Disponível em: <<https://goo.gl/7gRRsU>>. Acesso em: 15 de mar. de 2018.

BUTT, A.; SHABBIR, R.; AHMAD, S. S.; AZIZ, N. Land use change mapping and analysis using Remote Sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, Egyptian, [s.l.], v. 18, n. 2, p. 251–259, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/J2FrwT>>. Acesso em: 15 de mar. de 2018.

CAPELLESSO, E. S.; SANTOLIN, S. F.; ZANIN, E. M. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no sul do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, [s.l.], v. 39, n. 5, p. 821-829 2015. Disponível em:< <http://www.redalyc.org/html/488/48842815005/>>. Acesso em: 17 de março de 2018.

CHEN, W. et al. A comparative study of logistic model tree, random forest, and classification and regression tree models for spatial prediction of landslide susceptibility. **Catena**, [s. l.], v. 151, p. 147-160, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816216305136>>. Acesso em: Acesso em: 15 de abr. de 2018.

CHI, M.; PLAZA, A.; BENEDIKTSSON, J. A. et al. Big data for remote sensing: challenges and opportunities. **Proceedings of the IEEE**, [s. l.], v. 104, n. 11, p. 2207–2219, 2016. Disponível em: < <https://goo.gl/NPCqqb>>. Acesso em: 16 de mar. de 2018.

CONDEPE/FIDEM. **Condepe/Fidem**: Região de Desenvolvimento do Sertão do Araripe. C2018. Subpágina. Disponível em: <<https://goo.gl/yRYfG7>>. Acesso em: 10 de jun. de 2018.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L. et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 28, p. 1-16, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/V6Afv6>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

DE GROOT, R. S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, [s.l.], v. 7, n. 3, p. 260–272, 2010. Disponível em: <<https://goo.gl/jm9zHS>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

DELGADO, R. C. et al. Cenários climáticos da radiação solar global baseados no modelo regional HadRM3 para o Estado do Acre. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 417-428, 2014.

DRAMSTAD, W. E. Spatial metrics – useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? **Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography**, Norwegian, [s.l.], v. 63, n. 4, p. 246–254, dez. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622815000284>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

FERRANTE, L.; BACCARO, F. B.; FERREIRA, E. B. et al. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 44, n. 8, p. 1911–1922, 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/jbi.12951>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

FOX, E. W. et al. Assessing the accuracy and stability of variable selection methods for random forest modeling in ecology. **Environmental monitoring and assessment**, [s. l.], v. 189, n. 7, p. 316, 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-6025-0>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

FU, B. et al. Comparison of object-based and pixel-based Random Forest algorithm for wetland vegetation mapping using high spatial resolution GF-1 and SAR data. **Ecological indicators**, [s. l.], v. 73, p. 105-117, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X1630560X>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

GARCIA, R. A.; CABEZA, M.; RAHBK, C.; ARAÚJO, M. B. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. **Science**, United States of American, [s.l.], v. 344, n. 6183, p. 1247579, 2014. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/344/6183/1247579>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M. et al. Google earth engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 202, p. 18-27, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/AeaE3P>>. Acesso em: 05 de mai. de 2018.

GRÊT-REGAMEY, A.; WEIBEL, B.; KIENAST, F.; RABE, S.-E.; ZULIAN, G. A. Tiered approach for mapping ecosystem services. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 13, p. 16-27 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/Za79MK>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

HÁK, T.; JANOUŠKOVÁ, S.; MOLDAN, B. Sustainable development goals: a need for relevant indicators. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 60, p. 565–573, 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X15004240>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D. A.; SCHELHAAS, M. J.; NABUURS, G. J.; ZIMMERMANN, N. E. Climate change may cause severe loss in the economic value of

European forest land. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 3, n. 3, p. 203, 2013. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nclimate1687>>. Acesso em: 13 de março de 2018.

HARRIS, A.; CARR, A. S.; DASH, J. Remote sensing of vegetation cover dynamics and resilience across southern Africa. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 28, p. 131-139, 2014. Disponível em: <<https://goo.gl/y8SRk2>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

HÄYHÄ, T.; LUCAS, P. L.; VUUREN, D. P. VAN; CORNELL, S. E.; HOFF, H. From planetary boundaries to national fair shares of the global safe operating space — how can the scales be bridged? **Global Environmental Change**, [s.l.], v. 40, p. 60–72, set. 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/pn1vgf>>. Acesso em: 15 de abr. de 2018.

HIRD, J. et al. Google earth engine, open-access satellite data, and machine learning in support of large-area probabilistic wetland mapping. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 9, n. 12, p. 1315, 2017. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/9/12/1315>>. Acesso em: 15 de mar. de 2017.

HOLMGREN, M.; HIROTA, M.; VAN NES, E. H.; SCHEFFER, M. Effects of interannual climate variability on tropical tree cover. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 3, n. 8, p. 755–758, 2013. Disponível em: <<https://goo.gl/LhXF3S>>. Acesso em: 13 de março de 2018.

HUANG, L.; WU, J.; YAN, L. Defining and measuring urban sustainability: a review of indicators. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 30, n. 7, p. 1175-1193, 2015. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-015-0208-2>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

INTER-AGENCY AND EXPERT GROUP IN SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOAL INDICATORS. **Final list of proposed Sustainable Development Goal Indicators**. [S.l.], 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/33Q1rD>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on. Cambridge-UK: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, 2014. *E-book*. Disponível em: <<https://goo.gl/N5Fbgc>>. Acesso em: Acesso em: 20 de mar. de 2018.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge-UK: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, 2014. *E-book*. Disponível em: <<https://goo.gl/N5Fbgc>>. Acesso em: 20 de mar. de 2018.

JOSHI, N. et al. A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 70, 2016. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/8/1/70/htm>>. Acesso em: 20 de mar. De 2018.

KENNEDY, R. et al. Implementation of the landtrendr algorithm on google earth engine. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 10, n. 5, p. 691, 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/5/691>>. Acesso em: Acesso em: 10 de maio. de 2018.

KHALIQ, I.; HOF, C.; PRINZINGER, R.; BÖHNING-GAESE, K.; PFENNINGER, M. Global variation in thermal tolerances and vulnerability of endotherms to climate change. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l], v. 281, n. 1789, p. 20141097, 2014. Disponível em: <<https://goo.gl/mrzjEE>>. Acesso em: 13 de março de 2018.

LATIMER, C. E.; ZUCKERBERG, B. Forest fragmentation alters winter microclimates and microrefugia in human-modified landscapes. **Ecography**, [s.l], v. 40, n. 1, p. 158-170, 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ecog.02551>>. Acesso em: 15 de jun. de 2018.

LAUSCH, A.; BLASCHKE, T.; HAASE, D.; et al. Understanding and quantifying landscape structure - a review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. **Ecological Modelling**, [s.l], v. 295, p. 31-41, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380014003974>>. Acesso em: 15 de jun. de 2018.

LESLIE, H. M.; BASURTO, X.; NENADOVIC, M. et al. Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l], v. 112, n. 19, p. 5979–5984, 2015. Disponível em: <<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1414640112>>. Acesso em: 15 de jun. de 2018

LI, S.; YANG, B. Introducing a new method for assessing spatially explicit processes of landscape fragmentation. **Ecological Indicators**, [s.l], v. 56, p. 116–124, 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X15001557>>. Acesso em: 08 de ago. de 2018

LIMA-RIBEIRO, M. S. EcoClimate: a database of climate data from multiple models for past, present, and future for macroecologists and biogeographers. **Biodiversity Informatics**, [s.l], v. 10, p. 1–21, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/HK4uX7>>. Acesso em: 15 de jul. de 2018

LOPEZ, R.; FROHN, R. **Remote sensing for landscape ecology: New metric indicators. Monitoring, modeling, and assessment of ecosystems**, second edition. Boca Raton: CRC Press, 2017. *E-book*. (p. 285). [s.l]. ISBN 978-14-987-5439-2. Disponível em: <<https://goo.gl/73r5oo>> Acesso em: 08 de ago. de 2018

LU, D.; CHEN, Q.; WANG, G. et al. A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. **International Journal of Digital Earth**, [s.l], v. 9, n. 1, p. 63-105, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/L5fdSc>>. Acesso em: 16 de jul. de 2018.

LUSTIG, A.; STOUFFER, D. B.; ROIGÉ, M.; WORNER, S. P. Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. **Ecological Indicators**, [s.l], v. 57, p. 11–21, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/WjXHy8>>. Acesso em: 16 de jul. de 2018.

MA, Y.; WU, H.; WANG, L. et al. Remote sensing big data computing: Challenges and opportunities. **Future Generation Computer Systems**, [s.l], v. 51, p. 47-60. Disponível em: <<https://goo.gl/PFTQCf>>. Acesso em: 20 de mai. de 2018

MAES, J.; LIQUETE, C.; TELLER, A. et al. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem Services**, [s.l], v. 17, p. 14-23, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/Ejszzy>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.

MALINGA, R.; GORDON, L. J.; JEWITT, G.; LINDBORG, R. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. **Ecosystem Services**, [s.l], v. 13, p. 57–63, 2015. Disponível em: < <https://goo.gl/VcQ9JD>>. Acesso em: 08 de ago. de 2018.

MARTINEZ DEL CASTILLO, E.; GARCÍA-MARTIN, A.; LONGARES ALADRÉN, L. A.; DE LUIS, M. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). **Applied Geography**, [s.l], v. 62, p. 247–255, 2015. Disponível em: < <https://goo.gl/knxZcx>>. Acesso em: 13 de março de 2018.

MATOS, F. A. R.; MAGNAGO, L. F. S.; GASTAUER, M. et al. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, [s.l], v. 105, n. 1, p. 265–276, 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12661>>. Acesso em: 13 de março de 2018. .

MORALES-BARQUERO, L.; BORREGO, A.; SKUTSCH, M.; KLEINN, C.; HEALEY, J. R. Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico. **Land Use Policy**, v. 49, p. 296-309 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/Rbbip9>>. Acesso em: 13 de março de 2018.

MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: resilience or decline? **Science**, [s.l], v. 341, n. 6145, p. 504-508, 2013. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/341/6145/504>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

MOURA, Adriana (org). **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. Brasília: Instituto de Pesquisas Aplicadas-IPEA, 2016, (p. 352). ISBN: 978-8-578-11275-2. Disponível em: <<https://goo.gl/zXrBdB>>. Acesso em: 03 de mar. de 2018.

NIJKAMP, P.; OPSCHOOR, H. **Sustainability: critical issues and policy measures**. London: Regional Science in Developing Countries, 1997, (p. 52-73). *Online* ISBN: 978-1-349-25459-0, 1997. Disponível em: <<https://goo.gl/uZbh9c>>. Acesso em: 20 de mai. de 2018.

NOBRE, P. et al. Climate simulation and change in the brazilian climate model. **Journal of Climate**, [s.l], v. 26, n. 17, p. 6716-6732, 2013. Disponível em: < <https://www.nature.com/articles/hdy201540>>. Acesso em: 05 de jul. de 2018

OWE, A. J.; CAVERS, S.; BOSHIER, D.; BREED, M. F.; HOLLINGSWORTH, P. M. The resilience of forest fragmentation genetics—no longer a paradox—we were just looking in the wrong place. **Heredity**, [s.l], v. 116, n. 3, p. 348–348, mar. 2016. Disponível em: < <https://www.nature.com/articles/hdy201540>>. Acesso em: 05 de jul. de 2018

PACIFICI, M.; FODEN, W. B.; VISCONTI, P. et al. Assessing species vulnerability to climate change. **Nature Climate Change**, [s.l], v. 5, n. 3, p. 215–224, 2015. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nclimate2448>>. Acesso em: 23 de agos. de 2018.

PEDERSON, N.; DYER, J. M.; MCEWAN, R. W. et al. The legacy of episodic climatic events in shaping temperate, broadleaf forests. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 4, p. 599-620 2014. Disponível em: < <https://goo.gl/WaKF7E> >. Acesso em: 03 de agos. de 2018.

PERNAMBUCO. PE-AZ. **Regiões: Sertão do Araripe**. C2018. Subpágina. Disponível em:<<https://goo.gl/DaJ6p6>>. Acesso em: 10 de jun. de 2018.

PETTORELLI, N.; LAURANCE, W. F.; O'BRIEN, T. G. et al. Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. (E. J. Milner-Gulland, Org.) **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 51, n. 4, p. 839–848, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12261>>. Acesso em: 03 de set. de 2018.

PETTORELLI, N.; SAFI, K.; TURNER, W. Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 369, n. 1643, p. 20130190, 2014. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2013.0190>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

PLIENINGER, T.; DRAUX, H.; FAGERHOLM, N. et al. The driving forces of landscape change in Europe: a systematic review of the evidence. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 57, p. 204–214, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/EWVVLZ>>. Acesso em: 23 de agos. de 2018.

PROULX, R.; PARROTT, L.; FAHRIG, L.; CURRIE, D. J. Long time-scale recurrences in ecology: Detecting relationships between climate dynamics and biodiversity along a latitudinal gradient. [s.l.]: **Understanding Complex Systems**. 2015. (p. 335-347), (Springer, Cham). Disponível em: <<https://goo.gl/ZHR734>>. Acesso em: 05 de out. de 2018.

RAWAT, J. S.; KUMAR, M. Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: A case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 77–84, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/BN6xMx>>. Acesso em: 15 de jul. de 2018.

REYERS, B.; STAFFORD-SMITH, M.; ERB, K.-H.; SCHOLLES, R. J.; SELOMANE, O. Essential variables help to focus sustainable development goals monitoring. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [s.l.], v. 26–27, p. 97–105, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/FyT5de>> Acesso em: 10 de ago. de 2018.

RICHARDSON, A. D.; KEENAN, T. F.; MIGLIAVACCA, M.; et al. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s.l.], v. 169, p. 156-173, 2013. Disponível em: <<https://goo.gl/JRntY3>>. Acesso em: 12 de set. de 2018.

ROCCHINI, D.; BACARO, G.; CHIRICI, G.; et al. Remotely sensed spatial heterogeneity as an exploratory tool for taxonomic and functional diversity study. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 85, p. 983-990, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17306234>>. Acesso em: 25 de jul. de 2018.

ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 26, n. 74, p. 65-92, 2012. Disponível em: <<http://www.journals.usp.br/eav/article/view/10625>>. Acesso em: 24 de mai. de 2018

RUDEL, T. K. The dynamics of deforestation in the wet and dry tropics: a comparison with policy implications. **Forests**, [s.l.], v. 8, n. 4, p. 108, 2017. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1999-4907/8/4/108>>. Acesso em: 10 de ago. de 2018.

RUFFELL, J.; CLOUT, M. N.; DIDHAM, R. K. The matrix matters, but how should we manage it? Estimating the amount of high-quality matrix required to maintain biodiversity in fragmented landscapes. **Ecography**, [s.l.], v. 40, n. 1, p. 171-178 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/x8Q1mN>>. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

RUSSELL, A. E.; KUMAR, B. M. Forestry for a low-carbon future: integrating forests and wood products into climate change strategies. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, [s.l.], v. 59, n. 2, p. 16–23, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/VBNd2z>>. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

SALVINI, G. **REDD + and Climate Smart Agriculture in landscapes From national design to local implementation**. 2016.143 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Wageningen University, Netherlands. Disponível em: <<https://goo.gl/BaA43q>>. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

SAWYER, S. C.; EPPS, C. W.; BRASHARES, J. S. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 48, n. 3, p. 668–678, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>>. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

SCHLÜTER, M.; HINKEL, J.; BOTS, P. W. G.; ARLINGHAUS, R. Application of the ses framework for model-based analysis of the dynamics of social-ecological systems. **Ecology and Society**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 36, 2014. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol19/iss1/art36/>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

SEDDON, A. W.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P. R.; BENZ, D.; WILLIS, K. J. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, [s.l.], v. 531, n. 7593, p. 229, 2016. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nature16986>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

SEEG. Brazil Land Cover Map. c2018. Subpágina. Disponível em: <<http://seeg.eco.br/en/panorama-mudanca-de-uso-da-terra/>>. Acesso em: 16 de jul. de 2018.

SHELESTOV, Andrii et al. Exploring Google earth engine platform for Big Data Processing: Classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. **frontiers in Earth Science**, [s.l.], v. 5, p. 17, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/jUACcn>>. Acesso em: 10 de maio. de 2018.

SILVA, E. et al. Uso de imagens orbitais no geoprocessamento algébrico da microrregião da Campanha Ocidental, Rio Grande do Sul. **FLORAM - Revista Floresta e Ambiente**. Seropédica, v. 21, n. 3, p. 277-285, 2014. Disponível em: <<https://goo.gl/6rVfQq>>. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

SILVA, R. et al. Analysis of the phenology dynamics of brazilian caatinga species with ndvi time series. **CERNE**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 48-58, 2018. Disponível em: <<https://goo.gl/XeaVnL>>. Acesso em: 5 de jul. de 2018

SILVA, S.; VIEIRA, G. Barômetro da sustentabilidade aplicado a assentamentos rurais do leste do estado do Pará, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 36, 2016. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/made/article/view/39957>>. Acesso em: 15 de jul. de 2018

SKIDMORE, K.; PETTORELLI, N.; COOPS, N. C. et al. Environmental science: agree on biodiversity metrics to track from space. **Nature**, [s.l.], v. 12, p 453-80, 2015. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/523403a>>. Acesso em: 15 de jul. de 2018

SOUZA, B. I.; MENEZES, R.; CÁMARA, A. R. Efeitos da desertificação na composição de espécies do bioma caatinga, Paraíba/Brasil. **Investigaciones Geograficas**, México, n.

88, p. 45-59, 2015. Disponível em: < <https://goo.gl/aTfKyD> >. Acesso em: 05 de ago. de 2018.

SOUZA, C.; AZEVEDO, T. **Project MapBiomias: ATBD_R algorithm theoretical base document & results**. Brasília: Project MapBiomias, 2018, (p. 23).[s.l.] Disponível em: < <https://goo.gl/6zJiva> >. Acesso em: 05 de ago. de 2018.

STOCKER, T. et al. (eds). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge-UK: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, 2015. *E-book*. Disponível em: < <https://goo.gl/c5f9Wv> >. Acesso em: 10 de jul. de 2018.

TANG, F.; ISHWARAN, H. Random forest missing data algorithms. **Statistical Analysis and Data Mining: The ASA Data Science Journal**, [s.l.], v. 10, n. 6, p. 363-377, 2017. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/sam.11348>>. Acesso em 10 de jul. de 2018.

TOLESSA, T.; SENBETA, F.; KIDANE, M. The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. **Ecosystem Services**, [s.l.] v. 11, p. 10-33 2017. nível em: < <https://goo.gl/tx83Vt> >. Acesso em: 05 de ago. de 2018.

VIHERVAARA, P.; AUVINEN, A.-P.; MONONEN, L. et al. How essential biodiversity variables and remote sensing can help national biodiversity monitoring. **Global Ecology and Conservation**, [s.l.], v. 10, p. 43–59, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989416301482>>. Acesso em: 12 de jul. de 2018.

VIRAPONGSE, A.; BROOKS, S.; METCALF, E. C. et al. A social-ecological systems approach for environmental management. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 178, p. 83–91, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/ZZaH4W>>. Acesso em: 15 de jun. de 2018.

VOGELS, M. F. A. et al. Agricultural cropland mapping using black-and-white aerial photography, object-based image analysis and random forests. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 54, p. 114-123, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243416301544>>. Acesso em: 12 de jul. de 2018.

WIEDMANN, T. O.; SCHANDL, H.; LENZEN, M. et al. The material footprint of nations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 112, n. 20, p. 6271–6276, 2015. Disponível em: < <https://goo.gl/WZQnrX> >. Acesso em: 12 de jul. de 2018.

ZAMAN, A. U. Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 36, p. 682–693, 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X13003567>>. Acesso em: 10 de ago. de 2018.

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA DO RIO BRÍGIDA, REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO

1. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade das paisagens quer seja em escala global, regional ou local é tema recorrente e tem despertado ao longo dos anos o interesse das mais diversas áreas da ciência. O avanço do capital econômico sobre o natural tem se intensificado nas últimas décadas. Este avanço tem contribuído para a fragilização dos ecossistemas, tendo como um dos resultados a fragmentação de habitats (DOOL et al., 2016; FAHRIG, 2017). Em escala global, os efeitos já são evidentes e se apresentam de diversas formas, sendo possível avaliar pelo aumento dos níveis de gases que contribuem para o efeito estufa, das catástrofes naturais, a intensidade em que se apresentam os fenômenos climáticos, a perda de solos produtivos, a redução na produção de alimentos e da capacidade de resiliência dos ecossistemas (HADDAD et al., 2015; LI et al., 2015).

Em uma região onde a paisagem é intensamente modificada pelas atividades econômicas as ferramentas de base tecnológica são necessárias para o monitoramento e análise contínua de dados. As métricas de paisagem quando bem aplicadas e analisadas podem traduzir aspectos importantes relacionados a perda de habitat, potencialidades na formação de corredores ecológicos e identificar áreas prioritárias para a conservação (PETTORELLI et al., 2016; LOPEZ; FROHN, 2017). Temas recorrentes como mudanças climáticas e seus efeitos na paisagem, como formação de ilhas de calor, também podem ser explicados, em parte, com parâmetros e métricas de paisagem, a exemplo de distância entre fragmentos, área, perímetro e índice de forma e área central (ASGARIAN et al., 2015), inferir sobre aspectos relacionados aos efeitos dos processos de urbanização e uso econômico potencial da terra (JAAFARI et al., 2016).

A organização espacial de fragmentos e corredores florestais são relevantes para o planejamento em escala de paisagem (NEGRINI et al., 2014). Para Higuchi et al. (2018) é possível, por meio das técnicas de paisagem, inferir sobre os efeitos dos elementos da paisagem na composição florístico-estrutural. Em termos de proposições de estratégias de conservação, as métricas podem indicar pontos fortes de conectividade e áreas mais susceptíveis aos impactos ambientais (NASCIMENTO et al., 2016), diagnosticar e analisar

a estrutura da paisagem no entorno de unidades conservação (SAITO et al., 2016) e propor gestão de bacias hidrográficas a partir da análise da fragmentação da cobertura florestal da Caatinga (FERNANDES; FERNANDES, 2017) .

Em escala global, segundo Bastin et al. (2017), a estimativa da extensão florestal nas regiões secas, em 2015, foi de 10,79 milhões de Km², de um total de 13,27 milhões de Km² correspondente a cobertura total da terra dessas áreas, cerca de 7,77 milhões de km² (57%) possui cobertura de copa superior a 40%. De acordo com os dados de mapeamento do projeto MapBiomas para o Bioma Caatinga SEEG (2018), houve uma redução aproximada de 9% da cobertura florestal no período de 32 anos, passando de 514,013 Km², em 1985, para 476,20 Km² de Florestas no ano de 2017, o que representa uma taxa de desmatamento de 0,28%. ano⁻¹.

Os municípios que integram a bacia hidrográfica do rio Brígida se destacam pela produção agrícola e pecuária, a exemplo dos municípios de Araripina, Bodocó e Ipubi, que juntos, são responsáveis por 44% da produção de mandioca do estado de Pernambuco. Das 49.000 toneladas produzidas em 2017 pelos três municípios, Araripina foi o responsável por 38.000 toneladas e um total de 2020 estabelecimentos rurais envolvidos com a produção, segundo dados do Censo Agropecuário 2017 (IBGE, 2018).

Em relação ao rebanho bovino, juntos, os municípios de Bodocó, Exu, Ouricuri, Serrita, Parnamirim, Araripina, Granito, Moreilândia, Ipubi, Santa Cruz e Trindade detém 11% do total do rebanho bovino do estado com 143.000 cabeças de gado. Quanto a produção de caprinos e ovinos, o município de Parnamirim possui o quarto maior rebanho do estado com 117.000 cabeças (17 % do rebanho do estado) e 1.437 estabelecimentos rurais desenvolvendo a atividade. Estes números trazem uma reflexão no tocante a capacidade de suporte da vegetação nativa para criação desses rebanhos em regime de extensão e os efeitos do sobrepastoreio para a conservação dos recursos florestais da bacia.

O Arranjo produtivo local do gesso, composto por indústrias calcificadoras de gipsita, é outro aspecto associado as mudanças na paisagem da região. Segundo estimativas realizadas por Silva et al. (2013), o consumo de biomassa florestal pelo setor é estimado na ordem de 158.000 m³.mês⁻¹, sendo necessário a exploração de uma área de 25.488,80 ha.ano⁻¹ de vegetação nativa para suprir a demanda anual por biomassa.

Os perfis agrários dos imóveis rurais da bacia hidrográfica do rio Brígida, a partir do Módulo Fiscal – MF de 42 hectares e análise preliminar do Cadastro Ambiental Rural – CAR (MMA, 2018), com 64% dos imóveis rurais cadastrados, indicaram que 25% da área pertence aos minifúndios (áreas inferiores a 1 MF); 20% as pequenas propriedades

(entre 1 a 4 MF); 10% as médias propriedades (entre 4 e 15 MF) e 9% as grandes propriedades (área superior a 15 MF). Estes dados sugerem que 45%, dos 64% dos imóveis cadastrados no CAR até fevereiro de 2018, são propriedades familiares, onde o uso é destinado a produção animal extensiva e agricultura de sequeiro, com baixa viabilidade econômica para exploração florestal em regime de manejo.

A partir do cenário fundiário e econômico o qual se apresenta a região da bacia hidrográfica do rio Brígida, e diante das questões de conservação que envolvem o interesse público, o objetivo desta pesquisa foi realizar a análise da estrutura da paisagem e a fragmentação florestal ao longo de quinze anos na bacia hidrográfica do rio Brígida, localizada na região semiárida do Nordeste brasileiro.

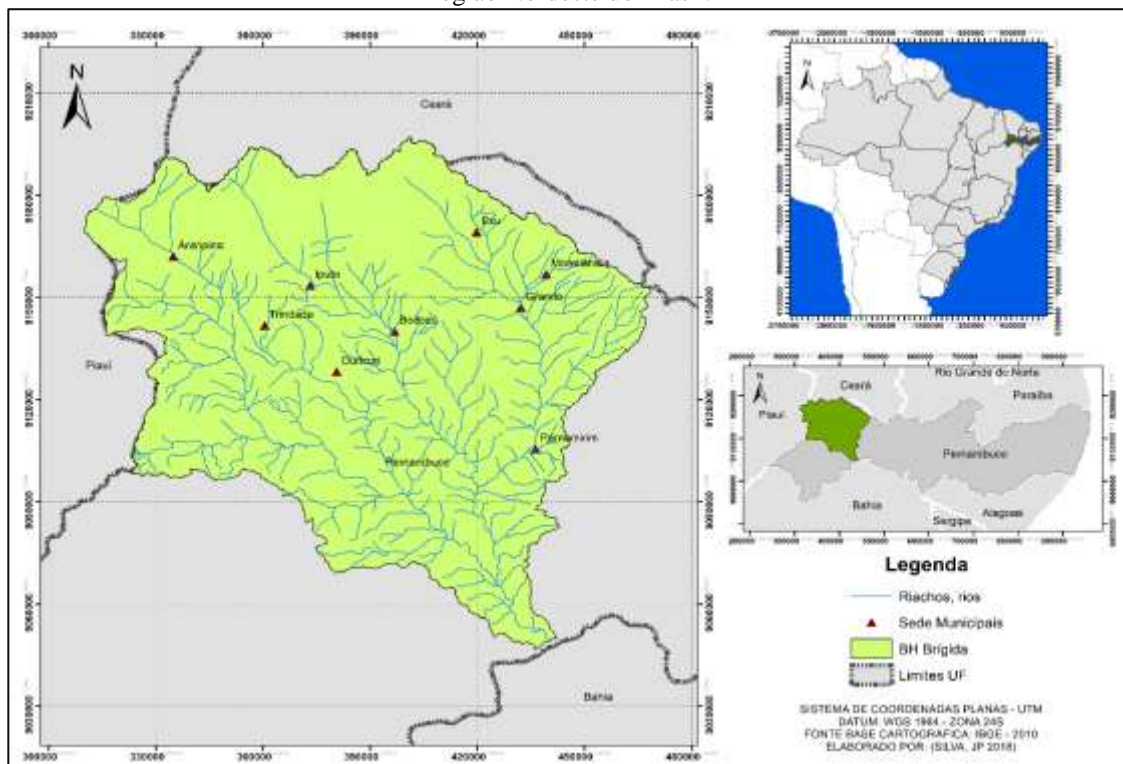
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Brígida (Figura 1), com a área de 13.495,73 Km² segundo a APAC, está localizada no alto Sertão de Pernambuco, na unidade geoambiental da Depressão do São Francisco, entre as coordenadas 07° 19' 02" e 08° 36' 32" de latitude sul, e 39° 17' 33" e 40° 43' 06" de longitude oeste. O clima na região abrangida pela bacia é semiárido (BSwh'), com precipitação média de 600 mm anuais entre os anos de 2005 a 2015 (APAC, 2018), com vegetação com vegetação predominante Savana Estépica Florestada.

Os municípios que integram a bacia são Bodocó, Granito, Ipubi, Trindade, Exu, Moreilândia, Araripina, Ouricuri, Parnamirim, Cabrobó, Orocó, Santa Cruz, Santa Maria da Boa Vista, Santa Filomena e Serrita (APAC, 2015). O território da bacia limita-se ao norte com os Estados do Ceará e Piauí e com o grupo de bacias de pequenos rios interiores 9 - GI9 (UP28); ao sul, com a bacia do riacho das Garças (UP12) e com o grupo de bacias de pequenos rios interiores 6 - GI6 (UP25); a leste, com a bacia do rio Terra Nova (UP10) e o grupo de bacias de pequenos rios interiores 5 - GI5 (UP24); e a oeste, com o Estado do Piauí (APAC, 2018).

Figura 1. Localização e perímetro da bacia hidrográfica do rio Brígida a oeste do estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

2.2. ANÁLISES GEOESPACIAIS EM SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

As imagens orbitais utilizadas para classificação supervisionada foram produzidas pelos sensores *Thematic Mapper*TM do satélite *Landsat 5, Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) do satélite *Landsat 7* e *Operational Land Imager* (OLI) do satélite *Landsat 8*. A plataforma de processamento utilizada para aquisição e processamento da classificação foi a *Google Earth Engine* – GEE, ambiente *Code* por meio da utilização de scripts em linguagem de programação *Python* e o *Workspace* para organização do banco de dados, conforme se apresenta abaixo para classificação da cena 065, órbita 217, ano de 2015:

```
//Criar a imageCollection
```

```
var filtro = imageCollection.filterBounds(geometry)
    .filterMetadata('CLOUD_COVER','less_than',0.20);
Map.addLayer(filtro,{bands:'B5,B4,B3'});
```

//Classificação supervisionada

```

var img = ee.Image('LANDSAT/LC05/C01/T1_RT_TOA/LC05_217065_20151116');
var amostra =
VegNativaFechada2016.merge(VegNativaAberta).merge(Pastagem_Agricul).merge(Solo
Exposto);
var bandas = ['B3','B4','B5'];
var treinamento = img.select(bandas).sampleRegions ({
collection: amostra,
properties:['Class'],
scale: 30
});
var classificacao = ee.Classifier.randomForest().train({
features: treinamento,
classProperty:'Class',
inputProperties: bandas
});
var classificacao = img.select(bandas).classify(classificacao);
Map.addLayer(img,{bands:'B5,B4,B3'});
Map.addLayer(classificacao, {min:0 , max:3,
palette:['#0bff29','#c5ffbe','#f1ff85','#fff6d5']}, 'clasificacao');

```

// Cria uma geometria que represente uma região de exportação.

```

var geometry = ee.Geometry.Rectangle([116.2621, 39.8412, 116.4849, 40.01236]);
var geometry =
ee.FeatureCollection('ft:1V4x87_wysDIErbDzeoILrzHDmP9nz_rVqwtFX2Zr');
var cliped = classificacao.clip(geometry);
Export.image(cliped,'2015.65')
Map.addLayer(geometry);

```

Após processamento na plataforma os raster produzidos puderam ser baixados georreferenciados em formato compatível com os aplicativos de sistemas de informações geográficas.

//Exportar para google drive

```
Export.image.toDrive({
  image:img,
  description:'classificação_2015',
  region:geometry,
  scale:30,
  crs:'EPSG:4326',
  folder:'GEE_CLASS',
  maxPixels:1000000000000
})
```

Figura 2. Tela do ambiente de trabalho do *Google Engine Code* utilizada para seleção das bandas espectrais dos satélites Landsat 5, 7 e 8, filtro de nuvens, treinamento de algoritmo e classificação supervisionada.

```
14
15 //classificação supervisionada//
16
17 var img = ee.Image('LANDSAT/LC05/C01/T1_RT_TOA/LC05_217065_20151116');
18 var amostra = VegNativaFechada2016.merge(VegNativaAberta).merge(Pastagem_Agricul).merge(SoloExposto)
19 var bandas = ['B3', 'B4', 'B5'];
20 var treinamento = img.select(bandas).sampleRegions({
21 collection: amostra,
22 properties:['Class'],
23 scale: 30
24 });
25
26 var classificacao = ee.Classifier.randomForest().train({
27 features: treinamento,
28 classProperty:'Class',
29 inputProperties: bandas
30 });
31
32 var classificacao = img.select(bandas).classify(classificacao);
33 Map.addLayer(img, {bands: 'B5,B4,B3'});
34 Map.addLayer(classificacao, {min:0, max:3, palette:['#0bff29', '#c5ffbe', '#f1ff85', '#ffffd5']}, 'clas
35
```

Fonte: O autor (2019).

Nesta pesquisa foram analisadas as séries temporais entre os anos 2000 a 2015, órbita 217, pontos 065 e 066. As cenas analisadas correspondem ao período de menor precipitação na região, de ocorrência entre agosto e dezembro. As coleções utilizadas para análise no GEE já são disponibilizadas e calibradas no topo da atmosfera (TOA) conforme metodologia de Chander (2009), dentro das tolerâncias prescritas [≤ 12 m raiz quadrada média do erro (RMSE), resolução espacial de 30 m por pixel e aplicação de filtro de 10% de cobertura de nuvem, com exceção para as cenas dos anos 2002, 2007 e 2010 onde não se dispõe de cenas com filtro de nuvem inferior a 10%.

A projeção das imagens utilizadas foi o Datum de referência WGS 1984 com coordenadas planas UTM zona 24 S. As características dos sensores e bandas espectrais utilizadas para a classificação e mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida encontram-se descritas no Tabela 1. As imagens referentes a cada ponto encontram-se nos Apêndices A, B e C.

Tabela 1. Características dos sensores e bandas espectrais utilizadas na classificação e mapeamento do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, região nordeste do Brasil.

Ano	Satélite	Sensor	Órbita	Ponto	Data Aquisição	Nuvens
2000	Landsat 7	ETM+	217	65	23/09/2000	0,00%
2000	Landsat 7	ETM+	217	66	23/09/2000	5,00%
2001	Landsat 5	TM	217	65	04/10/2001	1,00%
2001	Landsat 5	TM	217	66	04/10/2001	0,00%
2002	Landsat 7	ETM+	217	65	13/09/2002	1,00%
2002	Landsat 7	ETM+	217	66	13/09/2002	13,00%
2003	Landsat 5	TM	217	65	10/10/2003	1,00%
2003	Landsat 5	TM	217	66	10/10/2003	8,00%
2004	Landsat 5	TM	217	65	13/11/2004	4,00%
2004	Landsat 5	TM	217	66	13/11/2004	0,00%
2005	Landsat 5	TM	217	65	16/11/2005	0,00%
2005	Landsat 5	TM	217	66	16/11/2005	1,00%
2006	Landsat 5	TM	217	65	02/10/2006	3,00%
2006	Landsat 5	TM	217	66	02/10/2006	6,00%
2007	Landsat 5	TM	217	65	18/08/2007	1,00%
2007	Landsat 5	TM	217	66	18/08/2007	12,00%
2008	Landsat 5	TM	217	65	21/09/2008	0,00%
2008	Landsat 5	TM	217	66	21/09/2008	1,00%
2009	Landsat 5	TM	217	65	27/11/2009	1,00%
2009	Landsat 5	TM	217	66	27/11/2009	0,00%
2010	Landsat 5	TM	217	65	13/10/2010	6,00%
2010	Landsat 5	TM	217	66	13/10/2010	53,00%
2010	Landsat 7	TM	217	66	11/03/2010	0,00%
2011	Landsat 5	TM	217	65	29/08/2011	1,00%
2011	Landsat 5	TM	217	66	29/08/2011	1,00%
2012	Landsat 7	ETM+	217	65	11/11/2012	0,00%
2012	Landsat 7	ETM+	217	66	11/11/2012	3,00%
2013	Landsat 8	OLI	217	65	21/10/2013	8,72%
2013	Landsat 8	OLI	217	66	21/10/2013	10,19%
2014	Landsat 8	OLI	217	65	22/09/2014	0,00%
2014	Landsat 8	OLI	217	66	22/09/2014	0,00%
2015	Landsat 8	OLI	217	65	27/10/2015	0,01%
2015	Landsat 8	OLI	217	66	27/10/2015	0,82%


Fonte: O autor (2019).

Para classificar as imagens multiespectrais utilizou-se o algoritmo classificador para aprendizado de máquina *Random Forest* (BELGIU; DRAGUT 2016), que cria um

conjunto de árvores de decisão $\{h(X, vk), k, 1, \dots\}$, onde a partir de vetores (vk) aleatórios amostrados de forma independente, distribuídos igualmente em todas as árvores de decisão tem-se como resposta a classe X com maior número de “votos” dentre todas as árvores consideradas pelo o algoritmo (HAN et al., 2012). O algoritmo foi utilizado em conjunto com o pacote *Classifier* e a Interface de Programação de Aplicativos - API do *Google Earth Engine* em linguagem *Java Script*, como segue:

```
// Classificar com random forests
var bands = ['B3_2015', 'B4_2015', 'B5_2015'];
// Encaixar no modelo random forests
var classifier = ee.Classifier.randomForest(30)
  .train(trainingData, 'class', bands);
// Produzir o mapa de cobertura
var classified = combined.classify(classifier);
var p = ['#0bff29', '#c5ffbe', '#f1ff85', '#fff6d5', '0000ff'];
// Exibir resultado
Map.addLayer(classified, {palette: p, min: 0, max: 3}, 'classification');
// Avaliação da acurácia
var confMat = classifier.confusionMatrix();
print('Confusion matrix: ', confMat);
print('Overall accuracy: ', confMat.accuracy());
```

Figura 3. Tela do ambiente de trabalho do *Google Engine Code* utilizada para classificação por meio do algoritmo *Random Forests* e classificação supervisionada.

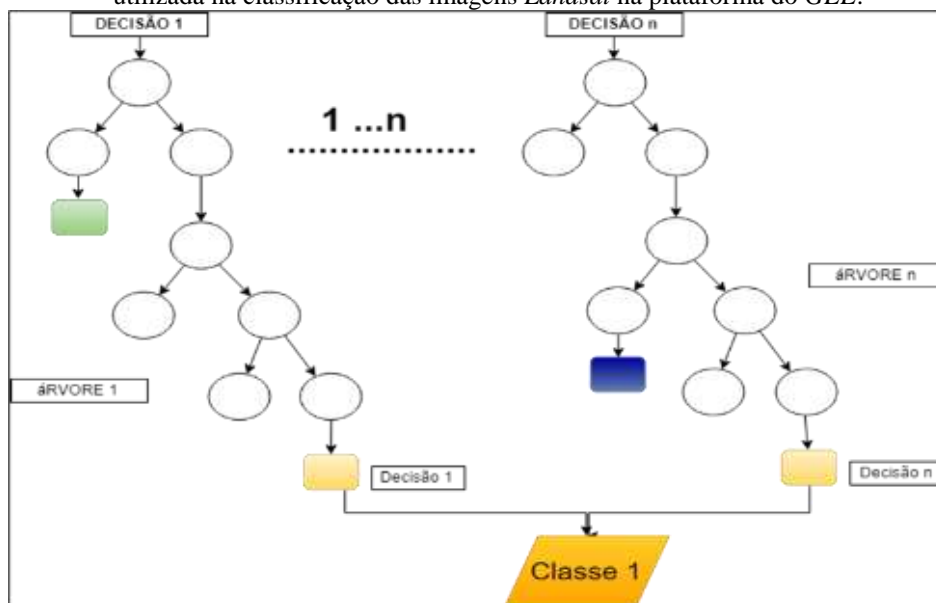


```
55 {
56 // Classificar com random forests
57 var bands = ['B3_2015', 'B4_2015', 'B5_2015'];
58 // Encaixar no modelo random forests
59 var classifier = ee.Classifier.randomForest(30)
60   .train(trainingData, 'class', bands);
61 // Produzir o mapa de cobertura
62 var classified = combined.classify(classifier);
63 var p = ['#0bff29', '#c5ffbe', '#f1ff85', '#fff6d5', '0000ff'];
64 // Exibir resultado
65 Map.addLayer(classified, {palette: p, min: 0, max: 3}, 'classification');
66 // Avaliação da acurácia
67 var confMat = classifier.confusionMatrix();
68 print('Confusion matrix: ', confMat);
69 print('Overall accuracy: ', confMat.accuracy());
70 }
```

Fonte: O autor (2019).

O diagrama de decisão do *Random Forests* está representado na Figura 4.

Figura 4. Diagrama de árvore de decisão do algoritmo de classificação *Random Forests* utilizada na classificação das imagens *Landsat* na plataforma do *GEE*.



Fonte: Adaptado de Belgiu e Dragut (2016).

Para realizar a classificação das imagens adotou-se o método sugerido por Tsutsumida e Comber (2015), seguindo as etapas descritas:

- 1) coleta das amostras para treinamento;
- 2) instanciar o classificador *Random Forest*;
- 3) treinamento do classificador usando os dados de treinamento;
- 4) classificação das imagens *Landsat* na plataforma *GEE*;
- 5) estimar erro de classificação com dados de validação independentes. (Figura 5)

Figura 5. Estrutura para coleta e treinamento das imagens multiespectrais a partir do Algoritmo classificador *Random Forests*.

		N = amostras		
		i = 1	i = n
J = Variáveis	j = 1	Valor pixel 1	Valor pixel 1
	j = n	Valor pixel n	Valor pixel n

Probabilidade = $(i_1 + \dots + i_n)/N$

Fonte: Adaptado de Belgiu e Dragut (2016).

A avaliação da precisão do classificador *Random Forests* foi realizada pela matriz de confusão proposta por Stehman (2009) e Tsutsumida e Comber (2015) e o API *GEE*

ConfusionMatrix que realiza a tabulação cruzada das frequências amostrais das classes mapeadas e reais.

As frequências $n_{1,1}$ representam o número de pixels na amostra, classificados como classe i, e avaliados como classe j. Os totais marginais de linha, $n_{1,*}$ representam o número de amostras mapeadas como classe i, enquanto os totais marginais de coluna $n_{*,j}$ representam o número de amostras que foram analisadas como classe j (Quadro 1).

Quadro 1. Estrutura da matriz de confusão para avaliar a acurácia da classificação por meio do Algoritmo *Random Forests*.

Mapeamento	<i>Classe 1</i>	<i>Classe H</i>	<i>Total</i>
<i>Classe 1</i>	$n_{1,1}$	$n_{1,H}$	$n_{1,*}$
.....
<i>Classe H</i>	$n_{H,1}$	$n_{H,H}$	$n_{H,1}$
Total	$n_{1,1}$	$n_{*,1}$	$n_{*,j}$

Fonte: Adaptado de Belgiu e Dragut (2016).

A fidedignidade da classificação foi avaliada pelo índice Kappa (K). Para a avaliação de cada classe de informação calculou-se o Kappa condicional para linha (usuário) e coluna (produtor). O nível de exatidão do índice Kappa foi classificado conforme definido no Quadro 2.

Quadro 2. Nível de exatidão de uma classificação, conforme o valor de índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977).

Índice Kappa (K)	Qualidade
$K = 0,2$	Ruim
$0,2 < K = 0,4$	Razoável
$0,4 < K = 0,6$	Bom
$0,6 < K = 0,8$	Muito
$K = 0,8$	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

As taxas anuais de transição entre as classes de uso do solo foram calculadas de acordo com Puyravaud (2003) usando uma fórmula derivada do composto da Lei de juros:

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \cdot \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \quad A_1 \text{ e } A_2 \text{ são a cobertura da terra no tempo } t_1 \text{ e } t_2.$$

2.3. ANÁLISE DAS MUDANÇAS NA PAISAGEM

A análise espaço-temporal da paisagem foi realizada a partir dos dados matriciais resultantes da classificação de imagem. Foram definidas as classes Savana-Estépica Florestada (Caatinga), Savana/Florestal Estacional (transição), Uso intensivo (Agricultura de sequeiro, pastagem nativa, solo exposto, pousio agrícola e núcleos urbanizados) e Água, cujo critério para definição se baseou no reconhecimento prévio da região, ampliar o contraste das camadas (valores de pixels) e a precisão da classificação pelo produtor (algoritmo de classificação). Para obtenção das métricas de paisagem foi utilizado o Software *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps - Fragstat Versão 4.2* (MCGARIGAL, 2002). As métricas utilizadas foram classificadas por grupo, sendo: densidade e tamanho, borda, área central, conectividade e forma. Foram trabalhadas 12 (doze) métricas no total conforme se apresenta no Quadro 3.

Quadro 3. Descrição das métricas da paisagem, expressão algébrica e variação das unidades utilizadas para análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco, Brasil.

(Continua)

Grupo	Sigla	Métrica	Expressão	Varição
Densidade e Tamanho	NP	Somatório das unidades de manchas da classe correspondente (em un).	$NP = \sum_{j=1}^n n_{ij}$	$NP \geq 1$ $NP = 1$
	CA	Somatório das áreas das manchas da classe correspondente (em ha).	$CA_{classe} = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	AREA > 0
	AREA_MN	Razão entre área total da classe e total de manchas da classe correspondente (em ha).	$Area_{mancha} = \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n p_{ij}} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	AREA > 0
	PLAND	Razão entre a soma das áreas (em m ²) de todas as amostras da classe correspondente, divididas pela área total da paisagem (m ²).	$P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	$0 < PLAND \leq 100$ %
	LPI	Razão entre a área (em m ²) da maior amostra da classe corresponde pela área total da paisagem (m ²).	$LPI_i = \frac{a_{max}}{A} (100)$	$0 < LPI \leq 100$ %

Quadro 3. Descrição das métricas da paisagem, expressão algébrica e variação das unidades utilizadas para análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco, Brasil.

(Conclusão)

Grupo	Sigla	Métrica	Expressão	Varição
Área Central	CAI	Razão entre área do núcleo (m ²) e a área total da classe correspondente (m ²).	$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$	$0 \leq CAI < 100$
	TCA	Área central da classe (em ha).	$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$TCA \geq 0$ e/ou $TCA = 0$
	NDCA	Somatória das áreas centrais na paisagem.	$NDCA = \sum_{l=1}^m \sum_{j=1}^n n_{lj}^c$	$NDCA \geq 0$
Conectividade	COHESION	Proporção da área paisagem ajustada pelo perímetro da classe corresponde e a área total da paisagem.	$\left[\begin{array}{c} \sum_{j=1}^n p_{ij} \\ 1 - \sum_{j=1}^n p_{ij} \end{array} \right] \cdot \left[\begin{array}{c} 1 \\ \sqrt{Z} \end{array} \right]^{-1} \cdot (100)$	$COHESION < 100$
Forma	SHAPE_MN	Razão entre o perímetro e a raiz quadrada da área da mancha ajustada por uma constante.	$SHAPE = \frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	$SHAPE \geq 1$
Área Central	TCA	Área central da classe (em ha).	$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$TCA \geq 0$ e/ou $TCA = 0$
Área Central	NDCA	Somatória das áreas centrais na paisagem.	$NDCA = \sum_{l=1}^m \sum_{j=1}^n n_{lj}^c$	$NDCA \geq 0$
Conectividade	COHESION	Proporção da área paisagem ajustada pelo perímetro da classe corresponde e a área total da paisagem.	$\left[\begin{array}{c} \sum_{j=1}^n p_{ij} \\ 1 - \sum_{j=1}^n p_{ij} \end{array} \right] \cdot \left[\begin{array}{c} 1 \\ \sqrt{Z} \end{array} \right]^{-1} \cdot (100)$	$COHESION < 100$
Forma	SHAPE_MN	Razão entre o perímetro e a raiz quadrada da área da mancha ajustada por uma constante.	$SHAPE = \frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	$SHAPE \geq 1$
Borda	TE	Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda que envolvem o tipo de classe correspondente.	$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$	$TE \geq 0$ e/ou $TE = 0$
	ED	Razão entre o comprimento de todos os segmentos de borda que envolvem o tipo de classe correspondente (em m) pela área total da paisagem em (ha).	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000)$	$ED \geq 0$ e/ou $ED = 0$

Fonte: Adaptado de MCGARIGAL (2002).

Para avaliar o comportamento das métricas em relação ao regime pluviométrico e evapotranspiração, foram utilizados dados de precipitação da missão *Mission of Measurement of Tropical Precipitation* - TRMM (NASA, 2015) e de evapotranspiração da Missão *MODIS/Terra Net Evapotranspiration* (RUNNING et al., 2017) para o período entre os anos 2000 e 2015.

Para avaliar a dinâmica de mudanças na paisagem foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA) com as métricas rotacionadas em função da variação da precipitação média, evapotranspiração e estimativas de emissões/remoções de CO₂e-AR5 GWP (*Global Warming Potential* – Relatório de emissões de gases do Efeito estufa) para: emissões de mudança de uso da terra (MUT) e resíduos florestais (RsFl) e remoções por meio do crescimento de florestas secundárias (FlSec) e áreas de preservação (APres).

As estimativas de emissões e remoções de CO₂e-AR5 GWP basearam-se nos dados de emissões para o Bioma Caatinga no estado de Pernambuco do SEEG (Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa). A partir dessas estimativas foi feito um recorte para área da bacia hidrográfica do rio Brígida (Tabela 2).

Para estimativa da precipitação foram utilizados dados da Missão de Medição de Precipitação Tropical (TRMM), produto 34B2 com infravermelho mesclado ajustado por TRMM em grade precipitação (mm / h) e estimativa do erro de precipitação RMS, com resolução temporal de 3 horas e resolução espacial de 0,25 graus (NASA GSFC) (Tabela 2)

Tabela 2. Dados de precipitação e evapotranspiração médias, estimativas de emissões / remoções de CO₂e-AR5 GWP, em toneladas, utilizados para rotacionar juntamente com as métricas de paisagem da bacia do rio Brígida, PE na análise de componentes principais.

(Continua)

ANO	Déficit Hídrico		Grau	CO ₂ e (t)-AR5 GWP em (1.000 und)			
	PREC (mm/ano)	EVT (Kg/m ² /ano)		Emissões		Remoções	
				MUT	RsFl	FlSec	APres
2000	749,27	250,82	N	631,28	302,96	0,00	-50,95
2001	566,38	218,28	N	631,28	302,96	0,00	-50,95
2002	628,39	237,24	N	631,28	302,96	0,00	-56,93
2003	514,15	680,02	M	1300,94	179,58	-29,35	-38,90
2004	1014	864,28	M	1300,94	179,58	-28,92	-38,90
2005	771,75	238,8	N	1300,94	179,58	-28,48	-38,90
2006	638,55	965,8	D	1300,94	179,58	-28,04	-39,09
2007	732,33	863,64	M	1300,94	179,58	-27,61	-39,98
2008	909,72	1028,31	M	1300,94	179,58	-27,17	-44,23
2009	893,47	1158,46	D	455,43	81,53	-26,73	-44,23
2010	662,09	1074,81	D	413,55	81,39	-26,30	-49,67
2011	863,08	1151,83	D	413,55	81,39	-26,30	-49,67

Tabela 2. Dados de precipitação e evapotranspiração médias, estimativas de emissões / remoções de CO₂e-AR5 GWP, em toneladas, utilizados para rotacionar juntamente com as métricas de paisagem da bacia do rio Brígida, PE na análise de componentes principais.

(Conclusão)

ANO	Déficit Hídrico			CO ₂ e (t)-AR5 GWP em (1.000 und)			
	PREC (mm/ano)	EVT (Kg/m ² /ano)	Grau	Emissões		Remoções	
				MUT	RsFl	FlSec	APres
2012	484,96	727,19	D	592,21	82,01	-26,30	-50,56
2013	585,56	619,76	M	629,90	82,14	-26,30	-50,56
2014	560,63	834,68	D	458,22	81,54	-26,30	-50,74
2015	490,65	706,96	D	603,38	81,54	-26,30	-50,92

N= Normal, M= Moderado, D = Drástico, **PREC** = Precipitação Média, **EVT** = Evapotranspiração, **MUT**= Mudança do Uso da Terra, **RFI** = Resíduo Florestal, **FlSec** = Floresta Secundária, **APres** = Remoção de Área de Preservação

Fonte: Adaptado de TRMM (2015) e SEEG (2018).

Para tabulação dos dados e realização da análise das componentes seguiu-se os procedimentos:

a) Estruturação da matriz de dados:

A matriz X (n x p) é composta pelas medidas de cada parâmetro da paisagem:

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} & \cdots & x_{2p} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} & \cdots & x_{3p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & x_{n3} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix}$$

b) Padronização das unidades em valor Z.

As variáveis resultantes das métricas foram padronizadas com média zero e variância 1, conforme:

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}}{S(X_j)} \text{ onde } i = 1, 2, \dots, n \text{ e } j = 1, 2, \dots, p \text{ em que } \bar{X} \text{ e } S(X_j) \text{ são,}$$

respectivamente, a estimativa da média e o desvio padrão para cada métrica analisada j.

Após a padronização das métricas, calculou-se a matriz de dados Z que é igual a matriz de correlação entre os resultados das métricas de paisagem:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} & z_{12} & z_{13} & \cdots & z_{1p} \\ z_{21} & z_{22} & z_{23} & \cdots & z_{2p} \\ z_{31} & z_{32} & z_{33} & \cdots & z_{3p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & z_{n2} & z_{n3} & \cdots & z_{np} \end{bmatrix}$$

c) Análise de componentes principais:

Em seguida, determinaram-se as componentes principais a partir da resolução da equação

da matriz $R \rightarrow \det[R - \lambda I] = 0$

$$R = \begin{bmatrix} 1 & r(x_1x_2) & r(x_1x_3) & \cdots & r(x_1x_p) \\ r(x_2x_1) & 1 & r(x_2x_3) & \cdots & r(x_2x_p) \\ r(x_3x_1) & r(x_3x_2) & 1 & \cdots & r(x_3x_p) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r(x_px_1) & r(x_px_2) & r(x_px_3) & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

O cálculo da contribuição (C_i) de cada componente principal Y_i , expresso em porcentagem, é dado pela relação entre a variância de Y_i pela variância total:

$$(1) \quad C_i = \frac{\sigma(Y_i)}{\sum_{i=1}^p \sigma(Y_i)} \cdot 100 \cdot$$

De acordo com Regazzi (2000) o número de componentes a ser utilizado deve ser:

$$(2) \quad \frac{\sigma(Y_i) + \cdots + \sigma(Y_k)}{\sum_{i=1}^k \sigma(Y_i)} \cdot 100 \geq 70\% \quad \text{em que : } k < p$$

O grau de influência de cada parâmetro da métrica foi calculado pela correlação entre X_j e o componente Y_i conforme:

$$(4) \quad \text{Corr}(X_j Y_i) = r_{x_j \cdot y_i} = a_{1j} \cdot \frac{\sqrt{\sigma(Y_i)}}{\sqrt{\sigma(X_j)}} = \sqrt{\lambda} \cdot \frac{a_{1j}}{\sqrt{\sigma(X_j)}}$$

Para comparar a influência de X_1, X_2, \dots, X_p , sobre Y_1 analisou-se o peso de cada variável sobre o componente Y_1 . O peso de cada variável foi dado por:

$$(5) \quad w_1 = \frac{a_{11}}{\sqrt{\sigma(X_1)}}, w_2 = \frac{a_{12}}{\sqrt{\sigma(X_2)}}, \dots, w_p = \frac{a_{1p}}{\sqrt{\sigma(X_p)}}, \text{ sendo } w_1 \text{ o peso de } X_1.$$

Para comparação entre as métricas de paisagem, estimativas de balanço hídrico e estimativas emissões / remoção de CO₂-AR-5 PWG da SEEG para caatinga foi utilizada a regressão de Pearson, conforme:

$$\rho = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{\text{cov}(X, Y)}{\sqrt{\text{var}(X) \cdot \text{var}(Y)}}$$

em que x_1, x_2, \dots, x_n e y_1, y_2, \dots, y_n são os valores medidos de ambas as variáveis.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. COBERTURA DA TERRA ENTRE OS ANOS 2000 A 2015

A classe Savana-Estépica Florestada – SEF (Caatinga) alcançou os menores índices de cobertura da terra com, respectivamente, 45,05% (6.182 Km²), 38,92% (5.341 km²) e 40,15% (5.510 Km²) para os anos 2006, 2007 e 2008 em relação ao total da cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Brígida. Esse dado coincide com os valores mais altos para a classe Uso Intensivo – UI que neste mesmo período alcançou 33,16% (4.551 Km²) em 2006, (41,12% (5.341 Km²) em 2007 e 38,45% (1.944 Km²) em 2008 (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da classificação supervisionada da cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE em Km² para série entre os anos 2000 a 2015.

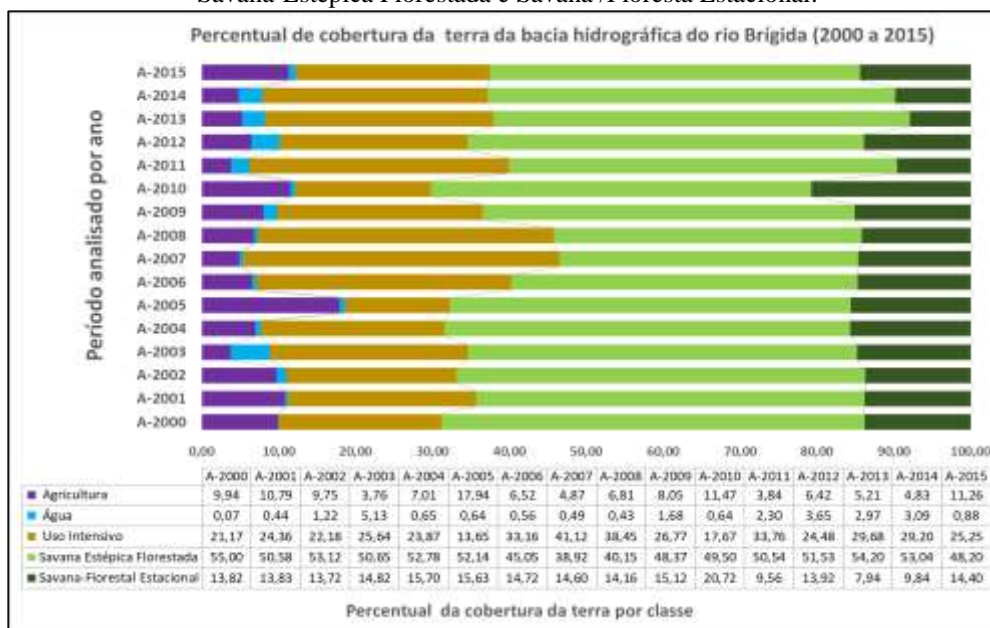
Ano	Agricultura		Água		Uso Intensivo		Savana Estépica Florestada		Savana/Floresta Estacional	
	(Km ²)	%	(Km ²)	%	(Km ²)	%	(Km ²)	%	(Km ²)	%
A-2000	1.364	7,74	9	0,26	2.906	4,92	7.549	6,93	1.897	6,21
A-2001	1.481	8,40	60	1,76	3.343	5,66	6.942	6,37	1.898	6,21
A-2002	1.338	7,59	168	4,93	3.045	5,15	7.290	6,69	1.883	6,17
A-2003	516	2,93	704	20,65	3.520	5,96	6.951	6,38	2.034	6,66
A-2004	962	5,46	89	2,61	3.276	5,55	7.244	6,65	2.155	7,06
A-2005	2.462	13,96	87	2,55	1.873	3,17	7.156	6,57	2.146	7,03
A-2006	895	5,08	76	2,23	4.551	7,70	6.182	5,67	2.020	6,61
A-2007	668	3,79	67	1,97	5.644	9,55	5.341	4,90	2.004	6,56
A-2008	935	5,30	59	1,73	5.277	8,93	5.510	5,06	1.944	6,37
A-2009	1.105	6,27	231	6,78	3.674	6,22	6.639	6,09	2.075	6,79
A-2010	1.574	8,93	88	2,58	2.425	4,11	6.794	6,24	2.844	9,31
A-2011	527	2,99	316	9,27	4.633	7,84	6.936	6,37	1.313	4,30
A-2012	881	5,00	502	14,73	3.359	5,69	7.073	6,49	1.910	6,25
A-2013	715	4,06	408	11,97	4.074	6,90	7.439	6,83	1.089	3,57
A-2014	662	3,75	424	12,44	4.007	6,78	7.280	6,68	1.351	4,42
A-2015	1.545	8,76	121	3,55	3.466	5,87	6.616	6,07	1.977	6,47

Fonte: O autor (2019.)

A classe Savana/Floresta Estacional – SFE (transição) teve seus menores valores de cobertura para os anos 2011, 2013 e 2014, com respectivamente, 7,94% (1.313 Km²), 9,56% (1.089 Km²) e 9,84% (1.351 Km²), no entanto, esses valores distorcem da média e do padrão da classe SFE para os outros anos. Comparando a paisagem entre os anos 2000-2015 existe correlação moderada negativa entre as classes SEF e UI com 74% e R² de 55%, sendo altamente significativo com $p = 0,001$. Correlação semelhante encontra-se entre as classes Agricultura – AGR e Uso Intensivo – UI, com uma correlação moderada negativa com os valores de 73% e R² igual 0,52 e valor de p igual a 0,001 altamente significativo.

As principais mudanças na paisagem ocorreram nas áreas próximas ao centro consumidor de lenha, cuja vegetação nativa é a principal fonte de fornecimento de biomassa para calcinação da gipsita, e na chamada “bacia leiteira do Araripe” onde se concentram o terceiro maior rebanho leiteiro do estado (CONDEPE/FIDEM, 2018). As áreas próximas aos perímetros irrigados do rio Brígida e São Francisco se mantiveram conservadas. O potencial econômico e a alta produtividade da agricultura perene irrigada contribuem para redução da rotatividade do uso e cobertura da terra próximas as áreas com cobertura permanente entre os anos 2000 e 2015, indicador que deve ser considerado ao analisar a conservação da vegetação nativa neste trecho da bacia hidrográfica. Na Figura 6 constam os valores acumulados anuais para as classes de cobertura da terra.

Figura 6. Variação do percentual de cobertura da terra da bacia Hidrográfica do rio Brígida entre os anos 2000 e 2015. Classes consideradas para escala do mapeamento foram: Agricultura, Água, Uso intensivo e Savana-Estépica Florestada e Savana /Floresta Estacional.



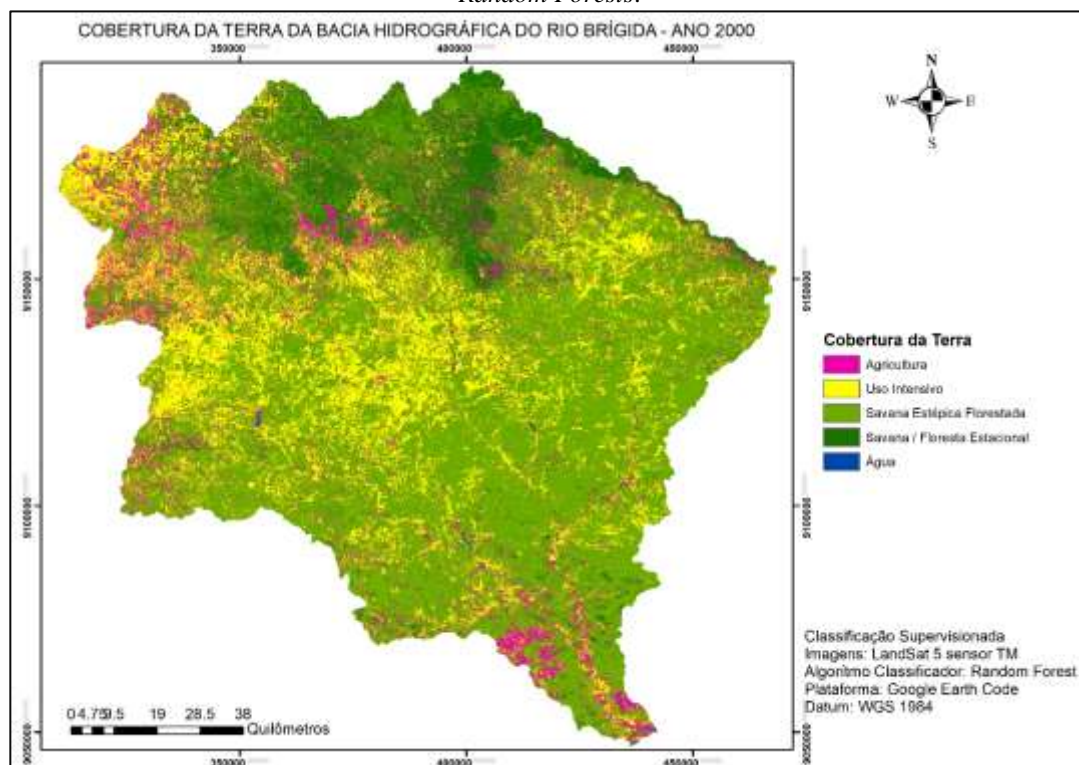
Fonte: O autor (2019).

A classe Agricultura manteve sua dinâmica de transição associada a classe de Uso Intensivo, ou seja, áreas de pousio agrícola utilizadas para o cultivo temporário de milho, feijão ou pastagem natural, não havendo relação significativa direta com a redução da vegetação nativa para introdução imediata da agricultura.

Pode-se inferir que as taxas de desmatamento, inicialmente, estejam associadas ao uso intensivo da terra com supressão de vegetação nativa para produção de biomassa e conversão permanente em pastagem nativa. Este padrão de comportamento se apresenta comum para as regiões semiáridas, resultados encontrados por Neves et al. (2015), Guedes (2016), Arsanjani et al. (2016) e Cunha (2017) consolidam essa tendência de expansão e uso da terra.

Os resultados são um indicativo de que as principais alterações na paisagem se dão entre as classes SEF para UI e de UI para AGR e corrobora para uma substituição permanente da vegetação nativa da região por cobertura de pastagem, solo exposto e pousio agrícola. Nas Figuras 7 e 8 estão apresentados os mapas com o resultado da classificação supervisionada para os anos 2000 e 2015. Os resultados para os anos 2001 a 2014 encontram-se no Apêndice D.

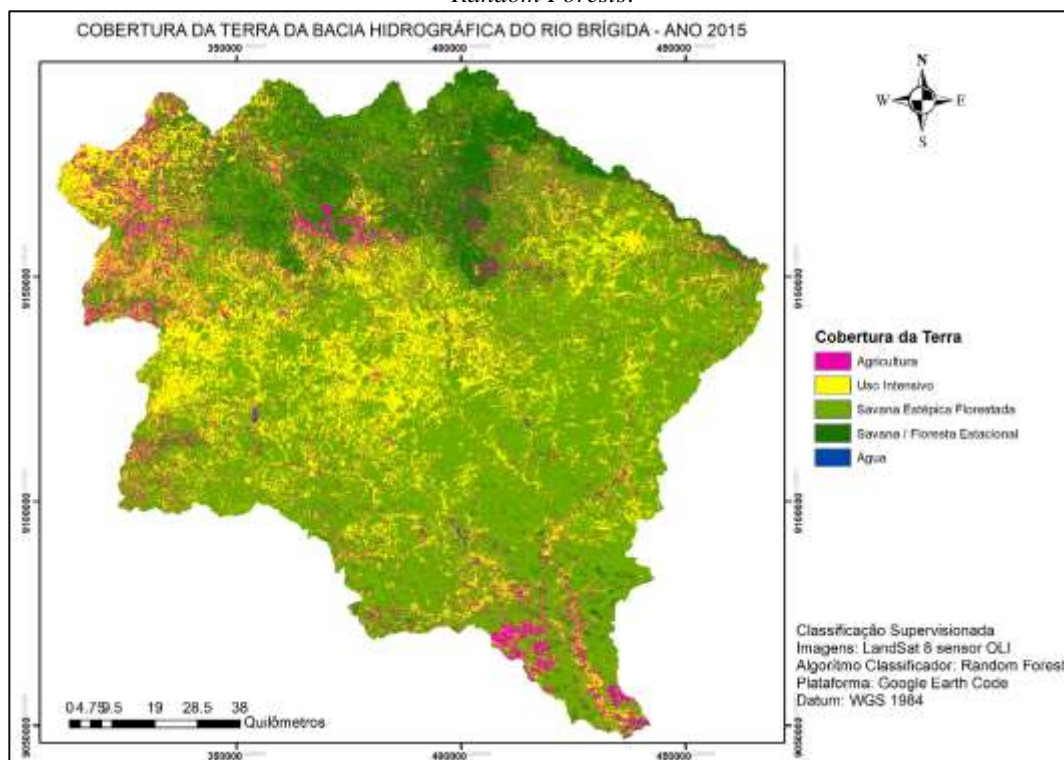
Figura 7. Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2000 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



Fonte: O autor (2019).

Figura 8. Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2015 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor OLI do Landsat 8 2015, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida.

Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



Fonte: O autor (2019).

Na Tabela 4 constam os resultados para variação na cobertura da terra a partir da comparação entre os anos 2000 e 2015 para a bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.

Tabela 4. Matriz de comparação entre as classes de cobertura e uso da terra da bacia do rio Brígida, Pernambuco para os anos 2000 e 2015.

Classe CS/UT	Área Km ² (A-2000)	% (A-2000)	Área Km ² (A-2015)	% (A-2015)	Δ Área Km ²	Δ %
Agricultura	1363,93	9,94	700,52	5,10	-663,41	-4,84
Uso Intensivo	2904,95	21,17	4815,4	35,10	1910,5	13,93
SEF	7547,3	55,00	5256,48	38,31	-2290,82	-16,69
SFE	1896,4	13,82	2256,38	16,44	359,99	2,62
Água	9	0,06	692,75	5,05	683,75	4,99

Fonte: O autor (2019). Legenda: **SEF** = Savana Estépica Florestada; **SFE** = Savana Florestal Estacional

Neste período houve uma redução de, aproximadamente, 16,69% da cobertura florestal nativa e incremento de 14% na área sob regime de uso intensivo. A taxa de

desmatamento, considerando o período estudado, foi de -0,9% com conversão permanente para outros usos, ou seja, sem regeneração natural do componente florestal. A taxa anual (líquida) de perda de cobertura vegetal natural para o Bioma Caatinga encontrada por Beuchle et al. (2015) foi de -0,44% ano⁻¹ e de -4,3% por Fernandes et al. (2015) ao analisarem as mudanças da cobertura da terra do estado de Sergipe. Portanto, a média da taxa de desmatamento encontrada para bacia do rio Brígida, no período de quinze anos (2000 a 2015) é o dobro em relação a encontrada por Beuchle (2015) para um período de 20 anos (1990 a 2010) e cerca de quatro vezes menor do que a encontrada por Fernandes et al. (2015), o que demonstra que apesar de estar localizada em uma região com alto padrão de consumo de biomassa florestal, o grau de conservação dos recursos florestais da bacia pode ser considerado moderado.

Em algumas regiões savânicas do planeta acontecem processos inversos quando comparado com a bacia do rio Brígida, ou seja, incremento positivo de vegetação lenhosa nativa na paisagem, como sugere os resultados de González-Roglich et al. (2014) ao pesquisarem estoque de carbono nas savanas da região semiárida da Argentina; por Bastin et al. (2017) ao mapear as regiões semiáridas do planeta e Mayes et al. (2015) ao analisarem a mudança espaço temporal da paisagem da região semiárida da Tanzânia no continente africano.

No geral, os impactos nas paisagens savânicas, pela substituição da cobertura florestal por pastagens, têm provocado perdas severas de solo como apontados por Muñoz-Rojas et al. (2015), Gessesse et al. (2015) e Guimarães et al. (2016) o que contribuem drasticamente para redução da capacidade de resiliência da vegetação dos ecossistemas secos e amplia a sensibilidade aos processos de desertificação (CHAVES et al., 2015).

3.2. ACURÁCIA DA CLASSIFICAÇÃO

A classificação de imagens Landsat por meio da utilização do algoritmo de aprendizagem de máquina *Random Forests* permitiu resultados considerados excelentes para acurácia global e índice de Kappa. O resultado da classificação das imagens do ano 2000 com 92,53% para acurácia global e 88,26% para o índice de Kappa (Tabela 5). Os resultados para o ano de 2015 foram de 96,37% para acurácia global e 94,46% para o índice Kappa de (Tabela 6).

Tabela 5. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2000 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo *Random Forests*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	16337	538	1502	1007	481	19865	82,2
Uso Intensivo	396	147	1160	333	300	2336	6,3
SEF	834	739	111566	5375	667	119182	93,6
SFE	589	233	5424	116256	221	122724	94,7
Água	344	367	738	271	7794	9515	81,9
Totais	18501	2024	120391	123243	9463	273622	
Acurácia do Produtor (%)	88,3	7,2	92,7	94,3	82,4		
Acurácia Global (%)		92,13	Kappa	0,8689			
Σ da Diagonal		252100	Kappa em %	86,89			
Número de Amostras		273622					
Soma de Produtos (col x linhas)		29935652801					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 6. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2015 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 8* e treinamento do algoritmo *Random Forests*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18817	322	99	340	288	19866	94,7
Uso Intensivo	285	38483	962	570	440	40740	94,5
SEF	81	928	158141	3272	374	162797	97,1
SFE	331	491	2700	118993	221	122736	97,0
Água	303	371	353	165	8322	9513	87,5
Totais	19818	40594	162255	123340	9645	355652	
Acurácia do Produtor (%)	95,0	94,8	97,5	96,5	86,3		
Acurácia Global (%)		96,37	Kappa	0,9446			
Σ da Diagonal		342756	Kappa em %	94,46			
Número de Amostras		355652					
Soma de Produtos (col x linhas)		43692161111					

Fonte: O autor (2019).

Em trabalho realizado por Tatsumi et al. (2015) na classificação de imagens *Landsat 7 ETM+* utilizando o algoritmo *Random Forests*, a acurácia global foi de 81% e índice de Kappa de 70%. Para o autor a principal razão para a maior precisão do algoritmo *Random Forests* é que o pressuposto subjacente dos conjuntos classificadores e sua independência influenciam diretamente o resultado.

A classe uso intensivo, contemplando as classes da paisagem como pastagens nativas, solo exposto e pousio agrícola reduziram o grau de confusão entre os pixels, o que melhorou a acurácia da classificação. As matrizes de confusão para os anos subsequentes, entre 2001 e 2014 encontram-se no Apêndice E.

Os menores valores de acurácia global e Kappa correspondem as classificações das imagens para os anos 2000 e 2010, respectivamente, com 92,53% e 94,58% para acurácia global e 88,26% e 91,23% para o índice de Kappa.

O melhor desempenho da classificação foi obtido para imagens do ano de 2006, com 98,13% na acurácia geral e Kappa de 97,03% (Tabela 7). Para Feng et al. (2015), Du

et al. (2015) e Rodriguez-Galiano et al. (2015) o *Random Forests* é superior a outros algoritmos de classificação como *maximum likelihood* (ML), *artificial neural network* (ANN) e *support vector machine* (SVM), que superam na praticidade de operação, em detrimento da estrutura de treinamento necessária para operar o SVM e além da maior rapidez no processamento.

Tabela 7. Resultado da acurácia global e índice de Kappa para classificação supervisionada realizadas no Google Earth *Engine Code* por meio da aplicação do treinamento da árvore de decisão *Random Forests* e o *API accuracy*.

Ano da Imagem	Validação da Classificação	
	Acurácia Global	Kappa
2000	92.53	88.26
2001	95.89	93.48
2002	96.93	95.15
2003	95.78	93.47
2004	96.98	95.30
2005	97.39	95.94
2006	98.13	97.03
2007	96.79	94.90
2008	96.43	94.22
2009	96.75	94.74
2010	94.58	91.23
2011	96.82	94.85
2012	96.37	94.12
2013	97.32	95.89
2014	95.21	92.67
2015	96.37	94.46
Média	96.27	94.11

Fonte: O autor (2019).

Quanto a acurácia do usuário obteve-se o melhor resultado para identificação da classe “Água” na imagem do ano 2006, com 99,80% de acurácia. O menor desempenho na classificação a partir do usuário ocorreu para classe “Água” para imagem do ano 2000, com 81,91%.

Para a acurácia do produtor a classe “Água” obteve os maiores percentuais. As acurácias para as demais coberturas da terra tiveram desempenhos satisfatórios, o que ratifica que o algoritmo *Random Forests* é aplicável para classificação dos aspectos da paisagem em regiões semiáridas. De acordo com Fu et al. (2017) o desempenho do algoritmo *Random Forests* (RF) tem alta precisão, tanto na classificação baseada em objeto, quanto na classificação por pixels para o mapeamento da vegetação.

Na Tabela 8 estão detalhadas as acurácias para os anos estudados e verifica-se que em todos os cenários analisados as acurácias do usuário e produtor estão acima de 92% para as classes SEF e SFE.

Tabela 8. Resultado da validação do usuário e produtor para classificação supervisionada realizadas no *Google Earth Engine Code* por meio da aplicação do treinamento da árvore de decisão *Random Forests* e o *API accuracy*.



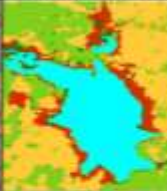


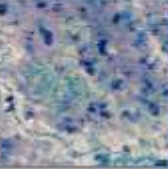
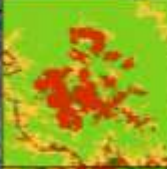



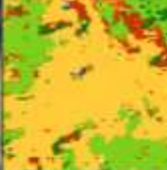



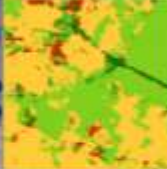





Ano	Agricultura		Uso Intensivo		SEF		SFE		Água	
	Usuário	Produtor	Usuário	Produtor	Usuário	Produtor	Usuário	Produtor	Usuário	Produtor
2000	82.24	88.31	87.00	88.64	93.61	92.67	94.73	94.33	81.91	82.36
2001	87.25	89.84	84.01	86.52	97.26	96.71	98.14	97.98	84.92	84.05
2002	88.56	91.13	86.37	87.78	97.74	97.37	98.72	98.48	98.45	98.06
2003	89.54	91.46	89.65	90.08	95.95	95.51	97.67	97.39	96.26	96.47
2004	89.78	91.73	91.77	92.51	97.06	96.29	98.88	98.82	99.57	99.53
2005	89.62	92.16	95.41	95.29	98.69	98.17	98.51	98.15	99.30	99.37
2006	93.27	94.83	98.05	98.45	98.53	98.00	99.03	98.91	99.80	99.86
2007	90.23	92.32	88.13	87.97	97.46	97.27	98.14	97.68	99.67	99.77
2008	90.22	92.44	95.80	96.20	97.35	96.90	96.16	96.27	99.73	99.81
2009	91.27	93.76	94.73	94.52	97.43	97.26	96.82	96.63	99.80	99.82
2010	87.92	89.80	87.35	88.10	94.66	95.32	95.99	94.80	99.05	99.17
2011	92.39	94.31	90.76	91.24	97.43	96.94	97.33	97.55	98.47	98.29
2012	95.43	96.65	96.02	96.36	97.20	96.04	95.71	96.88	94.67	94.40
2013	91.89	93.88	93.07	93.91	98.25	97.91	98.90	98.76	88.38	88.07
2014	93.73	95.27	94.28	95.59	96.11	95.22	95.02	95.54	89.47	89.20
2015	94.72	94.95	94.46	94.80	97.14	97.46	96.95	96.48	87.48	86.28

Fonte: O autor (2019).

Na Figura 9 são apresentadas as validações de campo para as classes da paisagem utilizadas na classificação supervisionada. Para efetuar a validação da classe “Água” destacou-se o registro do açude Barriguda, distrito de Nascente, município de Araripina-PE. A classe “agricultura tomou-se como referência as imagens de alta resolução do perímetro irrigado do rio Brígida, na divisa entre os municípios de Santa Maria da Boa Vista e Orocó.

A classe “Uso Intensivo” foi validada com pastagem nativa e pousio agrícola no município de Ipubi-PE constando a cena analisada, o resultado da classificação supervisionada e a imagem de alta resolução do local. A classe “Savana Estépica Florestada” foi validada no município de Araripina, área experimental do projeto Promassa. A vegetação de transição foi validada na borda e topo da chapada, entre os municípios de Ipubi e Serrolândia-PE.

Figura 9. Matriz de validação da classificação supervisionada de imagens Landsat 5, 7 e 8 realizadas a partir do treinamento do algoritmo *Random Forests* realizadas na aplicação Google Engine Code, validação de campo e imagem de alta resolução (2015).

Classe da Paisagem	Sigla	Gradiente	Referencial	Imagem Satélite Landsat	Classificação <i>Random Forest</i>	Validação
Água	AGU		Açude Barriguda, Distrito de Nascente, Araripina-PE			
Agricultura	AGR		Perímetros irrigados, Projeto Brigida, em Orocó-PE			
Uso Intensivo	UI		Pastagem nativa, área de Pousio, solo exposto, perímetro urbano, rodovia, Distrito de Serra Grande, Ipubi-PE			
Savana-Estépica Florestada (Caatinga)	SEF		Vegetação da Caatinga, área experimental em Araripina-PE			
Savana / Floresta Estacional (Transição)	SFE		Vegetação da transição, Serrolândia-PE			

Fonte: O autor (2019). Legenda: **AGU** = Água; **AGR**= Agricultura; **US** = Uso Intensivo

3.3. ANÁLISE DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM

Os mapas produzidos a partir da classificação supervisionada (Figura 5) foram utilizados para estudo da dinâmica da estrutura da paisagem, entre os anos 2000 e 2015. A paisagem da bacia ao longo de 15 anos permaneceu, predominantemente, recoberta com vegetação savana-estépica florestada (SEF), com área total da classe (PLAND) média de 49,61% em relação a área total da bacia, com maior oscilação entre 55% de cobertura, no ano 2000, para 38,92% no ano de 2007 (Tabela 8).

A classe de transição Savana / Floresta Estacional (SFE) manteve uma média de 13,9% da cobertura da terra, com o menor percentual de cobertura identificado para o ano de 2013, com 8% (Tabela 25). Os resultados para o percentual da área do maior fragmento (LPI) alcançaram os menores patamares com 23,02% no ano de 2006, 25,23% no ano de 2007 e 16,83% no ano de 2008, demonstrando que neste período houve uma intensificação da fragmentação da cobertura SEF. O que pode ser esclarecido pela correlação positiva entre o índice PLAND e LPI que é de 87% para um nível de probabilidade de 76% de explicação da variação entre as métricas.

Este indicativo sugere que os fragmentos com maiores dimensões da SEF são os mais afetados com a redução de tamanho e estão sobre constantes ações exploratórias. O que pode ser constatado, durante a validação de campo, que a cobertura florestal savana-estépica florestada é constantemente explorada na bacia hidrográfica, com o objetivo principal de fornecimento de bioamassa, com fins energéticos para calcinação de gipsita (Figura 10).

Figura 10. A - Área com cobertura florestal Savana-estépica florestada sob exploração na rodovia PE – 615 (Latitude: -7,749924°, Longitude: -40,477841°); B - veículo na proximidade na rodovia PE-615 transportando lenha para Araripina-PE (Latitude: -7,736141°, Longitude: -40,476822°).

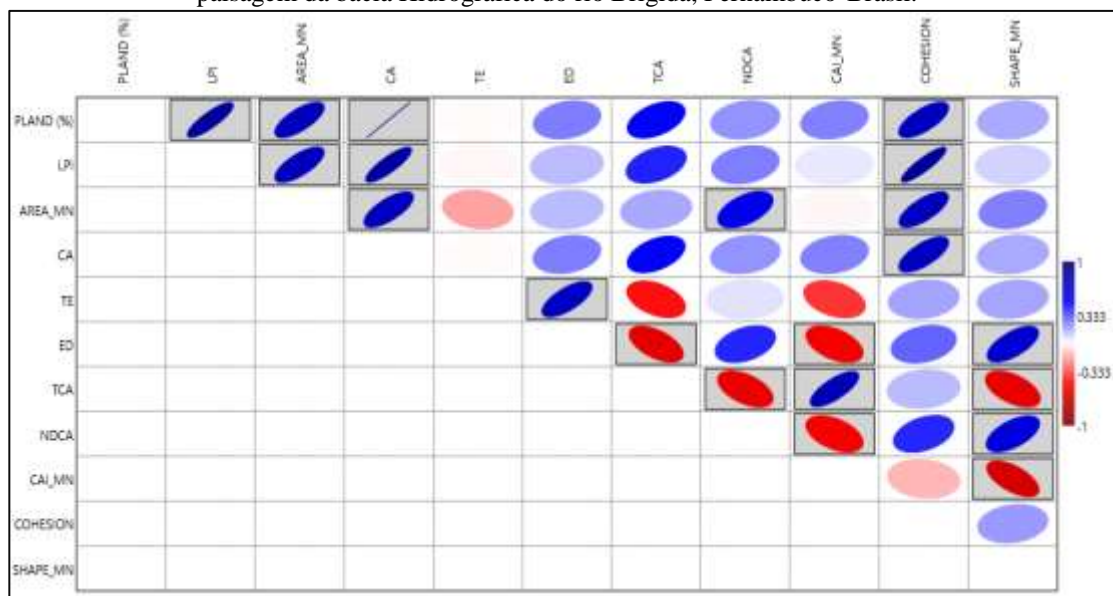


Fonte: O autor (2019).

No correlograma de elipse (Figura 11) constam as correlações e os graus de significância entre as métricas de paisagem. As elipses com gradientes em cor azul têm correlação positiva e em vermelho, correlação negativa. Os diferentes gradientes de cores, tamanho e direção da elipse representam a intensidade da correlação, quanto mais estreita,

mais correlacionadas são as métricas. O achurado sobre a elipse representa o p-valor $< 0,05$ com significância entre as métricas.

Figura 11. Correlograma de elipse para o nível de significância p-valor $< 0,05$ entre as métricas de paisagem da bacia Hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco-Brasil.



Fonte: O autor (2019). Legenda: **PLAND(%)** = Percentual da classe em relação a área total; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **AREA_MN** = Área média dos fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **TE** = Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda **ED** = Densidade de borda; **TCA** = Número total de áreas centrais; **NDCA** = Número de áreas centrais disjuntas; **CAI_MN** = Índice de área central médio; **COHESION** = Índice de conectividade; **SHAPE_MN** = Índice de forma médio dos fragmentos.

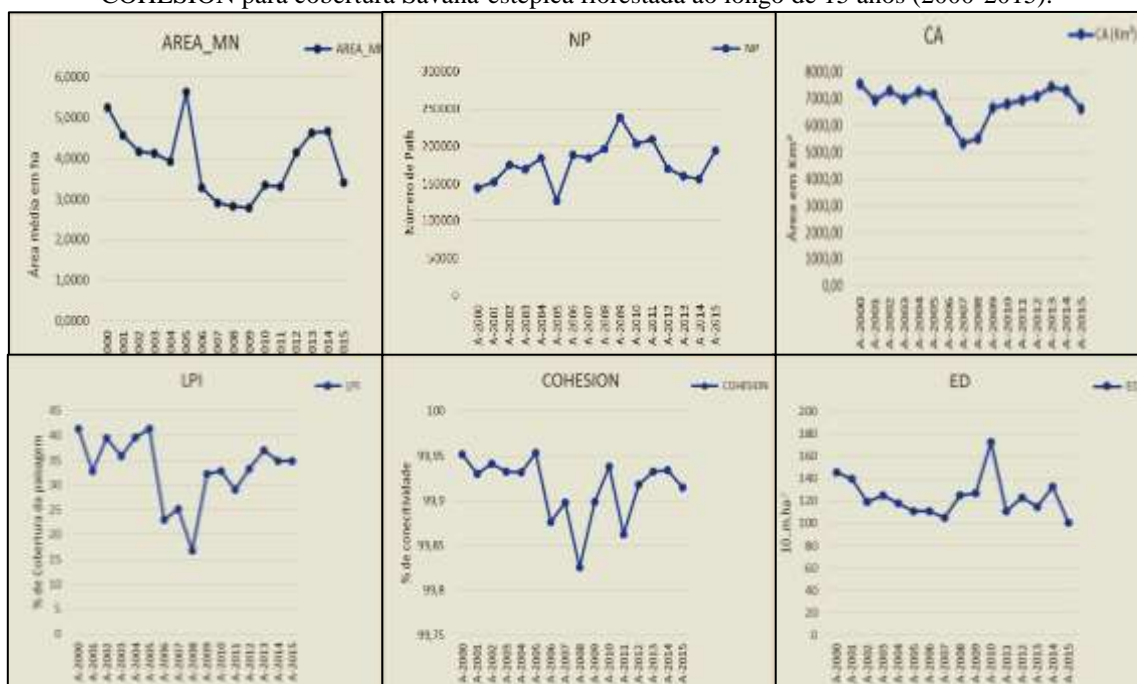
A partir da análise do correlograma pode-se aferir que a área média dos fragmentos (**AREA_MN**) e conectividade (**COHESION**) apresentaram correlação positiva e significativa com o aumento do percentual de cobertura florestal em relação a área total da bacia (**PLAND**). O que sugere que há uma influência direta com o aumento da área do maior fragmento e da área média da classe SEF e a conectividade da cobertura florestal.

O incremento positivo na densidade de bordas (**ED**) reduziu significativamente o número total de áreas centrais (**TCA**) e o índice de área central médio (**CAI_MN**) para o período estudado. A redução do número de áreas centrais disjuntas (**NDCA**) promoveu o aumento da complexidade geral da forma dos fragmentos (**SHAPE_MN**) e reduziu o número total de áreas centrais (**TCA**), o que demonstra que aumentou conectividade (**COHESION**), mas não de forma significativa.

Na Figura 12 visualizam-se as evoluções das métricas de paisagem para classe SEF. No ano de 2005, houve um aumento da área média dos fragmentos (**AREA_MN**), com uma redução significativa do número de fragmentos (**NP**) em relação aos anos anteriores e

estabilidade na área total da classe. Este fato pode estar associado ao aumento da cobertura florestal e conectividade entre fragmentos. Com relação ao percentual da área do maior fragmento na paisagem (LPI) e conectividade (COHESION) visualiza-se uma maior redução no ano de 2008 em função da redução drástica da cobertura florestal no período analisado.

Figura 12. Comportamento das métricas de paisagem NP, PLAND, AREA_MN, LPI, CA, ED e COHESION para cobertura Savana-estépica florestada ao longo de 15 anos (2000-2015).



Fonte: O autor (2019). Legenda: **AREA_MN** = Área média dos fragmentos; **NP** = Número de fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **COHESION** = Índice de conectividade; **SHAPE_MN** = Índice de forma médio dos fragmentos; **ED** = Densidade de borda

Nos anos subsequentes a 2008 houve uma estabilização da cobertura florestal na região, o que pode estar associado ao aumento das atividades de fiscalização e monitoramento dos órgãos ambientais na região do pólo gesseiro do Araripe pelo governo do estado de Pernambuco (PERNAMBUCO, 2007), financiamento de práticas de uso sustentável da vegetação como constatado pelo SEBRAE (SEBRAE, 2008) e projetos de irrigação voltados a agricultura de precisão. Esse mesmo padrão de redução da intensidade do desmatamento, a partir do ano de 2008, foi constatado por Ndagijimana et al. (2015) nos estados do Ceará e Paraíba. Para os autores essa redução no desmatamento a partir desse período pode estar associada a intensificação da fiscalização, aumento do número de planos de manejo florestal, programa de combate ao desmatamento do Ministério do Meio Ambiente (PPCaatinga) e mudanças estruturais como a redução do interesse e a viabilidade

econômica cada vez menor das atividades agrícolas e pecuárias no sertão, o abandono da atividade agrícola e o êxodo rural.

Diferente do que ocorre com a classe de transição SEF, onde se tem uma correlação forte entre os índices PLAND e LPI, entre a área da classe (CA) da cobertura Savana / Floresta Estacional (SFE) e o percentual da área do maior fragmento (LPI) com uma correlação de 61,5% com um R^2 de 37,8%. Pode ser um indicativo de que os maiores fragmentos da classe Savana / Floresta Estacional sofrem uma menor influência antrópica ou uma influência controlada na alteração para outros usos/ocupação da terra. Esta característica pode estar relacionada com as restrições para exploração da cobertura florestal SFE, que em grande parte se encontra no interior da Área de Proteção Ambiental do Araripe, cuja exploração está sujeita ao zoneamento e as regras de uso e ocupação do plano de manejo da unidade de conservação. Em estudo realizado na região da Chapada do Araripe, Cunha et al. (2018) constaram que o processo de fragmentação da vegetação nativa da região modifica-se em relação ao gradiente altitudinal, dado que quanto maior a altitude, menor é o grau de isolamento e, conseqüentemente, alta cobertura florestal.

O tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) da classe SEF chegou as menores dimensões nos anos 2008 e 2009, com 2,81 e 2,78 ha, respectivamente. Em comparação com a média de 3,93 ha para o período analisado, representa uma diferença de 29,26% para 2009 e 28,5% para o ano de 2008. O tamanho médio dos fragmentos para classe SFE foi de 0,91 ha, com menor valor encontrado para o ano 2014 com 0,55 ha. O número médio de fragmentos foi maior para classe SFE com 233.451 manchas identificadas e 178.303 para classe SEF. A redução da área média dos fragmentos (AREA_MN) da classe SEF está associada diretamente com o aumento do número de manchas (NP), apresenta uma correlação negativa de -91% com um R^2 de 82,7%, um indicativo de que a área estudada passa por um processo de redução gradativa da vegetação.

A correlação encontrada para o número de fragmentos (NP) e área média (AREA_MN) da cobertura Savana / Floresta Estacional, foi negativa de -73% com um R^2 de 53,1%. Em ambas as classes o aumento no número total de fragmentos representa a redução da disponibilidade de área central (TCA), podendo ser explicada por um modelo linear com correlação positiva de 82,5% e R^2 de 68,1% para classe Savana / Floresta Estacional. Diferentemente do que ocorre com a cobertura Savana Estépica Florestada, em que a variação do tamanho médio dos fragmentos não explica a variação da disponibilidade de áreas centrais na paisagem.

A partir dos resultados foi possível constatar que há uma diminuição do tamanho dos fragmentos da classe Savana Estépica Florestada e, conseqüentemente, uma redução no número de áreas centrais disjuntas, cujo menor valor (NDCA) está relacionado ao ano de 2015, com 9.547 manchas. Em relação a conectividade (COHESION), houve uma maior descontinuidade da classe Savana Estépica Florestada na paisagem estudada no ano de 2008 com 99,83% de conectividade, e o maior percentual para classe ocorreu nos anos 2000 e 2005 com 99,95%.

A correlação entre número de fragmentos (NP) e a conectividade (COHESION) foi negativa com -59,06% para um R^2 de 34,89%, ou seja, por mais que a fragmentação tenda a reduzir a conectividade outros fatores, como a distribuição da classe Uso Intensivo (UI), concentradas em uma região próxima ao centro consumidor de lenha e de produção agropecuária, em regime de pastagem nativa, podem influenciar na probabilidade de explicação da redução de conectividade. Os resultados para as métricas das classes mapeadas, Savana Estépica Florestada (SEF), Savana / Floresta Estacional (SFE), Uso Intensivo (UI) e Agricultura (AGR), encontram-se respectivamente nas Tabelas 9, 10, 11 e 12.

Os dados de redução da cobertura florestal na região semiárida foram descritos por Fernandes et al. (2017), em estudo da paisagem realizado para a região semiárida do estado de Sergipe-BR, apresentaram índices de conectividade (COHESION) semelhantes ao da bacia do rio Brígida, com 99,87% para o ano 2003 e 99,14% para 2013. Para Cunha et al (2018) o elevado número de pequenos fragmentos, indicados pelas métricas de área e isolamento, são imprescindíveis no aumento da conectividade entre os remanescentes.

Em relação ao índice PLAND Fernandes et al. (2017) encontraram, respectivamente 33,08% (2003) e 14,91% (2013) para a classe cobertura florestal, correspondendo uma redução de 45% do componente florestal em dez anos, com uma taxa de desmatamento de 4,5% ao ano.

Em análise da bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Bioma Mata Atlântica no estado de Sergipe, Fernandes et al. (2017) relataram o mesmo padrão de ocupação, com substituição de vegetação por pastagem e monocultura, sendo o PLAND de 24,8% da paisagem da bacia com cobertura florestal nativa de Mata Atlântica. Juvanhol et al. (2011) ao analisarem corredores ecológicos em áreas protegidas do estado do Espírito Santo-BR, no Bioma Mata Atlântica, concluíram que a fragmentação florestal promove a “deformação” dos fragmentos, amplia o número de bordas e, conseqüentemente, o aumento da influência da matriz predominante sobre os processos ecológicos.

Tabela 9. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Savana-Estépica Florestada - SEF da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.

Ano	Densidade e Tamanho				Borda			Área Central		Conectividade		Forma
	NP	AREA_MN	CA	PLAND (%)	LPI	TE	ED	CAI_MN	TCA	NDCA	COHESION	SHAPE_MN
A-2000	143604	5,26	754874	55,00	41,42	20019,07	145,87	0,0088	114451,74	14751	99,95	1,26
A-2001	152172	4,56	694236	50,58	32,91	19158,53	139,60	0,0149	89645,22	15008	99,93	1,26
A-2002	174785	4,17	729037	53,12	39,56	16401,02	119,50	0,0173	182527,02	13053	99,94	1,22
A-2003	168774	4,12	695119	50,65	35,90	17144,33	124,92	0,0129	108483,75	16827	99,93	1,24
A-2004	184673	3,92	724391	52,78	39,57	16173,80	117,85	0,0131	206495,73	11250	99,93	1,24
A-2005	127093	5,63	715625	52,14	41,43	15214,93	110,86	0,0082	146392,02	15262	99,95	1,22
A-2006	188326	3,28	618244	45,05	23,02	15222,84	110,92	0,0189	130046,31	12130	99,88	1,23
A-2007	184442	2,90	534141	38,92	25,23	14451,86	105,30	0,0143	79310,88	12358	99,90	1,22
A-2008	196015	2,81	551003	40,15	16,83	17173,73	125,13	0,0058	40110,57	13213	99,83	1,24
A-2009	238749	2,78	663904	48,37	32,24	17421,41	126,94	0,0160	156343,95	11635	99,90	1,23
A-2010	203249	3,34	679415	49,50	32,78	23686,49	172,58	0,0027	31377,24	13340	99,94	1,24
A-2011	209597	3,31	693574	50,54	29,08	15235,51	111,01	0,0363	234582,66	10309	99,86	1,21
A-2012	170202	4,16	707284	51,53	33,23	16926,28	123,33	0,0171	164085,93	12969	99,92	1,24
A-2013	160439	4,64	743859	54,20	37,05	15717,10	114,52	0,0366	217128,96	12567	99,93	1,21
A-2014	156115	4,66	727962	53,04	34,88	18217,58	132,74	0,0233	153349,47	13210	99,93	1,23
A-2015	194619	3,40	661576	48,20	34,82	13789,03	100,47	0,0250	230535,36	9547	99,91	1,20

Fonte: O autor (2019).

Em estudo da paisagem da bacia do rio Itapemirim no estado do Espírito Santo, Pirovani et al. (2014) destacaram que o tamanho da área central não depende da relação entre o seu tamanho e forma, constatando que apesar dos fragmentos grandes apresentarem os formatos mais irregulares, possuem maior índice de área central, mesmo sob o efeito da maior distância de efeito de borda.

As estratégias de conservação e de formação de corredores ecológicos são dependentes das análises de métricas de paisagem, como conclui os trabalhos de Silva e Souza (2014), Moraes et al. (2015), Jesus et al. (2015) e Saito et al. (2016), este último, abordando a conectividade do entorno de uma área protegida, a partir da análise das métricas de paisagem com proposição de corredores ecológicos, com o menor custo de restauração como alternativa para aumentar conectividade entre unidades de conservação.

De acordo com Bo sun e Qiming Zhou (2016), nas últimas duas décadas, a expansão das atividades agrícolas e pastoris em regiões semiáridas foi maior do que exôdo e abono de terras agricultáveis. Os autores observaram que a expansão relativamente rápida das terras agrícolas exibiu um padrão concentrado. De acordo com Arroyo-Rodriguez et al. (2017) essa crescente variação na configuração espacial das paisagens e uma maior heterogeneidade da matriz predominante aumentam a incerteza das vias sucessionais e da restauração florestal.

Os resultados para as métricas de paisagem para as classes Savana / Floresta Estacional (SFE), Uso Intensivo (UI) e Agricultura (AGR) são apresentados, respectivamente nas Tabelas 10, 11 e 12.

Tabela 10. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Savana/Floresta Estacional -SFE da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.

Ano	Densidade e Tamanho				Borda		Área Central			Conectividade	Forma	
	NP	AREA_MN	CA	PLAND	LPI	TE	ED	CAI_MN	TCA	NDCA	COHESION	SHAPE_MN
A-2000	313159,00	0,61	189680,58	13,82	4,68	11427,22	83,26	0,0002	9461,61	1164,00	99,53	1,14
A-2001	352697,00	0,54	189777,60	13,83	4,13	12158,27	88,59	0,0006	10191,51	1243,00	99,13	1,17
A-2002	205892,00	0,91	188345,88	13,72	5,38	8798,39	64,11	0,0006	17524,71	1998,00	99,65	1,14
A-2003	248583,00	0,82	203358,87	14,82	9,27	9757,31	71,10	0,0004	18659,70	2289,00	99,78	1,14
A-2004	165932,00	1,30	215456,94	15,70	10,66	9046,98	65,92	0,0006	16358,85	2949,00	99,83	1,20
A-2005	145413,00	1,48	214581,60	15,63	5,60	7724,64	56,28	0,0014	26843,76	3647,00	99,75	1,17
A-2006	264439,00	0,76	201991,14	14,72	8,58	10719,69	78,11	0,0005	19394,28	1438,00	99,76	1,16
A-2007	212105,00	0,94	200389,05	14,60	4,55	9270,81	67,55	0,0017	18492,21	2393,00	99,55	1,17
A-2008	310754,00	0,63	194365,89	14,16	6,33	10870,09	79,20	0,0012	9981,54	1907,00	99,58	1,14
A-2009	257810,00	0,81	207546,48	15,12	8,41	10364,76	75,52	0,0011	23004,63	2238,00	99,71	1,17
A-2010	432227,00	0,66	284415,48	20,72	7,43	16471,13	120,01	0,0007	11929,50	2851,00	99,48	1,18
A-2011	142283,00	0,92	131263,11	9,56	3,93	6329,85	46,12	0,0012	13158,00	1314,00	99,32	1,19
A-2012	212820,00	0,90	190984,05	13,92	7,54	9214,21	67,14	0,0007	18239,85	1824,00	99,72	1,16
A-2013	121947,00	0,89	108932,76	7,94	2,72	5102,96	37,18	0,0024	15175,71	937,00	99,15	1,18
A-2014	245257,00	0,55	135117,54	9,84	2,40	8328,44	60,68	0,0010	11730,42	842,00	98,28	1,18
A-2015	103898,00	1,90	197657,37	14,40	10,42	6890,44	50,20	0,0025	29988,45	2795,00	99,85	1,20

Fonte: O autor (2019).

Tabela 11. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Uso Intensivo - UI da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.

Ano	Densidade e Tamanho				Borda			Área Central			Conectividade	Forma
	NP	AREA_MN	CA	PLAND	LPI	TE	ED	CAI_MN	TCA	NDCA	COHESION	SHAPE_M
A-2000	196304	1,48	290576,25	21,17	3,36	11102,74	80,90	0,0251	24717,60	6529	99,23	1,21
A-2001	138317	2,42	334342,26	24,36	8,61	9913,35	72,23	0,0339	51266,25	7643	99,67	1,22
A-2002	153029	1,99	304461,81	22,18	4,97	10515,28	76,62	0,0248	28908,54	7036	99,47	1,23
A-2003	157400	2,24	351951,75	25,64	9,14	11456,92	83,48	0,0274	40287,42	8189	99,69	1,21
A-2004	138951	2,36	327574,80	23,87	9,08	10295,05	75,01	0,0428	39809,70	8157	99,68	1,23
A-2005	135474	1,38	187296,48	13,65	1,37	8222,24	59,91	0,0169	4941,09	3435	98,24	1,25
A-2006	138590	3,28	455077,98	33,16	16,61	11971,69	87,23	0,0583	75952,80	11502	99,84	1,22
A-2007	220242	2,56	564376,23	41,12	22,53	17420,68	126,93	0,0255	78315,75	12853	99,88	1,21
A-2008	198337	2,66	527694,03	38,45	17,67	13927,40	101,48	0,0322	99822,87	12277	99,85	1,18
A-2009	137186	2,68	367397,55	26,77	6,16	12245,44	89,22	0,0221	22419,90	9104	99,65	1,24
A-2010	214868	1,13	242460,45	17,67	2,67	13745,76	100,15	0,0014	1333,89	1219	98,93	1,27
A-2011	143655	3,23	463317,12	33,76	12,64	14414,13	105,02	0,0172	36625,59	11416	99,81	1,24
A-2012	138353	2,43	335935,26	24,48	6,25	10751,10	78,33	0,0334	33236,37	8348	99,54	1,23
A-2013	154934	2,63	407379,60	29,68	7,91	13023,23	94,89	0,0289	35711,64	10302	99,62	1,24
A-2014	144445	2,77	400734,09	29,20	9,90	12599,28	91,80	0,0316	45210,51	9419	99,68	1,27
A-2015	148976	2,33	346602,06	25,25	6,89	11784,42	85,86	0,0229	27649,62	8320	99,56	1,24

Fonte: O autor (2019).

Tabela 12. Resultados das métricas de paisagem para classe de cobertura da terra Agricultura - AGR da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.

Ano	Densidade e Tamanho			Borda				Área Central		Conectividade		Forma
	NP	AREA_MN	CA	PLAND	LPI	TE	ED	CAI_M N	TCA	NDCA	COHESION	SHAPE_M
A-2000	373476,00	0,37	136401,57	9,94	0,21	10722,71	78,13	0,0011	1224,36	523,00	90,17	1,16
A-2001	301811,00	0,49	148102,47	10,79	0,27	10652,26	77,62	0,0018	1660,50	574,00	91,64	1,20
A-2002	380024,00	0,35	133828,20	9,75	0,20	11100,93	80,89	0,0005	971,10	270,00	84,63	1,17
A-2003	208488,00	0,25	51612,84	3,76	0,16	4529,48	33,00	0,0011	873,63	277,00	81,14	1,11
A-2004	300993,00	0,32	96179,58	7,01	0,14	7924,82	57,74	0,0011	951,21	288,00	82,72	1,15
A-2005	395697,00	0,62	246239,73	17,94	0,32	16761,47	122,13	0,0012	1181,16	904,00	96,15	1,22
A-2006	231162,00	0,39	89484,03	6,52	0,22	6897,41	50,26	0,0020	1640,88	333,00	89,26	1,17
A-2007	259073,00	0,26	66789,90	4,87	0,14	5855,82	42,67	0,0010	738,99	271,00	79,43	1,12
A-2008	259288,00	0,36	93454,11	6,81	0,15	7500,33	54,65	0,0009	568,17	348,00	85,71	1,17
A-2009	333076,00	0,33	110517,30	8,05	0,18	9036,81	65,85	0,0007	792,27	403,00	84,94	1,15
A-2010	292641,00	0,54	157373,82	11,47	0,18	11201,60	81,62	0,0009	279,90	383,00	90,69	1,22
A-2011	170796,00	0,31	52695,99	3,84	0,27	4092,42	29,82	0,0023	2462,49	232,00	85,59	1,12
A-2012	245812,00	0,36	88102,26	6,42	0,29	6383,42	46,51	0,0048	3569,40	513,00	85,97	1,13
A-2013	240733,00	0,30	71543,07	5,21	0,26	5722,73	41,70	0,0020	2424,51	286,00	83,67	1,12
A-2014	229608,00	0,29	66242,52	4,83	0,25	5411,43	39,43	0,0008	1150,74	295,00	86,77	1,12
A-2015	278101,00	0,56	154545,30	11,26	0,43	10450,58	76,14	0,00	1734,57	802,00	96,16	1,19

Fonte: O autor (2019).

3.4. ANÁLISE DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM EM FUNÇÃO DE BALANÇO HÍDRICO E ORDENAMENTO DA VARIAÇÃO POR COMPONENTES PRINCIPAIS PARA CLASSE SAVANA-ESTÉPICA FLORESTADA

Os resultados da PCA (Tabela 13) para a componente principal 1 explicaram 41,14% da variação das métricas associadas à classe de paisagem SEF. A componente principal 2 com 26,80%, somadas as componentes 1 e 2 explicam 67,94% da variância dos dados com autovalores 6,582 e 4,288. Na componente principal 1, destacam-se as variações para área da classe (CA) com cargas 0,9324 e a densidade de borda (ED) com 0,9423. Na componente principal 2, a maior carga corresponde a área média dos fragmentos (AREA_MN) com 0,6591, seguido pela variação no número de fragmentos (NP) com carga igual a 0,4862 e o percentual de fragmentos da mesma classe em relação a área total da bacia hidrográfica (PLAND) com 0,4841.

Tabela 13. Autovalores e variâncias das métricas de paisagem NP, AREA_MN, CA, PLAND, LPI, TE, ED, CAI_MN, TCA, NDCA, COHESION e SHAPE_MN e estimativas de emissões e remoções de CO₂e (t)-AR5 GWP por MUT, RsFI, FI_{Sec} e AP_{Pres}. Resultado da PCA aplicada a análise de paisagem para a classe Savana-Estéptica Florestada - SEF da bacia hidrográfica do rio Brígida, período correspondentes aos anos 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2015.

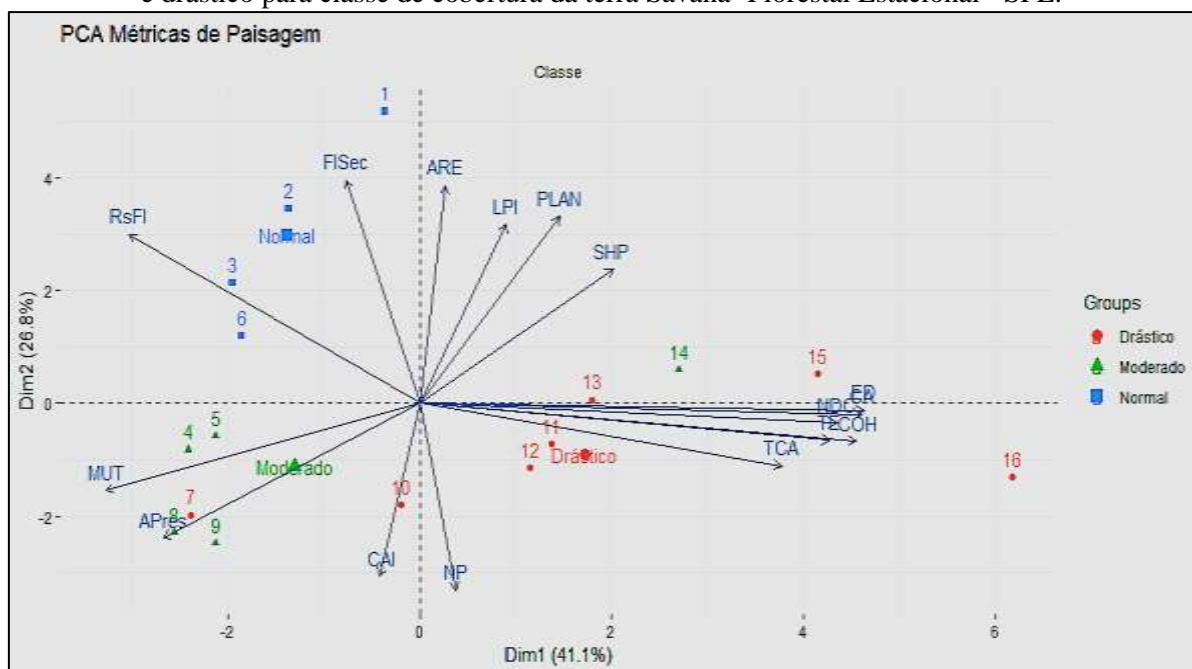
Descrição	PC 1	PC 2	PC	Autovalor	% variância
MUT	0,4701	0,1052	1	6,582	41,14
RsFI	0,4046	0,3962	2	4,288	26,80
FI _{Sec}	0,0257	0,6915	3	2,470	13,42
AP _{Pres}	0,3146	0,2523	4	1,336	8,35
NP	0,0062	0,4862	5	0,649	4,06
PLAND (%)	0,0939	0,4841	6	0,450	2,81
LPI	0,0359	0,4460	7	0,239	1,49
AREA_MN	0,0032	0,6591	8	0,119	0,74
CA	0,9324	0,0016	9	0,087	0,55
TE	0,8016	0,0189	10	0,072	0,45
ED	0,9423	0,0006	11	0,020	0,12
TCA	0,6248	0,0539	12	0,006	0,39
NDCA	0,8301	0,0052	13	0,005	0,03
CAI_MN	0,0076	0,4163	14	0,001	0,01
COHESION	0,9109	0,0199	15	0,000	0,00
SHAPE_MN	0,1784	0,2509	Totais	16,323	100,00

Fonte: O autor (2019) Legenda: **MUT**=Emissão de carbono por mudança de uso da terra; **RsFI**=Emissões de carbono por resíduos florestais; **FI_{Sec}**=Remoções por florestas secundárias; **AP_{Pres}**=Remoções por áreas de preservação; **NP** = Número de fragmentos; **PLAND(%)** = Percentual da classe em relação a área total; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **AREA_MN** = Área média dos fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **TE** = Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda **ED** = Densidade de borda; **TCA** = Número total de áreas centrais; **NDCA** = Número de áreas centrais disjuntas; **CAI_MN** = Índice de área central médio; **COHESION** = Índice de conectividade; **SHAPE_MN** = Índice de forma médio dos fragmentos.

Em estudo de mudanças na paisagem para um período de 19 anos, Singh et al. (2017) pela análise do PCA explicaram 84,1% da variância total da paisagem a partir das métricas de distância, área central e forma. Com a primeira componente (PC1) explicando 57,8% da variância total e a segunda componente (PC2) 26,3%.

A rotação das componentes principais PC 1 (Figura 13), para as métricas com as maiores cargas, indicaram que em condições drásticas de balanço hídrico há uma tendência de maior variação das métricas relacionadas a densidade de bordas (ED), número de áreas centrais disjuntas (NDCA), total de áreas centrais (TCA) e total de bordas (TE), ou seja, métricas de borda e área central.

Figura 13. Ordenação das variâncias das métricas de paisagem e estimativas de emissões / remoção de CO₂e-AR5 GPW em duas componentes principais em função do déficit hídrico normal, moderado e drástico para classe de cobertura da terra Savana- Florestal Estacional - SFE.



Fonte: O autor (2019). Legenda: **MUT**=Emissão de carbono por mudança de uso da terra; **RsFI**=Emissões de carbono por resíduos florestais; **FISec**=Remoções por florestas secundárias; **APres**=Remoções por áreas de preservação; **NP** = Número de fragmentos; **PLAND(%)** = Percentual da classe em relação a área total; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **AREA_MN** = Área média dos fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **TE** = Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda **ED** = Densidade de borda; **TCA** = Número total de áreas centrais; **NDCA** = Número de áreas centrais disjuntas; **CAI_MN** = Índice de área central médio; **COHESION** = Índice de conectividade; **SHAPE_MN** = Índice de forma médio dos fragmentos.

Na prática pode significar que em períodos extremos de seca a cobertura florestal da bacia hidrográfica sofra maior intensificação da exploração, com efeitos diretos na redução de área central e consequentemente aumento da área de borda ou de maior influência em relação a matriz predominante.

A rotação das métricas de “Área” para percentual da área da classe em relação a área total da bacia (PLAND), percentual da área do maior fragmento (LPI) e área média dos fragmentos (AREA_MN) tem suas maiores variações associadas ao balanço hídrico considerado normal, ou seja, precipitação maior do que a evapotranspiração.

Verificou-se que existe uma correlação negativa entre o número de fragmentos (NP) e o balanço hídrico na região (Tabela 14). Em anos onde o balanço hídrico foi baixo ou negativo, existiu uma tendência significativa no favorecimento da fragmentação florestal da Savana Estépica Florestada, com uma correlação de -68% e uma probabilidade de explicação do fenômeno de 46% da fragmentação da paisagem da bacia.

Comparando o balanço hídrico com o aumento da área média dos fragmentos (AREA_MN) há uma correlação positiva de 70,7% e uma probabilidade de explicação de 50%, o que significa que em períodos de maior incidência de chuvas há uma tendência do aumento da área dos fragmentos. Esta evidência está relacionada com o favorecimento da regeneração natural da vegetação nativa e o tempo de resposta rápido da vegetação sobre efeito das chuvas. Outra evidência é de que essa dinâmica se relaciona com a redução do desmatamento na região durante esses períodos, tendo em vista que há um redirecionamento das atividades agrícolas para as áreas de pousio, o caracteriza a rotação de cultura, sem a necessidade imediata de supressão de vegetação nativa.

Tabela 14. Resultados para correlação de Pearson, R^2 e *p*-valor das métricas de paisagem em relação ao balanço hídrico entre os anos 2000 e 2015.

Métrica	Correlação de Pearson	R^2	p - valor
NP	-0,6813	0,46	0,0037
PLAND%	0,40613	0,16	0,1185
LPI	0,57008	0,32	0,0211
AREA_MN	0,70698	0,50	0,0022
CA	-0,32266	0,10	0,2229
TE	-0,52539	0,28	0,0366
ED	-0,41022	0,17	0,1145
TCA	-0,30967	0,10	0,2431
NDCA	-0,36604	0,13	0,1632
CAI_MN	-0,36932	0,14	0,1592
COHESION	-0,4144	0,17	0,1105
SHP_MN	0,12111	0,01	0,6550

Fonte: O autor (2019). Legenda: **NP** = Número de fragmentos; **PLAND**(%) = Percentual da classe em relação a área total; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **AREA_MN** = Área média dos fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **TE** = Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda **ED** = Densidade de borda; **TCA** = Número total de áreas centrais; **NDCA** = Número de áreas centrais disjuntas; **CAI_MN** = Índice de área central médio; **COHESION** = Índice de conectividade; **SHP_MN** = Índice de forma médio dos fragmentos.

Em estudo sobre os efeitos da precipitação sobre o crescimento da vegetação da caatinga, realizado por Pareyn et al. (2015), em áreas sob regime de manejo florestal, constataram a existência de uma relação significativa entre as taxas de crescimento de caatinga manejada e a precipitação média anual, cuja precipitação média anual explicou entre 61% e 89% do incremento médio anual da vegetação (IMA). No mesmo estudo, os autores constataram que outros fatores ambientais como estoque inicial, composição do estrato arbóreo, características do solo e intensidade de pastoreio somente podem explicar entre 11 e 39% das variações do IMA.

As pesquisas relacionadas a fragmentação florestal, em sua grande maioria, dão ênfase aos efeitos de borda sobre os processos ecossistêmicos, cujos resultados têm demonstrado essa relação direta com as alterações na temperatura e diâmetro das árvores (BLUMENFELD et al., 2017), recrutamento (SILVA et al., 2015) e mortalidade de espécies (RABELO et al., 2015), composição de agrupamentos de espécies herbívoras (GONZÁLES et al., 2014), redução de número de espécies polinizadoras na borda em relação ao interior (ROCHA et al., 2016) e da produção de biomassa florestal (CHAPLIN-KRAMER et al., 2015).

Quanto as emissões/remoções de CO₂-AR5 GPW estimadas pelo SEEG para mudança de uso da terra (MUT) e resíduos florestais (RsFl), constatou-se que existe uma tendência da maior variação dos dados estar associada ao período com balanço hídrico considerado normal e moderado (Figura 13), no entanto, as cargas para emissões não são representativas na composição das componentes principais PC 1 e 2.

Da mesma forma, as cargas resultantes para remoção por áreas de preservação (Apres) e cobertura florestal em estágio secundário (FIsec) não estão associadas a variação do balanço hídrico. Observa-se no geral, pela análise de componentes principais, que a rotação das cargas das estimativas de emissões/remoções de CO₂-AR5 GPW diferem do comportamento da variação das métricas de paisagem quando a comparação é feita tomando como base o balanço hídrico (Tabela 15).

Tabela 15. Correlação de Pearson, R² e p-valor para as métricas de paisagem em função das emissões / remoção de CO₂-AR5 GPW.

Métrica	MUT			RsFl			FIsec			Apres		
	ρ	R ²	p-vl	ρ	R ²	p-vl	ρ	R ²	p-vl	ρ	R ²	p-vl
NP	-0,206	0,042	0,445	-0,465	0,216	0,070	-0,357	0,127	0,175	0,055	0,003	0,839
PLAN	-0,470	0,221	0,066	0,072	0,005	0,790	0,355	0,126	0,177	-0,435	0,189	0,092
LPI	-0,266	0,071	0,319	0,183	0,033	0,498	0,338	0,114	0,200	-0,254	0,064	0,343
ARE	-0,056	0,003	0,835	0,358	0,128	0,173	0,399	0,159	0,126	-0,187	0,035	0,488
CA	-0,518	0,269	0,040	-0,593	0,351	0,016	-0,215	0,046	0,424	-0,444	0,197	0,085

(Continua)

Tabela 15. Correlação de Pearson, R^2 e p-valor para as métricas de paisagem em função das emissões / remoção de CO_2 -AR5 GPW.

Métrica	MUT			RsFl			FlSec			Apres		
	ρ	R^2	p-vl	ρ	R^2	p-vl	ρ	R^2	p-vl	ρ	R^2	p-vl
TE	0,599	0,358	0,014	-0,682	0,466	0,004	-0,277	0,077	0,298	-0,477	0,228	0,062
ED	0,608	0,370	0,012	-0,580	0,337	0,018	-0,153	0,023	0,573	-0,504	0,254	0,047
TCA	0,351	0,123	0,182	-0,624	0,389	0,010	-0,353	0,125	0,180	-0,276	0,076	0,301
NDCA	0,429	0,184	0,098	-0,563	0,317	0,023	-0,241	0,058	0,369	-0,366	0,134	0,163
CAI	0,303	0,092	0,254	-0,392	0,154	0,133	-0,590	0,348	0,016	0,317	0,101	0,231
COH	-0,491	0,241	0,054	-0,624	0,390	0,010	-0,259	0,067	0,333	-0,405	0,164	0,120
SHP	-0,516	0,266	0,041	0,069	0,005	0,800	0,420	0,177	0,105	-0,448	0,201	0,082

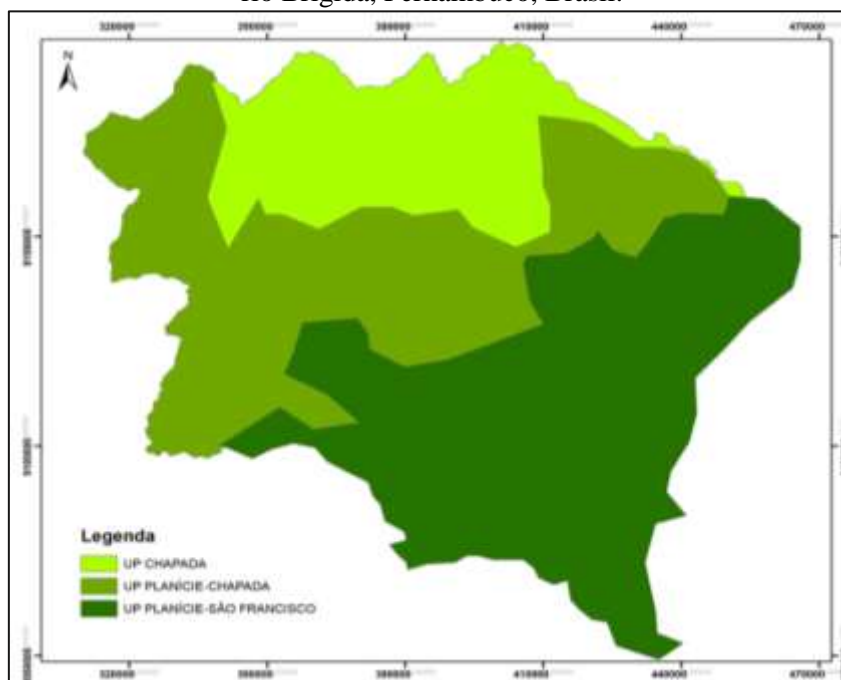
Fonte: O autor (2019). Legenda: **NP** = Número de fragmentos; **PLAN** = Percentual da classe em relação a área total; **LPI** = Percentual da área do maior fragmento; **ARE** = Área média dos fragmentos; **CA** = Área da classe na paisagem; **TE** = Soma dos comprimentos (em m) de todos os segmentos de borda; **ED** = Densidade de borda; **TCA** = Número total de áreas centrais; **NDCA** = Número de áreas centrais disjuntas; **CAI** = Índice de área central médio; **COH** = Índice de conectividade; **SHP** = Índice de forma médio dos fragmentos.

Nas emissões por MUT, há destaque para o nível de significância p-valor < 0,05 em relação a área da classe (CA) com *p-valor* = 0,04, número total de bordas (TE) *p-valor* = 0,01 e densidade de bordas (ED) *p-valor* = 0,012. Para as emissões por resíduos florestais (RsFl), se destacam a significância em relação à conectividade (COHESION) com *p-valor* = 0,01, com correlação negativa de -62,4% e probabilidade de explicação do fenômeno de 39% das emissões de CO_2 -AR5 GPW (SEEG, 2018) estarem associadas a perda de conectividade entre fragmentos. No entanto, é preciso aprofundar as pesquisas sobre emissões/remoção de carbono na região nordeste e validar metodologias para uma escala de bacia hidrográfica.

3.5. VARIAÇÃO DAS MÉTRICAS EM FUNÇÃO DE UNIDADES DE PAISAGEM

A partir dos resultados da classificação supervisionada das imagens são propostas três unidades da paisagem (UP) de interesse para conservação dos recursos florestais da bacia do rio Brígida, sendo: UP Chapada, UP Planície-Chapada e UP Planície-São Francisco (Figura 14).

Figura 14. Unidades de Paisagem propostas para conservação dos recursos florestais da bacia do rio Brígida, Pernambuco, Brasil.



Fonte: O autor (2019).

Os resultados para a dinâmica da cobertura Savana Estépica Florestada (SEF) são apresentados na Tabela 16. A unidade de paisagem (UP) Planície-São Francisco permaneceu, em média, com 69% da área com cobertura SEF. As unidades da paisagem Planície-Chapada e Chapada permaneceram com 38% e 26%, respectivamente. Das três unidades da paisagem propostas, a UP Planície-Chapada apresentou 12.852 fragmentos (NP), maior média em relação as outras duas UP. A área média dos fragmentos (AREA_MN) na UP Planície-São Francisco foi 6 (seis) vezes maior do que a área dos fragmentos presentes na UP Planície-Chapada. Na Figura 15 são apresentadas as evoluções para as métricas PLAND, NP e AREA_MN nas três UP.

Tabela 16. Resultado para as métricas PLAND (percentual da área da classe na paisagem), NP (número de fragmentos) e AREA_MN (área média dos fragmentos) para classe SEF (Savana Estépica Florestada).

(Continua)

ANO	Chapada			Planície -Chapada			Planície - São Francisco		
	PLAND	NP	AREA_MN	PLAND	NP	AREA_MN	PLAND	NP	AREA_MN
A-2000	36,64	64345	1,56	44,46	49931	4,22	71,53	26457	15,69
A-2001	36,63	52457	1,91	38,12	59519	3,04	66,72	36609	10,58
A-2002	24,05	75749	0,87	43,74	65291	3,18	73,33	30668	13,88
A-2003	24,87	66849	1,02	39,54	66231	2,83	70,55	33698	12,15
A-2004	25,09	85081	0,81	39,99	71503	2,65	74,87	25939	16,75
A-2005	12,64	45367	0,76	43,28	62992	3,26	76,91	17347	25,73

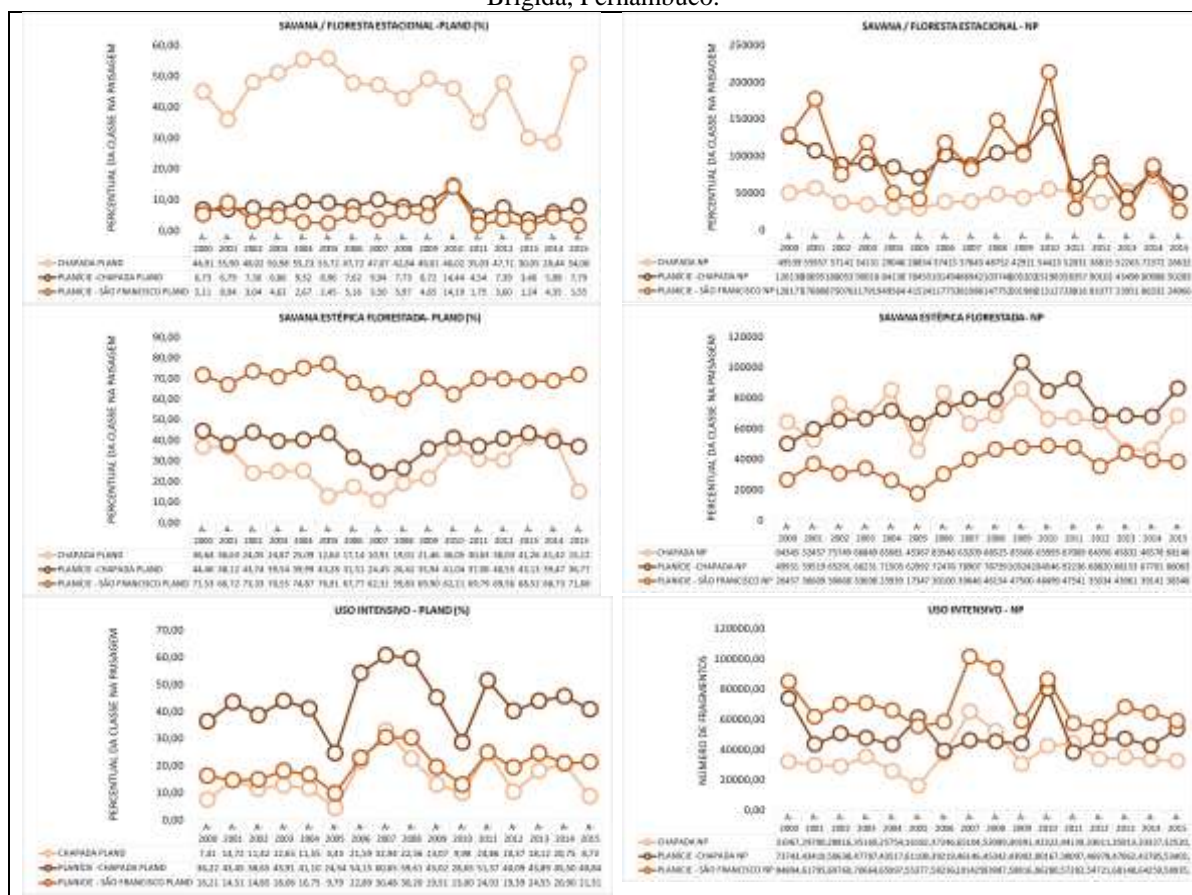
Tabela 16. Resultado para as métricas PLAND (percentual da área da classe na paisagem), NP (número de fragmentos) e AREA_MN (área média dos fragmentos) para classe SEF (Savana Estépica Florestada).

(Conclusão)

ANO	Chapada			Planície-Chapada			Planície – São Francisco		
	PLAND	NP	AREA_MN	PLAND	NP	AREA_MN	PLAND	NP	AREA_MN
A-2006	17,14	83548	0,56	31,51	72478	2,06	67,77	30100	13,07
A-2007	10,91	63209	0,47	24,45	78907	1,47	62,31	39646	9,12
A-2008	19,01	68525	0,76	26,42	78739	1,59	59,83	46154	7,52
A-2009	21,46	85566	0,69	35,94	103242	1,65	69,90	47500	8,54
A-2010	36,05	65993	1,50	41,04	84546	2,30	62,21	48499	7,44
A-2011	30,63	67089	1,25	37,06	92236	1,91	69,79	47541	8,52
A-2012	30,03	64356	1,28	40,55	68820	2,79	69,56	35034	11,52
A-2013	41,26	45832	2,47	43,13	68153	3,00	68,52	43961	9,05
A-2014	41,42	46578	2,44	39,47	67701	2,77	68,73	39141	10,19
A-2015	15,12	68148	0,61	36,77	86063	2,03	71,68	38348	10,85
Média	26,44	65543	1,18	37,84	73522	2,55	69,01	36665	11,91
Desvio Padrão	9,72	12663	0,62	5,70	12852	0,72	4,44	8731	4,46
CV%	36,76	19,32	52,10	15,06	17,48	28,14	6,43	23,81	37,42
Erro Padrão	2,43	3165	0,15	1,42	3213,08	0,18	1,11	2182,87	1,11

Fonte: O autor (2019).

Figura 15. Evolução entre as métricas PLAND e NP para as classes Savana Estépica Florestada (SEF), Savana / Floresta Estacional (SFE) e Uso Intensivo (UI) em três unidades de paisagem propostas para a bacia do rio Brígida, Pernambuco.



Fonte: O autor (2019). Legenda: **PLAND** (percentual da área da classe na paisagem), **NP** (número de fragmentos) e **AREA_MN** (área média dos fragmentos)

Apesar da diferença proporcional da cobertura florestal entre as três unidades da paisagem, existe uma correlação de 69%, com p -valor = 0,01 ($<0,05$), entre a variação do número de fragmentos (NP) das UP Planície-Chapada e Planície-São Francisco, o que indica uma semelhança na dinâmica de fragmentação entre as duas paisagens (Tabela 17).

Em relação a variação da área média dos fragmentos (AREA_MN) há uma correlação positiva de 57%, com p -valor igual a 0,02 ($<0,05$), entre os fragmentos UP Planície-Chapada e Planície-São Francisco e entre as UP Chapada e Planície-Chapada.

A variação da área da classe (PLAND) se apresentou significativamente semelhante entre as UP Chapada e Planície-Chapada, com uma correlação de 55%, p -valor 0,03 ($<0,05$), e entre as UP Planície-Chapada e Planície-São Francisco com 68% de correlação para o p -valor igual a 0,01 ($< 0,05$). Apesar da área da cobertura SEF, entre as três UP, serem proporcionalmente diferentes em relação a sua espacialização e ao tamanho da unidade da paisagem, as alterações na cobertura florestal ocorrem de maneira semelhante.

Tabela 17. Matriz de correlação entre as métricas PLAND, NP e ARE_MN para classe Savana Estépica Florestada (SEF)

	PLAND- CHAP,	PLAND- PLN,	PLAND- BR/SF	NP- CHAP,	NP- PLN,	NP- BR/SF	AREA- CHAP,	AREA- PLN,	AREA- BR/SF
PLAND- CHAP		0,03	0,79	0,13	0,25	0,31	0,01	0,05	0,25
PLAND- PLN	0,55		0,01	0,31	0,09	0,15	0,06	0,01	0,09
PLAND- BR/SF	-0,07	0,68		0,90	0,30	0,01	0,77	0,03	0,01
NP-CHAP,	-0,39	-0,27	0,03		0,08	0,86	0,00	0,13	0,61
NP-PLN	-0,30	-0,43	-0,27	0,44		0,01	0,15	0,00	0,04
NP-BR/SF	0,27	-0,37	-0,70	0,05	0,69		0,41	0,01	0,01
AREA- CHAP	0,93	0,49	-0,08	-0,67	-0,37	0,22		0,06	0,40
AREA-PLN	0,49	0,82	0,55	-0,39	-0,84	-0,63	0,48		0,02
AREA- BR/SF	-0,30	0,44	0,76	-0,14	-0,53	-0,93	-0,23	0,57	

Fonte: O autor (2019). Legenda: **PLAND-CHAP** = Percentual da área da classe na unidade de paisagem Chapada; **PLAND-PLAN** = Percentual da área da classe na unidade de paisagem Planície / Chapada; **PLAND-BR/SF** = Percentual da área da classe na unidade de paisagem Planície / São Francisco; **NP-CHAP** = Número de fragmentos na unidade de paisagem Chapada; **NP-PLN** = Número de fragmentos na unidade de paisagem Planície / Chapada; **NP-BR/SF** = Número de fragmentos na unidade de paisagem Planície / São Francisco; **AREA-CHAP** = Área média dos fragmentos da unidade de paisagem Chapada; **AREA-PLN** = Área média dos fragmentos da unidade de paisagem Planície / Chapada; **AREA-BR/SF** = Área média dos fragmentos da unidade de paisagem Planície / São Francisco;

4. CONCLUSÕES

No período entre os anos 2000 a 2015 existiu uma estabilidade aparente na mudança de uso/cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida. A mudanças de cobertura de uso intensivo, principalmente, para pastagens e atividades de sequeiro, foram as principais causas das taxas associadas a redução da cobertura florestal.

Nas áreas próximas aos perímetros irrigados, onde se concentram os maiores fragmentos e índices de conectividade, existe uma menor intensidade na redução da cobertura florestal ao longo dos anos, o que é um bom indicador para criação de unidades de conservação e investimento na agricultura familiar. Nas áreas da bacia hidrográfica onde as atividades econômicas não dependem exclusivamente da exploração florestal para fornecimento de biomassa em escala industrial, o potencial de sucesso na implantação de áreas protegidas tende a ser maior.

A variação das métricas de paisagem se apresentaram fortemente associadas ao balanço hídrico da bacia. Em relação as emissões / remoção de gases GWP, as métricas adotadas para análise da paisagem se mostraram pouco relacionadas para explicar as estimativas produzidas pelo SEEG para o bioma Caatinga, tornando-se necessário novos desdobramentos para compreender essa dinâmica.

Outros fatores devem ser evidenciados em escala local para explicar a dinâmica de uso/cobertura da terra na paisagem da bacia hidrográfica, como a configuração espacial dos imóveis rurais por capacidade produtiva (Módulo Fiscal), desenvolvimento e aplicação de tecnologias, identificar práticas de uso sustentável dos recursos naturais, identificar potencialidades de recuperação de áreas degradadas em pequenos e médios imóveis rurais e avaliar a gestão dos recursos naturais na bacia.

5. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Bacias Hidrográficas:** rio Brígida, c2018. Sub-página. Disponível em: <<https://goo.gl/NuriR3>>. Acesso em 20 de mai. de 2018.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, [s.l.], v. 92, n. 1, p. 326–340, fev. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12231>>. Acesso em: 20 de out. de 2018.
- ARSANJANI, J. J.; TAYYEBI, A.; VAZ, E. GlobeLand30 as an alternative fine-scale global land cover map: Challenges, possibilities, and implications for developing countries. **Habitat International**, [s.l.], v. 55, p. 25–31, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2016.02.003>>. Acesso em: 5 de agos. 2018.
- ASGARIAN, A.; AMIRI, B. J.; SAKIEH, Y. Assessing the effect of green cover spatial patterns on urban land surface temperature using landscape metrics approach. **Urban Ecosystems**, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 209–222, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/6jnVLv>>. Acesso em: 05 de agos. de 2018.
- BASTIN, J.-F.; BERRAHMOUNI, N.; GRAINGER, A.; et al. The extent of forest in dryland biomes: supplementary materials. **Science**, [s.l.], v. 638, n. May, p. 635–638, 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/s2GuuU>>. Acesso em: 10 de agos. 2018.
- BELGIU, M.; DRĂGUȚ, L. Random forests in remote sensing: a review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24–31, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/d7fz9a>>. Acesso em: 05 de agos. de 2018.
- BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, [s.l.], v. 58, p. 116-127 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/gjgFDK>> Acesso em: 15 de mar. de 2018.
- BLUMENFELD, E. C. et al. Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1301-1316, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/xp9rHj>>. Acesso em: 10 de novembro de 2018.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009. <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425709000169>>. Acesso em: 15 de agos. de 2018.
- CHAPLIN-KRAMER, R. et al. Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. **Nature Communications**, [s.l.], v. 6, p. 10158, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/ncomms10158>>. Acesso em: 10 de nov. de 2018.
- CHAVES, I. B.; FRANCISCO, P. R. M.; LIMA, E. R. V.; CHAVES, L. H. G. Modelagem e mapeamento da degradação da caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 183–195, 2015. Acesso em: <<https://goo.gl/C9BWxg>> . Acesso em: 25 de jul. 2018.
- CUNHA, J. S.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, E. A.; MARANGON, L. C. ESTIGARRIBIA, F., Influência hipsométrica na fragmentação em regiões semiáridas. **Nativa**, Sinop, v.6, n.

especial, p.824-830, 2018. Disponível em:<<https://goo.gl/3KCW6U>>. Acesso em: 10 de jan. de 2019.

CUNHA, Jéssica Stéfane Alves. **Estrutura da paisagem em ambientes com diferentes altitudes no semiárido pernambucano**. 2017. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2017.

DOOL, S. E.; PUECHMAILLE, S. J.; KELLEHER, C.; MCANEY, K.; TEELING, E. C. The effects of human-mediated habitat fragmentation on a sedentary woodland-associated species (*rhinolophus hipposideros*) at its range margin. **Acta Chiropterologica**, [s.l.], V. 18, n.2, p. 377-393, 2016. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/10.3161/15081109ACC2016.18.2.006>>. Acesso em: 25 de jul. 2018.

DU, P.; SAMAT, A.; WASKE, B.; LIU, S.; LI, Z. Random forest and rotation forest for fully polarized sar image classification using polarimetric and spatial features. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [s.l.], v. 105, p. 38–53, 2015. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.03.002>>. Acesso em: 28 de agos. de 2018.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l.], v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>>. Acesso em: 28 de agos. de 2018.

FENG, Q.; LIU, J.; GONG, J. Urban flood mapping based on unmanned aerial vehicle remote sensing and random forests classifier—a case of yuyao, china. **Water**, v. 7, n. 12, p. 1437–1455, 2015. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/7/4/1437>>. Acesso em: 28 de agos. de 2018.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. DE M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do rio ubá - RJ. **Ciencia Florestal**, [s.l.], v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/534/53453782028.pdf>>. Acesso em: 28 de agos. de 2018.

FERNANDES, M. R. DE M.; MATRICARDI, E. A. T.; ALMEIDA, A. Q. DE; FERNANDES, M. M. Mudanças do uso e de cobertura da terra na região semiárida de sergipe. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 4, p. 472-482, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/Z7THzU>>. Acesso em: 28 de agos. de 2018.

FU, B.; WANG, Y.; CAMPBELL, A. et al. Comparison of object-based and pixel-based Random Forests algorithm for wetland vegetation mapping using high spatial resolution GF-1 and SAR data. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 73, p. 105–117, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.029>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.

GESSESSE, B.; BEWKET, W.; BRÄUNING, A. model-based characterization and monitoring of runoff and soil erosion in response to land use / land cover changes in the modjo watershed , ethiopia. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 26, n. 7, p. 711-724, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/2k88m3>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.

GONZÁLEZ, E.; SALVO, A.; VALLADARES, G. Arthropods on plants in a fragmented neotropical dry forest: a functional analysis of area loss and edge effects. **Insect Science**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 129-138, 2015. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1744-7917.12107>>. Acesso em: 10 de novembro de 2018.

- GONZÁLEZ-ROGLICH, M.; SWENSON, J. J.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 331, p. 71–78, 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112714004782>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.
- GUEDES, J.C. F. Estratégia de zoneamento ambiental aplicada a caracterização ambiental de bacias hidrográficas do semiárido brasileiro: estudo de caso na microbacia do rio barra nova–rn/pb. **Revista de Geociências do Nordeste**, Natal, v. 2, p. 1012-1024, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/TYgNfn>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.
- GUIMARÃES, C. C. B.; VALLADARES, G. S.; MARTINS, C. M. uso da terra e declividade no sertão central do ceará, brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 24, n. 1, p. 3–18, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/n5wjpN>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/mcYTLS>>. Acesso em: 25 de jul. de 2018.
- HAN, J.; KAMBER, M.; PEI, J. **Data Mining: concepts and techniques**. San Francisco/USA: Morgan Kaufmann and Elsevier. ed. 3, p. 23-24, 31. 2012. Disponível em: <<https://goo.gl/GVorcV>>. Acesso em: 10 de agos. de 2018.
- HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. DA; SPIAZZI, F. R.; et al. Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, p. 661-673, 2018. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/32061/pdf>>. Acesso em: 12 de jul. de 2018.
- JAAFARI, S.; SAKIEH, Y.; SHABANI, A. A.; DANEHKAR, A.; NAZARISAMANI, A. Landscape change assessment of reservation areas using remote sensing and landscape metrics (case study: Jajroud reservation, Iran). **Environment, Development and Sustainability**, [s.l.], v. 18, n. 6, p. 1701–1717, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10668-015-9712-4>>. Acesso em: 12 de jul. de 2018.
- JESUS, E.N.; FERREIRA, R.A.; ARAGÃO, A.G.; SANTOS, T.I.S.; ROCHA, S. L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do Rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/9cnYi7>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.
- LI, R.; CHEN, Q.; TONINA, D.; CAI, D. Effects of upstream reservoir regulation on the hydrological regime and fish habitats of the lijiang river, china. **Ecological Engineering**, v. 76, p. 75-83, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/BehQ5G>>. Acesso em: 02 de set. de 2018.
- LOPEZ, R.; FROHN, R. **Remote sensing for landscape ecology: New metric indicators. Monitoring, modeling, and assessment of ecosystems**, second edition. Boca Raton: CRC Press, 2017. *E-book*. (p. 285). [s.l.]. ISBN 978-14-987-5439-2. Disponível em: <<https://goo.gl/73r5oo>> Acesso em: 08 de ago. de 2018
- MAYES, M. T.; MUSTARD, J. F.; MELILLO, J. M. Forest cover change in Miombo Woodlands: modeling land cover of African dry tropical forests with linear spectral mixture analysis. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 165, p. 203–215, 2015. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.05.006>>.
- MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps**. 2002. Disponível em: <<https://goo.gl/wnqXfZ>> Acesso em: 03 maio de 2018.

- MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K. DE; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p.1-8, 2015. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/488/48838420001/>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.
- MUÑOZ-ROJAS, M.; JORDÁN, A.; ZAVALA, L. M. et al. Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in mediterranean soils (1956-2007). **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 26, n. 2, p. 168–179, 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ldr.2194>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.
- NASCIMENTO, E. R. DO; SANTOS, J. L.; GOUVEIA, S. F. Configuração dos remanescentes florestais em uma área da Mata Atlântica do nordeste do Brasil: orientando medidas de conservação em escala municipal. **Scientia Plena**, Aracajú, v. 12, n. 8, 2016. Disponível em: <<https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/2934>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.
- NEGRINI, M.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; et al. Heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em um sistema de fragmentos florestais no Planalto Sul catarinense. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.5, p.779-786, 2014. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/488/48832704002/>> Acesso em: 12 de nov. de 2017.
- NEVES, G.; SENA-SOUZA, J. P.; GOMES, M. P. et al. Relação entre a dinâmica da expansão das atividades agropastoris e o relevo da bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu, Planalto Central Brasileiro. *in*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., 2015, S. **Anais [...]** João Pessoa: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. p. 2015–2022. Disponível em: <<https://goo.gl/BJGiEq>>. Acesso em: 12 de nov. de 2017
- NDAGIJIMANA, C.; PAREYN, F.; RIEGELHAUPT, E. Uso do solo e desmatamento da caatinga: um estudo de caso na paraíba e no ceará. **Estatística Florestal da Caatinga**. Recife. Ano 2. V.2. p. 18-29. 2015
- PERNAMBUCO, SECRETARIA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE, **Região do Araripe**: diagnóstico florestal, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007, (p.91). Disponível em: < <https://goo.gl/Nkh2Pq> >. Acesso em: 15 de outubro de 2018.
- PETTORELLI, N.; WEGMANN, M.; SKIDMORE, A. et al. Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables: challenges and future directions. (D. Boyd, Org.) **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 122–131, 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/rse2.15>>.
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, 2014. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/html/488/48831289007/>>. Acesso em: 10 de novembro de 2017.
- RABELO, F. R. C. et al. Dinâmica da vegetação em um fragmento de mata atlântica no nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 23-36, 2015. Disponível em:< <https://goo.gl/sfZQxq>>. Acesso em: 10 de novembro de 2017.
- REGAZZI, A.J. **Análise multivariada**, notas de aula INF 766, Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Departamento de Informática, v.2, p. 166, 2000.

- ROCHA, R. et al. Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 1, p. 31-45, 2016. Disponível em:<>. Acesso em: 10 de novembro de 2018.
- RODRIGUEZ-GALIANO, V.; SANCHEZ-CASTILLO, M.; CHICA-OLMO, M.; CHICA-RIVAS, M. Machine learning predictive models for mineral prospectivity: an evaluation of neural networks, random forests, regression trees and support vector machines. **Ore Geology Reviews**, [s.l.], v. 71, p. 804–818, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.oregeorev.2015.01.001>>. Acesso em: 05 de out. de 2018.
- RUNNING, S.M.Q.; Zhao, M. **MOD16A2 MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]**. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/EzEuRQ>>. Acesso em: 10 de maio de 2018.
- SAITO, N. S.; MOREIRA, M. A.; DOS SANTOS, A. R.; EUGENIO, F. C.; FIGUEIREDO, Á. C. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23, n. 2, p. 201-210, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/floram/2016nahead/2179-8087-floram-2179-8087119814.pdf>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.
- SEEG. Brazil Land Cover Map. c2018. Subpágina. Disponível em: <<http://seeg.eco.br/en/panorama-mudanca-de-uso-da-terra/>>. Acesso em: 16 de jul. de 2018.
- SERVIÇO BRASILEIRO DE APRENDIZAGEM EMPRESARIAL, SEBRAE, Pólo gesso adota lenha sustentável e reduz impacto na caatinga, 2008. Disponível em: <<https://goo.gl/qFeRuD>>. Acesso em: 15 de outubro de 2018.
- SILVA, M. A. M. et al. Efeito de borda na estrutura de dinâmica de um fragmento de floresta atlântica no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)**, Recife, v. 10, n. 4, p. 538-543, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/BxfAFW>>. Acesso em: 10 de novembro de 2018.
- SILVA, M. DO S. F. DA; SOUZA, R. M. E. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Iburá - Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p.121-137, 2014. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/2736/273632905010/>>. Acesso em: 12 de set. de 2018.
- SUN, B.; ZHOU, Q. Expressing the spatio-temporal pattern of farmland change in arid lands using landscape metrics. **Journal of Arid Environments**, [s.l.], v. 124, p. 118-127, 2016. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196315300318>>. Acesso em: 15 de jan. de 2019.
- STEHMAN, S. V. Sampling designs for accuracy assessment of land cover. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v. 30, n. 20, p. 5243-5272, 2009.
- TATSUMI, K.; YAMASHIKI, Y.; CANALES TORRES, M. A.; TAIPE, C. L. R. Crop classification of upland fields using Random forests of time-series Landsat 7 ETM+ data. **Computers and Electronics in Agriculture**, [s.l.],v. 115, p. 171–179, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2015.05.001>>. Acesso em: 12 de set. de 2018.
- TSUTSUMIDA, N.; COMBER, A. J. Measures of spatio-temporal accuracy for time series land cover data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s.l.], v. 41, p. 46-55, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/PXiLmC>>. Acesso em: Acesso em: 12 de set. de 2018.

CAPÍTULO 2

VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO

1. INTRODUÇÃO

Fatores que aceleram a degradação ambiental como a supressão de vegetação associadas as queimadas irregulares, manejo inadequado dos recursos florestais e uso intensivo do solo são práticas culturais no semiárido nordestino e ganham força econômica com a necessidade dos setores produtivos em ampliar as opções das bases na matriz energética. Estes fatores de impacto, associados a uma gestão territorial deficitária, promovem a improdutividade das terras agricultáveis e reduzem a capacidade de resiliência dos ecossistemas afetados.

Sobre o ponto de vista da capacidade de resiliência, Pisano (2012) ressalta dois erros fundamentais da ciência, o primeiro a de que as respostas dos ecossistemas ao uso humano são lineares, previsíveis e controláveis e, além disso, de que os sistemas humanos e naturais podem ser tratados independentemente. Para Pisano (2012) uma série de evidências sugerem que sistemas naturais e sociais se comportam de maneira não-linear, exibindo limiares marcantes em suas dinâmicas e que os sistemas socioecológicos atuam como sistemas integrados fortemente acoplados, complexos e em evolução.

De acordo com Ahmed et al. e Al-Mulali et al. (2015), a Curva Ambiental de Kuznets (CAK), consolidam a ideia de que os grandes problemas ambientais provocados pelo desenvolvimento econômico, não perduram no tempo e apenas afetam o meio ambiente em suas etapas iniciais. Gill et al. (2018), contestaram essa hipótese afirmando que o crescimento econômico tem que ser racionalizado em bases sustentáveis devido aos altos custos de mitigação, mesmo aplicados em bases tecnológicas.

Diante da combinação de fatores climáticos e geofísicos, associados aos antropogênicos, na perspectiva principal de uso e ocupação da terra, a vulnerabilidade ambiental passa a ser um conceito mais consistente para estimar e modelar a susceptibilidade dos ecossistemas por meio da utilização de ferramentas de suporte a tomada de decisão, como constado por Chatterjee et al., (2015); Eid; El-adaway (2017).

A abordagem a ser dada para o estudo da vulnerabilidade ambiental está diretamente associada ao recurso natural ou estrutura da paisagem a que se pretende analisar, a exemplo de Butt et al. (2015), Pavlickova; Vyskupova (2015) e Sahoo et al. (2016), que utilizaram

diferentes planos de informação para avaliar o grau de vulnerabilidades das paisagens do Paquistão, China e Eslováquia.

De maneira semelhante a maioria dos estudos de vulnerabilidade, trazem indicadores referentes a pedologia, geologia, elevação, declive, precipitação, temperatura, intensidade de cultivo, densidade populacional, densidade de estradas e mapa de cobertura da terra. No Brasil há um avanço significativo das pesquisas focadas na análise de padrões ecológicos, ambientais e sociais em escala de paisagem, podendo ser observado nos trabalhos de Trevisan et al (2017) e Bitencurti et al (2017). Apesar disso, não existe um consenso de quais aspectos, métodos ou características, naturais ou físicas, que de fato devem compor a análise e o grau de importância entre eles.

Em estudos de bacias hidrográficas é comum a utilização de técnicas de álgebras de mapas de forma linear, atribuindo-se pesos distintos de grau de vulnerabilidade para os fatores analisados, como constatado por Assis et al. (2017) e Liou et al. (2017). Para estabelecer diferentes graus de importância e estudar o comportamento e consistência, a Análise Hierárquica de Processo (AHP) é um método considerado simples e eficaz, que pela ponderação entre os fatores analisados nas classes temáticas, expressam a intensidade com que um fator predomina sobre o outro para tomada de decisão (LIOU et al., 2017). Já para Arroyo-Rodríguez et al. (2017), as técnicas de análises multicritérios podem ser aplicadas para avaliar a importância de diferentes fatores e sua influência sobre os sistemas ecológicos.

Neste aspecto, os ecossistemas da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE ao longo dos anos têm sua estrutura física e biótica moldadas pelas atividades econômicas desenvolvidas na região. A indústria de base com a mineração da gipsita para produção de gesso e as atividades agropecuárias com a produção de caprino, ovinos e bovinos, são as principais modificadoras da paisagem. Essa base econômica, somadas às questões fundiárias com alta densidade de minifúndios e população rural, escassez hídrica e a dependência direta por recursos florestais, tornam a bacia do Brígida um cenário dinâmico no qual os estudos de ecologia de paisagem e vulnerabilidade ambiental são desafiados ao se depararem com diferentes fisiografias e interesses de uso da terra.

Partindo desse pressuposto, existem ponderações importantes na modelagem de cenários e devem ser considerados para fins de planejamento e avaliação, as quais geram questionamentos que precisam ser respondidos como: quais áreas se apresentam como as mais susceptíveis ou vulneráveis ambientalmente? Quais áreas necessitam de maior atenção quando da elaboração das normas, quer sejam para prover a sustentabilidade das atividades econômicas, quer sejam para fins de conservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos?

Diante dos questionamentos e da carência de trabalhos que tracem o perfil da vulnerabilidade ambiental de bacias hidrográficas em relação a escassez dos recursos naturais, este trabalho visou identificar as áreas vulneráveis a perda de habitats naturais na bacia hidrográfica do rio Brígida, por meio da análise de planos de informações geoespacializados e técnicas de análise multicritério em diferentes cenários.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1.ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo corresponde a bacia hidrográfica do rio Brígida, em Pernambuco, conforme apresentado no capítulo 1 desta tese.

2.2.SELEÇÃO DOS CRITÉRIOS E SUBCRITÉRIOS PARA ÁRVORE DE DECISÃO

O modelo de análise de vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida neste estudo foi proposto a partir de uma árvore de decisão com critérios e subcritérios fusionados em grau de importância, assim definidos em Muito Baixa (1), Baixa (2), Média (3), Alta (4) e Muita Alta (5) importância.

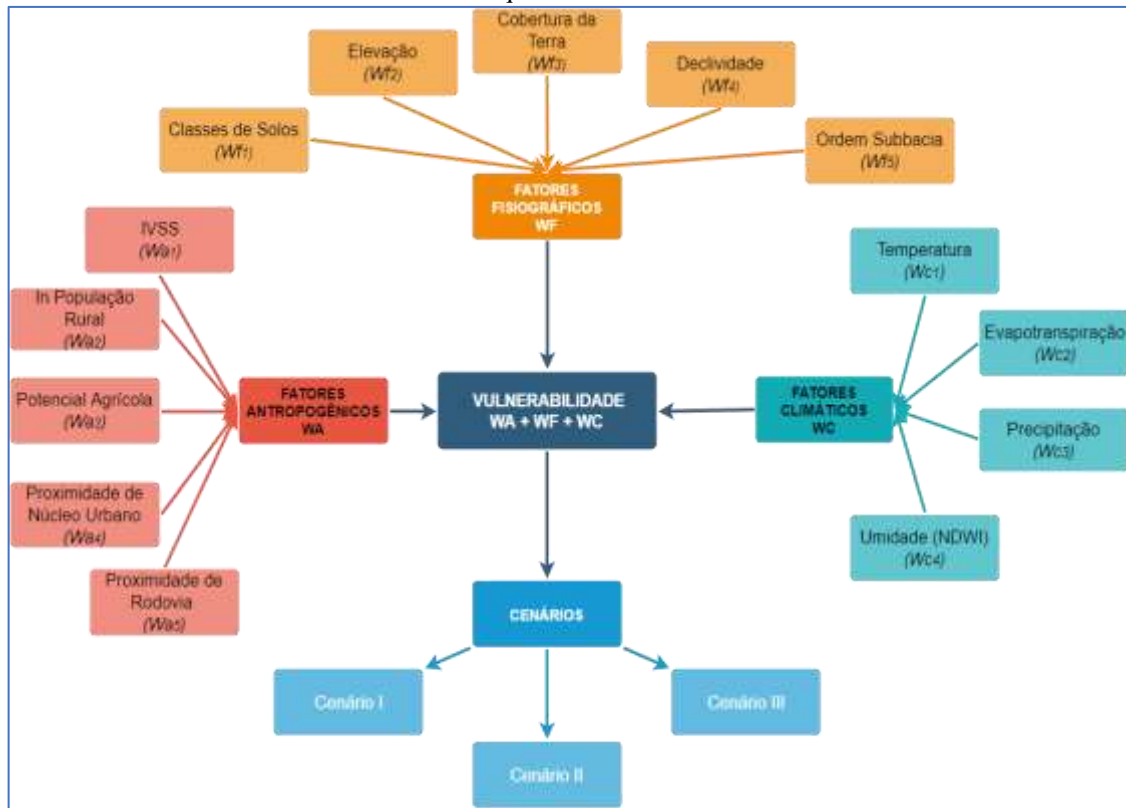
Foram selecionados três critérios aglutinadores os quais foram conceituados neste trabalho como sendo fatores antropogênicos, fisiográficos e climáticos agrupando quatorze subcritérios (Quadro 1) e exemplificado na Figura 1.

Quadro 1. Estrutura de análise da vulnerabilidade ambiental da BH do rio Brígida, Pernambuco.

Indicadores Gerais	Crítérios	Siglas
Antropogênicos	Índice de População Rural Índice de Vulnerabilidade Social Potencial Agrícola Proximidade de Rodovias Proximidade de Núcleo Urbano	Inporural IVS PoA ProxRod ProxNUrb
Fisiográficos	Classe de solo Elevação Cobertura da terra Declividade Ordem Sub-bacia	Solo Elev Cober Decliv Ordsbac
Climáticos	Temperatura Precipitação Evapotranspiração Umidade	Temp Precip Evt NDWI

Fonte: O autor (2019).

Figura 1. Diagrama da árvore de decisão com os critérios e subcritérios analisados para estimar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE com o emprego do método Análise Hierárquica de Processos.



Fonte. O autor (2019).

2.3. ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS (AHP)

Foram criados três cenários de vulnerabilidade a partir das atribuições de pesos entre os indicadores gerais e específicos. As etapas para aplicação da AHP estão apresentadas no Quadro 2, e consiste em uma análise multicritério de n fatores com respectivos graus de importância.

A análise multicritério foi realizada a partir da comparação pareada entre os critérios e subcritérios relativos aos planos de informação analisados (Figura 1). Tem, por estrutura, uma matriz quadrada $n \times n$, na qual as linhas e colunas contêm os fatores. (RAHAMAN, 2015; SINGH, 2015; JAISWAL, 2015; PRADEEP, 2015; PATRICHE, 2016; RAHMATI, 2016).

Quadro 2. Etapas consideradas para análise multicritério AHP no estudo da bacia hidrográfica do Rio Brígida, Pernambuco.

Etapa	Descrição da Etapa
1. Identificação do Problema.	1.1. Identificar áreas vulneráveis a exaustão de recursos florestais na bacia hidrográfica do rio Brígida;
2. Definição dos fatores associados ao problema a ser investigado.	2.1. Definir critérios em escala de paisagem que potencializam a avaliação do problema estudado. 2.2. Definir subcritérios que subsidiem a determinação da importância do critério;
3. Comparação entre os critérios e subcritérios.	3.1. Definir prioridades entre os critérios e subcritérios para cada nível hierárquico a partir de uma matriz de comparação $n \times n$; 3.2. A escala Saaty (1980) consiste em nove fatores de comparação 1 a 9. Os pesos pares 2,4,6 e 8 difusos entre as classes (quadro 3);
4. Calcular as prioridades relativa e global para cada critério.	4.1. Normalizar os dados da matriz de comparação por meio da razão entre o escore bruto do critério e o somatório da coluna da matriz; $A' = a'_{ij} \text{ em que } \rightarrow a'_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{k=1}^n a_{ik}} = \text{para } 1 \leq i \leq n, \text{ e } 1 \leq j \leq n$ 4.2. Encontrar os autovetores (prioridade relativa) da matriz dos dados normalizados dos critérios; $W' = W_k \text{ em que } \rightarrow W_k = \sum_{i=1}^n a'_{ij} = \text{para } 1 \leq j \leq n, \text{ e } 1 \leq k \leq n$ 4.3. Encontrar os autovetores (prioridade global) das matrizes normalizadas dos subcritérios; $C = [c_d] \text{ para } 1 \leq d \leq n \text{ onde } c_d = \sum_{t=1}^{m_t} W_t \cdot \prod_{l=1}^{n_l-1} W_l$
5. Avaliar as consistências do autovetores e calcular a razão de consistência.	5.1. Obter o maior autovalor λ_{max} da matriz $A' = A $ por meio da equação: $A_w = \lambda_{max} * W$ 5.2. Avaliar a consistência das prioridades relativas: $IC = \left \frac{\lambda_{max} - N}{N - 1} \right \text{ em que } \rightarrow N \text{ é o número de critérios}$ 5.3. Razão de Consistência (RC), permite avaliar a inconsistência em função da ordem da matriz de julgamentos pela da equação $RC = IC/IR$ em que: IC é Índice de Consistência e IR é o Índice Randômico.

Fonte: Adaptado de Saaty (1980)

Uma mesma ordem é estabelecida para localização dos fatores ao longo das linhas e das colunas (Figura 2). Este método considera que os diferentes fatores intervenientes sejam comparados dois-a-dois e um valor de importância relativa seja atribuído ao relacionamento entre eles, conforme uma escala pré-definida.

Figura 2. Matriz quadrada ($m \times n$) de critérios adotados na análise hierárquica de Processos.

$$\begin{array}{c}
 C_1 \\
 C_2 \\
 C_3 \\
 \vdots \\
 C_m
 \end{array}
 \begin{array}{c}
 C_1 \\
 C_2 \\
 C_3 \\
 \cdots \\
 C_n
 \end{array}
 \begin{bmatrix}
 a_{11} & a_{12} & a_{13} & \cdots & a_{1n} \\
 a_{21} & a_{22} & a_{23} & \cdots & a_{2n} \\
 a_{31} & a_{32} & a_{33} & \cdots & a_{3n} \\
 \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\
 a_{m1} & a_{m2} & a_{m3} & \cdots & a_{mn}
 \end{bmatrix}$$

Fonte: Adaptado de Saaty (1980)

O valor a_{ij} representa a importância relativa do critério da linha i em relação ao critério da coluna j , com $a_{ij} = 1/a_{ji}$ e $a_{ii} = 1$, indicadores de que a matriz é recíproca. A célula correspondente ao cruzamento de uma linha e uma coluna que contém o mesmo critério recebe um valor unitário, o que acontece para toda diagonal principal.

$$\left\{ \begin{array}{l}
 \text{Se } a_{ij} = \alpha, \text{ então } a_{ji} = 1/\alpha, \alpha \neq 0. \\
 \text{Se } C_i \text{ é julgado como de igual importância relativa a } C_j, \text{ então } a_{ij} = 1, \\
 a_{ji} = 1 \text{ e } a_{ii} = 1, \text{ para todo } i.
 \end{array} \right.$$

Uma escala de referência é necessária para que sejam estabelecidas as comparações pareadas para todos os fatores, conforme metodologia proposta por Saaty (1980), denominada de Análise Hierárquica de Processos - AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Saaty (1980) propôs uma escala que contém nove valores numéricos, com as respectivas definições (Quadro 3). (MALEKMOHAMMADI; RAHIMI BLOUCHI, 2014).

Quadro 3. Escala fundamental de Saaty para comparação pareada – AHP a ser utilizada no estudo da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.

Importância	Definição	Descrição
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Fraca importância	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação à outra.
5	Forte importância	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra.
7	Muito forte importância	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza.
2, 4, 6 e 8	Valores intermediários	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições.

Fonte: Saaty (1980).

2.4. ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE VULNERABILIDADE

A partir da definição dos critérios (Quadro 1) foram produzidos os mapas em formato matricial com graus de vulnerabilidade estabelecidos em classes de 1 a 5, com variação definidas a partir das unidades específicas representativas para cada classe (Quadro 4).

Quadro 4. Base de dados utilizada na análise vulnerabilidade

Critério	Base de Dados
População Rural	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2010 projeção 2015
Índice de Vulnerabilidade Social	Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicada - IPEA 2015
Potencial Agrícola	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA 2010
Rodovias	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes - DNIT 2017
Núcleos Urbanos	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2010
Mapa de Solo	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA Escala 1:100.000
Elevação	SRTM - USGS 2004
Cobertura	JP, Classificação de imagens do Sensor OLI Landsat 8
Relevo (Declividade)	Shuttle Radar Topography Mission - SRTM Landform - USGS / SRTMGL1_003
Ordem da Bacia	Agência Nacional de Águas - ANA (2014)
Temperatura	MOD11A2.006 Terra Land Surface Temperature and Emissivity (2000-2015)
Evapotranspiração	MOD16A2 Versão 6
Precipitação	Missão de Medição de Precipitação Tropical (TRMM) (2000-2015)
Umidade (NDWI)	Combinação de bandas - Sensor TM Landsat 5 / sensor OLI Landsat 8 (2000 - 2015)

Fonte: O autor (2019).

Para definição das classes com valores contínuos foi utilizada a regra de Sturges: $k = 1 + 3,322(\log_{10} n)$ e o tamanho de cada intervalo definido por $w = R/k$, onde R é a diferença entre o maior (X_i) e menor (X_j) valor do critério.

Os pesos resultantes da AHP foram aplicados para cada classe e fusionados por meio de álgebra linear, conforme a equação $V = W_1Mc_1 + W_2Mc_2 + W_3Mc_3 \dots + W_nMc_n$. Foram criados três cenários hipotéticos de importância a partir da diferenciação dos pesos aplicados aos indicadores globais conforme apresentado nas Tabelas 1 e 2.

- a) **Cenário I:** o fator clima contribuiu mais significativamente do que os aspectos fisiográficos da bacia hidrográfica na definição dos diferentes graus de fragilidade da paisagem e ambos os fatores em menor proporção do que as atividades humanas;
- b) **Cenário II:** o fator clima contribuiu mais do que os aspectos fisiográficos da bacia hidrográfica na definição dos diferentes graus de fragilidade da paisagem e ambos em menor proporção do que as atividades humanas;
- c) **Cenário III:** o fator aspectos fisiográficos contribuiu mais do que o fator clima da bacia hidrográfica na definição dos diferentes graus de fragilidade da paisagem, e as atividades humanas contribuem mais significativamente do que as características fisiográficas;

A variação do grau de importância dos critérios específicos corresponde ao produto resultante entre o peso aplicado e os valores globais dos cenários I, II e III.

Tabela 1. Cenários analisados e grau de importância de acordo com a tabela Satty e comparação entre os indicadores globais.

Análise Hierárquica de Processos - AHP		Pesos		
Indicadores	Critérios / Comparação	C x (F&A)	F x A	A
Cenário I	Climáticos	1		
	Fisiográficos	0,5	1	
	Antropogênicos	1,5	4	1
Cenário II	Climáticos	1		
	Fisiográficos	1	1	
	Antropogênicos	1,5	4	1
Cenário III	Climáticos	1		
	Fisiográficos	1	1	
	Antropogênicos	1	2	1

Fonte: A autor (2019). Legenda: **C** = climáticos; **F** = fisiográficos e **A** = antropogênicos

Tabela 2. Cenário analisado e grau de importância de acordo com a tabela Satty para comparação entre critérios específicos.

Análise Hierárquica de Processos - AHP		Cenários				
Indicadores	Critérios / Comparação	IPR x (IVS/PA/PR/PNU)	IVS x (PA/PR/PNU)	PA x (PR/PNU)	PR x PNU	PNU
Antropogênicos	Inporural	1				
	IVS	2	1			
	Pot. Agrícola	3	2	1		
	Prox. Rodovia	3	3	1,5	1	
	Prox. N. Urbano	4	4	4	3	1

(Continua)

Tabela 2. Cenário analisado e grau de importância de acordo com a tabela Satty para comparação entre critérios específicos.

(Conclusão)

Análise Hierárquica de Processos - AHP		Cenários				
Indicadores	Critérios / Comparação	S x (EL/CB/DC/OS)	EL x (CB/DC/OS)	CB x (DC/OS)	DC x OS	OS
Fisiográficos	Solo	1				
	Elevação	0,50	1			
	Cobertura	3	3	1		
	Declividade	0,50	2	0,50	1	
	Ordem Subbacia	0,25	0,25	0,25	0,10	1
Indicadores	Critérios / Comparação	T x (PR/EVT/NDWI)	PR x (EVT/NDWI)	EVT x NDWI	NDWI	
Climáticos	Temperatura	1				
	Precipitação	2	1			
	Evapotranspiração	1	0,7	1		
	NDWI	1	0,5	0,5	1	

Fonte: O autor (2019). Legenda: **IPR** = Índice de População Rural; **IVS** = Índice de Vulnerabilidade Social; **PA** = Potencial Agrícola; **PR** = Proximidade de Rodovia; **PNU** = Proximidade de Núcleo Urbano; **S** = Solo; **EL** Elevação; **CB** = Cobertura; **DC** = Declividade; **OS** = Ordem Subbacia; **T** = Temperatura; **P** = Precipitação; **EVT** = Evapotranspiração e **NDWI** = Índice de umidade

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE CRITÉRIOS DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL

Os critérios apresentados no Quadro 1 resultaram nos mapas de vulnerabilidade para: Índice de População Rural, Índice de Vulnerabilidade Social, Potencial Agrícola, Proximidade de Rodovia, Proximidade de Núcleos Urbanos, Tipo de Solo, Elevação, Declividade, Ordem Subbacia, Temperatura, Precipitação, Evapotranspiração e Índice de umidade (NDWI).

As distribuições das classes de vulnerabilidade para cada critério em cinco níveis definiram as seguintes estruturas de dados:

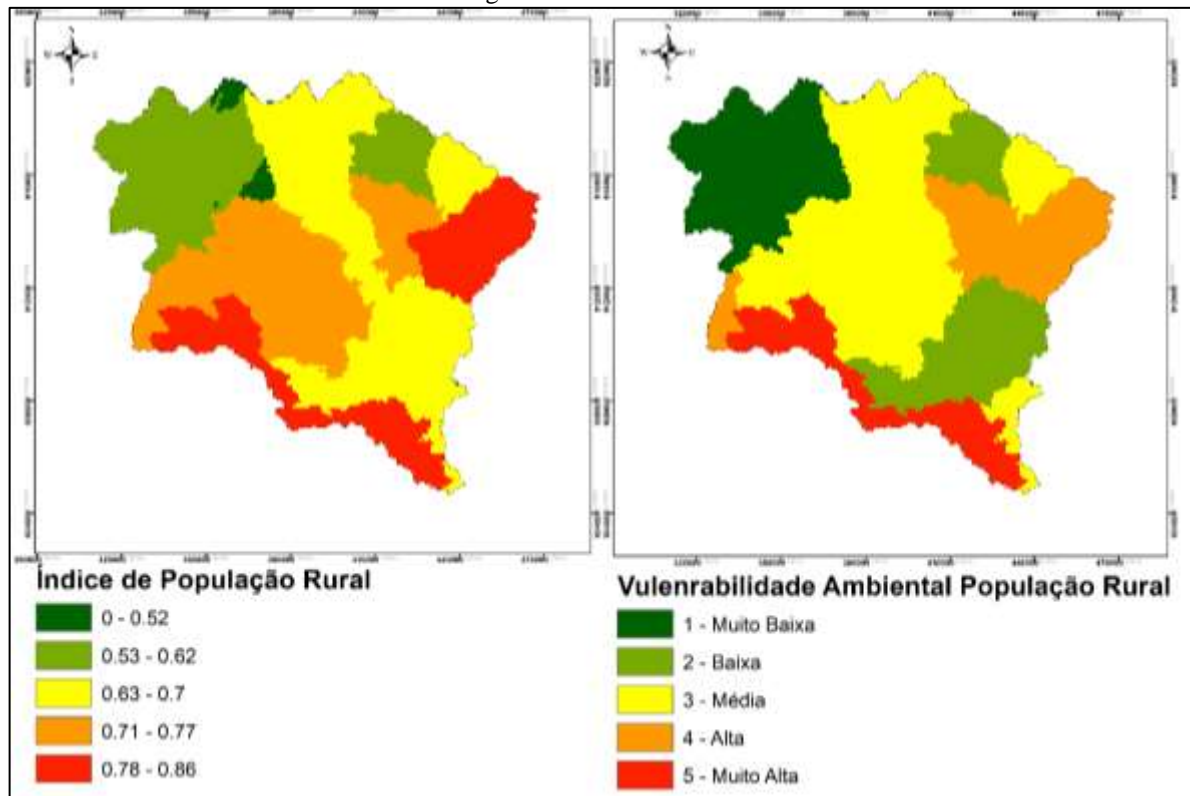
3.1.1. Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios antropogênicos

a) Índice de população rural (In População Rural):

A razão entre a população rural e total de cada município integrante da bacia, a partir de dados censo IBGE 2010 com projeções para 2015, com variação 0 a 1, resultou no mapa de vulnerabilidade pelo indicador Índice de População Rural - Inporural.

O Inporural ficou espacializado com 18,25% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 17,19% na classe 2- Baixa; 39,7% na classe 3-Média; 14,64% na classe Alta e 10,22% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente ao critério está representado na Figura 3.

Figura 3. Vulnerabilidade para a taxa de ocupação da população rural para bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, Região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

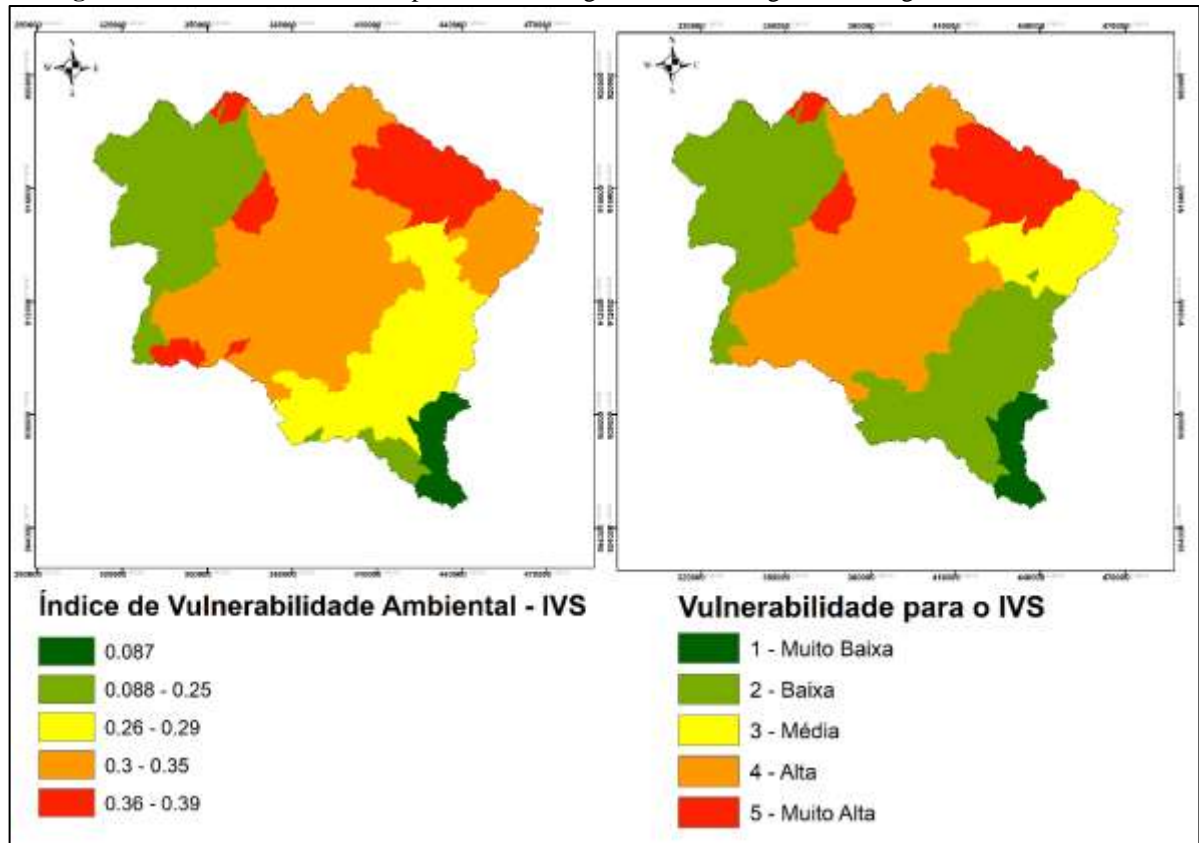
b) Índice de vulnerabilidade social (IVS):

O IVS, índice desenvolvido pelo IPEA (2015), é o resultado da média aritmética dos sub-índices: Índice de Vulnerabilidade de Infraestrutura Urbana, Índice de Vulnerabilidade de Capital Humano e Índice de Vulnerabilidade de Renda, normalizados em escala de 0 a 1. A escala vai de 0 muito baixa a 1 muito alta vulnerabilidade. A escala deste índice para os municípios integrantes da bacia do rio Brígida teve sua amplitude 0,087 a 0,3889, com o intervalo reclassificado para escala de vulnerabilidade de 1 a 5 proporcional.

O Índice de Vulnerabilidade Social (IVS) ficou espacializado com 3,35% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 36,9% na classe 2- Baixa; 8,34% na classe 3-Média; 40,96%

na classe Alta e 10,44% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 4.

Figura 4. Vulnerabilidade Social para bacia hidrográfica do rio Brígida, PE, Região Nordeste do Brasil.



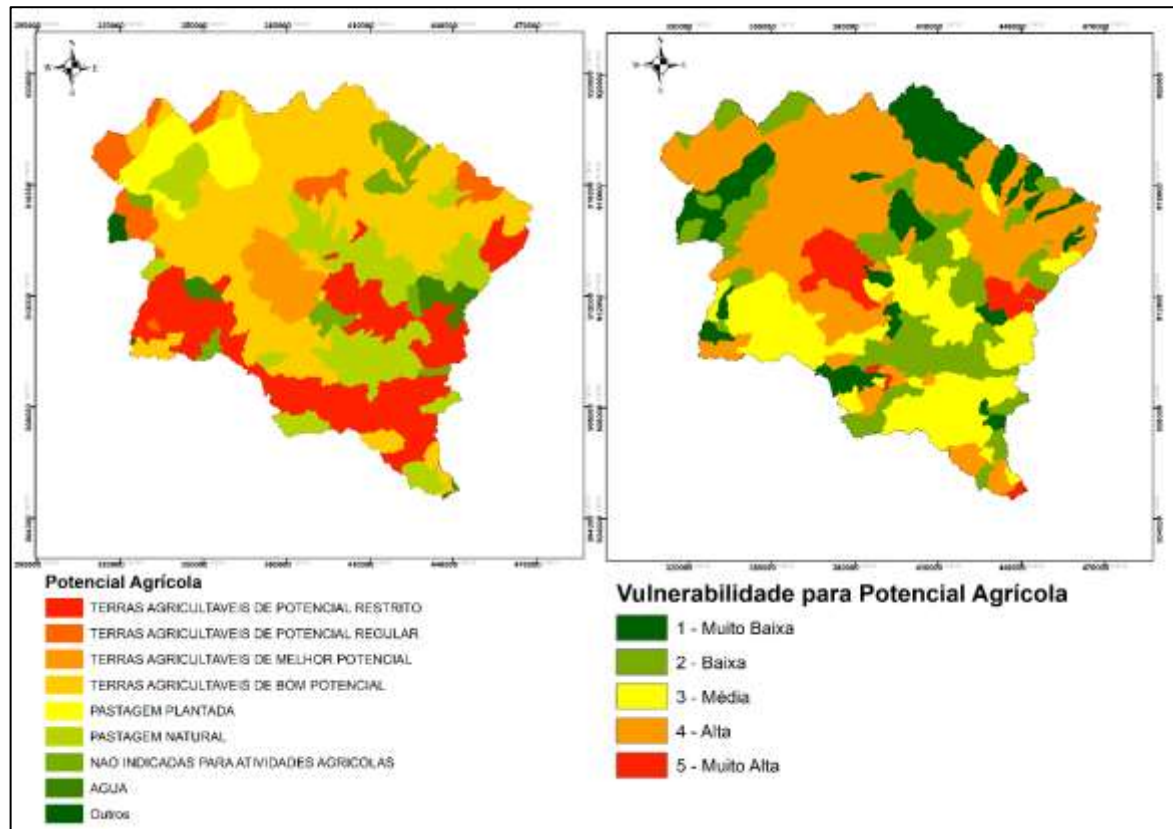
Fonte: O autor (2019).

c) Potencial Agrícola:

As informações do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (EMBRAPA, 2010), utilizadas para definir a vulnerabilidade a partir da camada de potencial agrícola, resultou em 5 (cinco) classes, correspondendo aos graus de vulnerabilidade de 1 a 5 sendo: 1 - Sem potencial para agricultura; 2 - Potencial para pastagem; 3 - Potencial agrícola restrito; 4 - Terras agricultáveis de bom potencial; 5 - Terras agricultáveis de ótimo potencial.

A vulnerabilidade em função do Potencial Agrícola (PoA) ficou espacializada com 9,19% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 21,2% na classe 2- Baixa; 21,49% na classe 3-Média; 44,89% na classe Alta e 3,23% na classe - Muito Alta vulnerabilidade (Figura 5)

Figura 5. Vulnerabilidade para o Potencial Agrícola da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



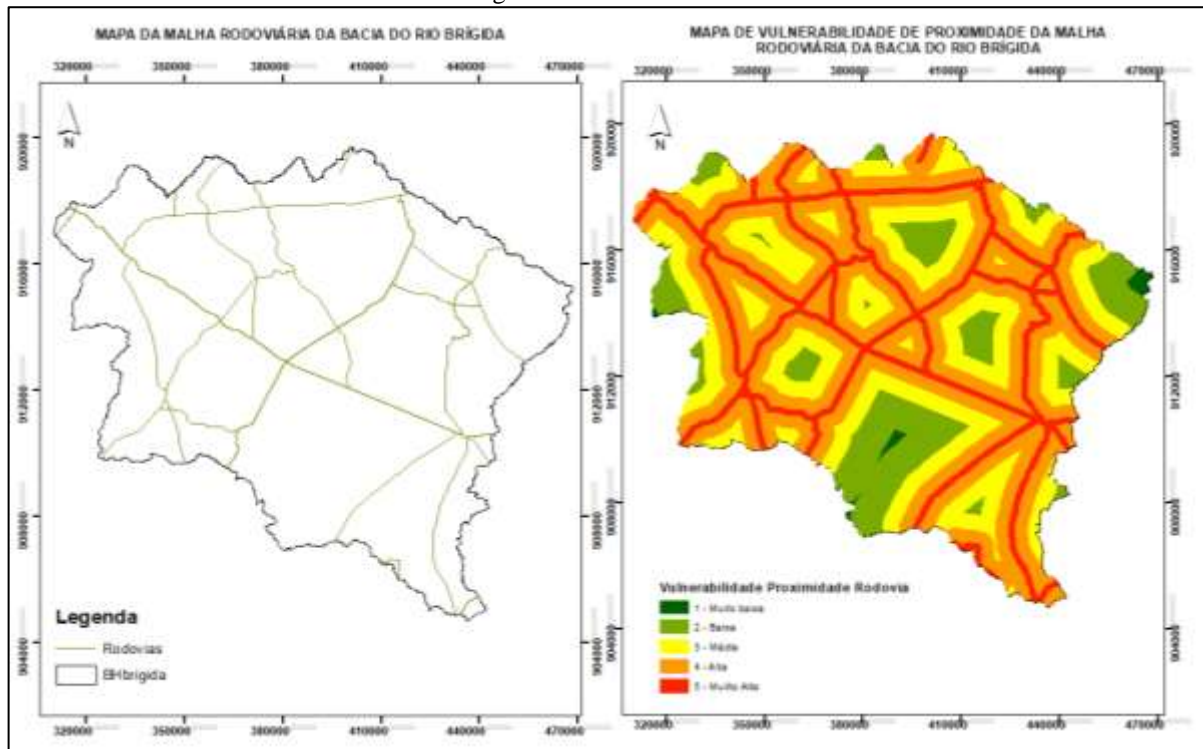
Fonte: O autor (2019).

d) Proximidade de Rodovia:

Para este indicador foram consideradas as principais rodovias que cortam a bacia Hidrográfica (DNIT, 2017). A partir do vetor correspondente as rodovias, foram geradas as classes de distâncias equivalentes a 1, 5, 10, 20 e 30 quilômetros. A classificação da vulnerabilidade deste indicador foi atribuída de forma inversamente proporcional ao raio. Em que, quanto mais próximo da rodovia mais vulnerável é a área com valores entre 1 e 5 (Figura 18).

A Proximidade de Rodovia (Prox.Rod) ficou espacializado com: 1,6% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 5,9% na classe 2- Baixa; 11,42% na classe 3-Média; 27,59% na classe Alta e 53,49% na classe - Muito Alta vulnerabilidade (Figura 6).

Figura 6. Vulnerabilidade em relação a proximidade da malha viária da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



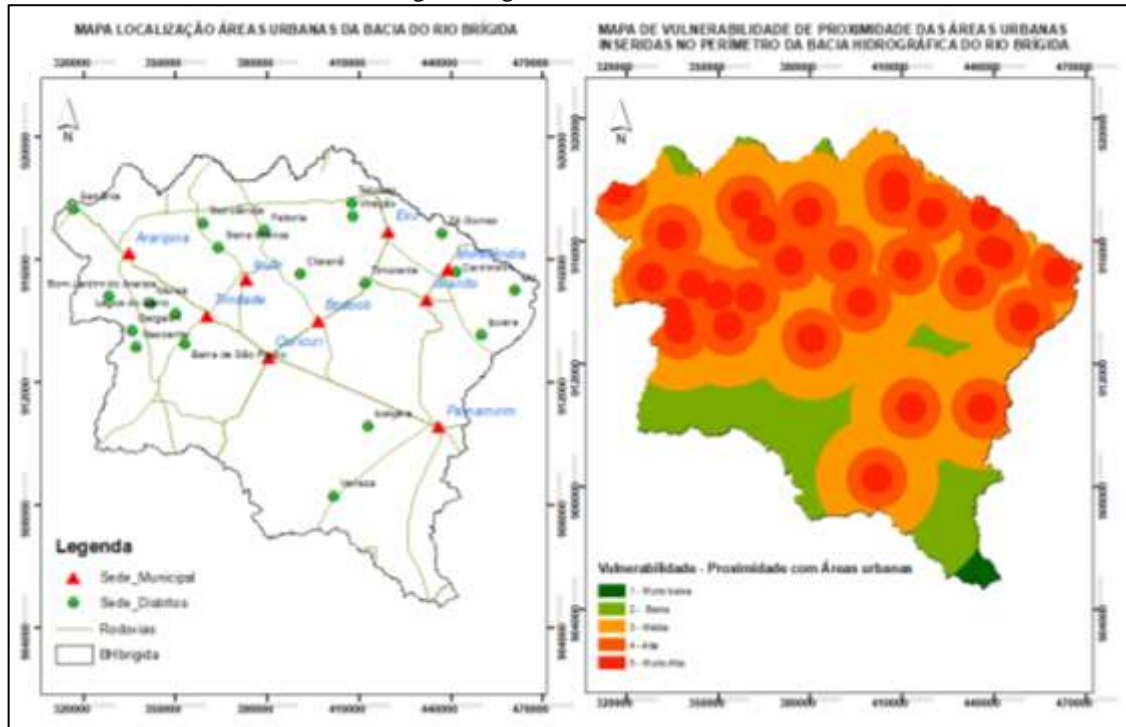
Fonte: O autor (2019).

e) Proximidade de Núcleo Urbano:

A partir da localização dos vetores dos núcleos urbanos foram geradas classes de vulnerabilidades de acordo com os raios 5, 10, 20, 40 e 80 quilômetros. A classificação da vulnerabilidade deste indicador foi atribuída de forma inversamente proporcional ao raio. Quanto mais próximo do núcleo urbano mais vulnerável a região, o indicador variando de 1 a 5.

Proximidade de Núcleo Urbano (Prox.Nurb) ficou espacializada com 15,36% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 33,31% na classe 2- Baixa; 35,76% na classe 3-Média; 14,89% na classe Alta e 0,68% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 7.

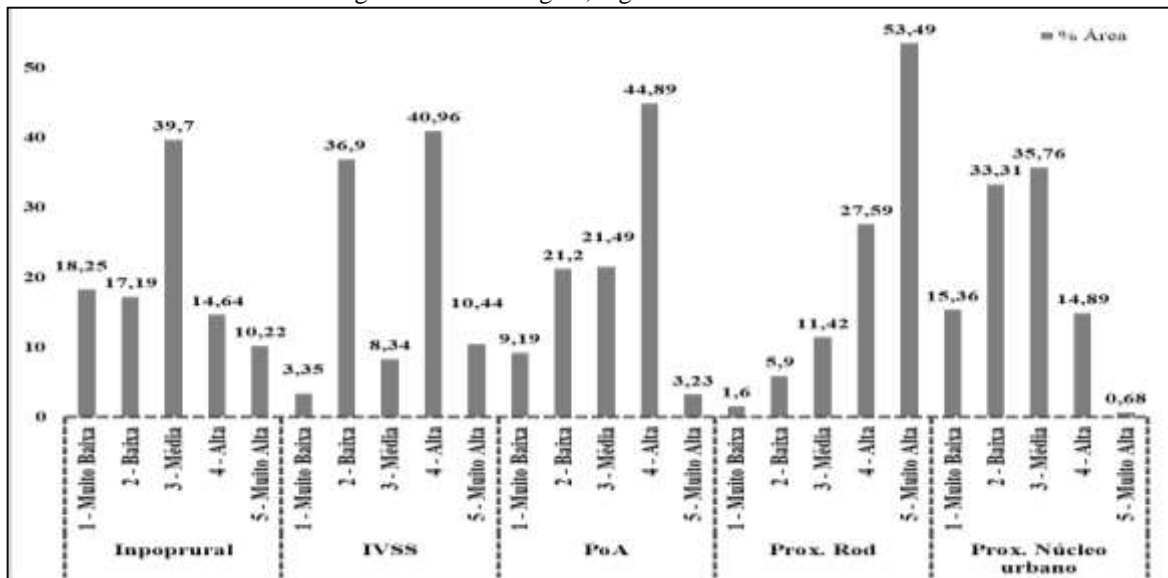
Figura 7. Vulnerabilidade em relação a proximidade dos núcleos urbanizados da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



Fonte: Autor (2019)

Na Figura 8 verifica-se a distribuição do percentual da área da bacia hidrográfica em relação as classes de vulnerabilidade ambiental para os critérios que integram o indicador “fator antropogênico”.

Figura 8. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios antropogênicos em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

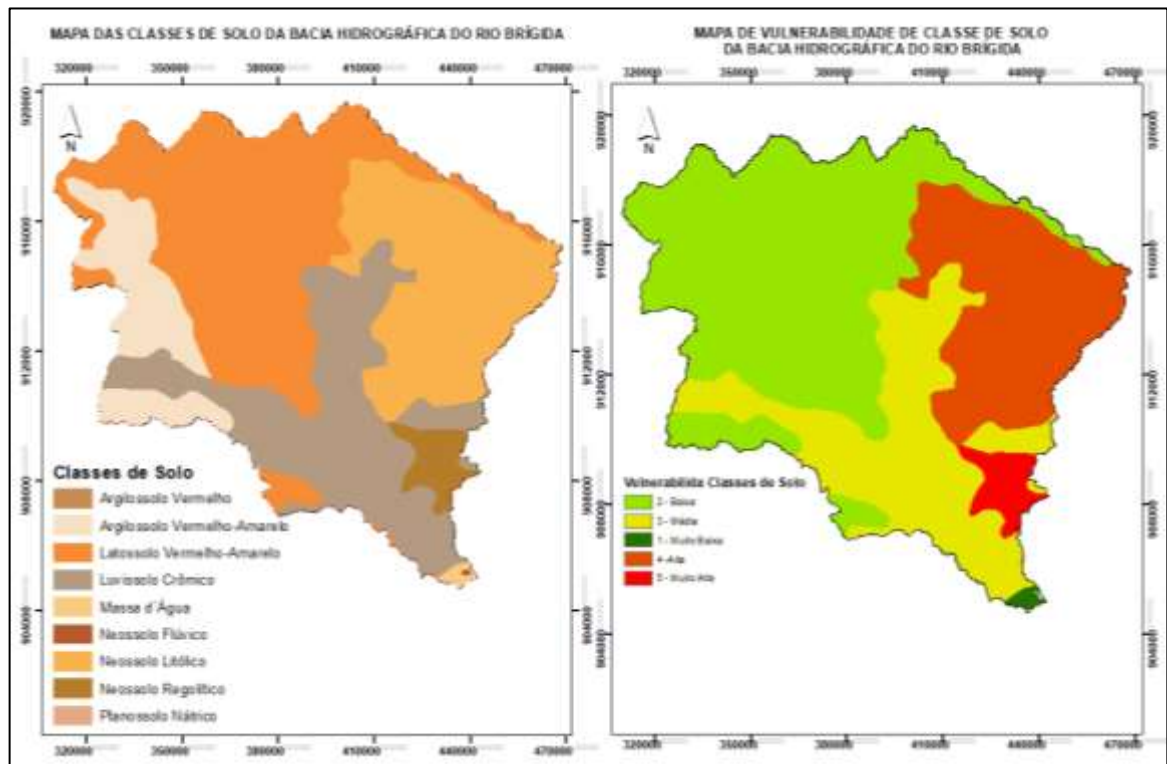
3.1.2. Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios Fisiográficos

a) Classes de Solo:

Para elaboração do mapa de vulnerabilidade de solo utilizou-se o mapa de reconhecimento de baixa e média intensidade de solos, elaborado pela EMBRAPA (2010) para o zoneamento agroecológico do estado de Pernambuco na Escala de 1:100.000. As classes de vulnerabilidade, definidas na escala de 1 a 5, sendo identificadas com muito baixa a vulnerabilidade (1) a massa de água, (2) baixa as classes de solo Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho-Amarelo, Planossolo Nátrico e Latossolo Vermelho-Amarelo, (3) média Luvissoilo Crômico e Neossolo Flúvico, (4) Alta Neossolo Regolítico e muito alta vulnerabilidade Neossolo Regolítico (Figura 20).

Tipo de Solo (Solo) ficou espacializado com 0,38% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 48,01% na classe 2- Baixa; 25,28% na classe 3-Média; 23,56% na classe Alta e 2,77% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 9.

Figura 9. Vulnerabilidade em relação as classes de solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



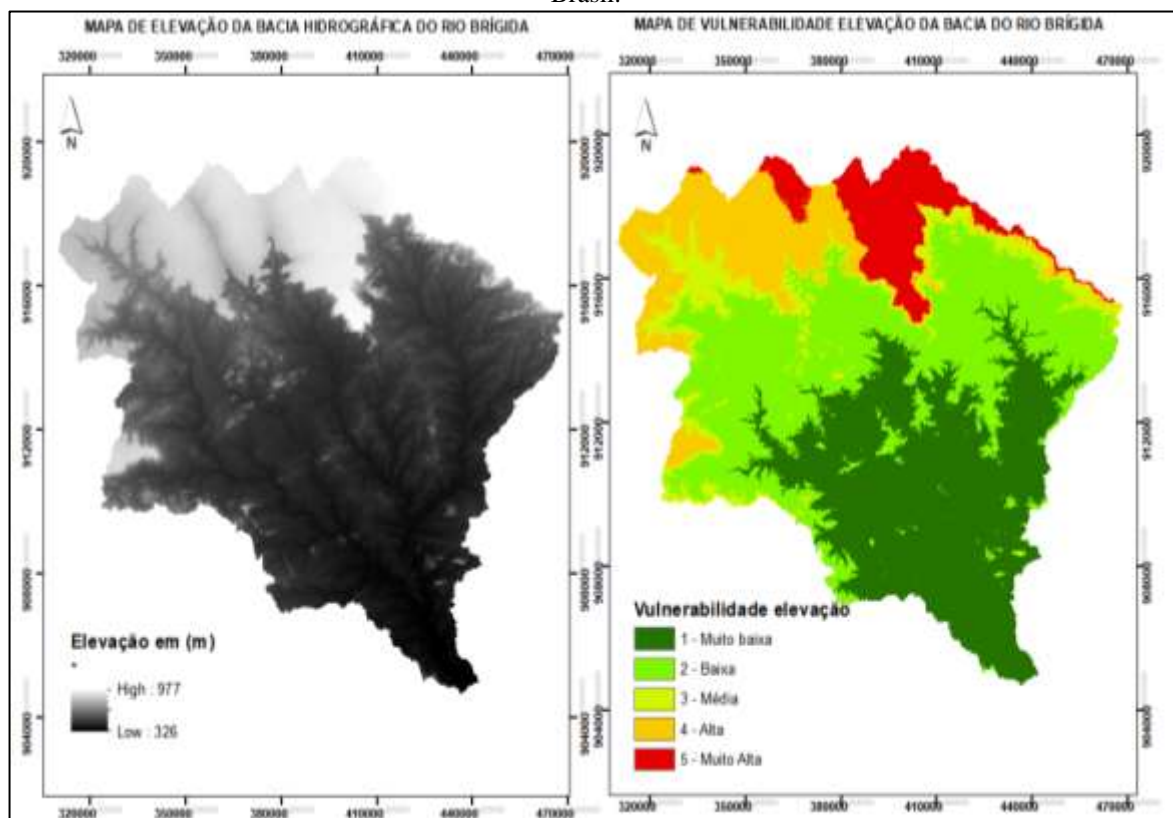
Fonte: O autor (2019).

b) Elevação (Elev):

A partir das informações do Modelo Digital de elevação, gerados pelo projeto SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) do Serviço Geológico Americano (USGS, 2004), com resolução de 30 m e disponibilizados pela EMBRAPA, convertidos para as classes de vulnerabilidade, resultou na identificação dos pontos mais elevados como sendo mais vulneráveis ambientalmente.

A vulnerabilidade para Elevação (Elev) ficou espacializada com 34,93% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 34,59% na classe 2- Baixa; 8,17% na classe 3-Média; 13,76% na classe Alta e 8,54% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 10.

Figura 10. Vulnerabilidade em relação a elevação da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



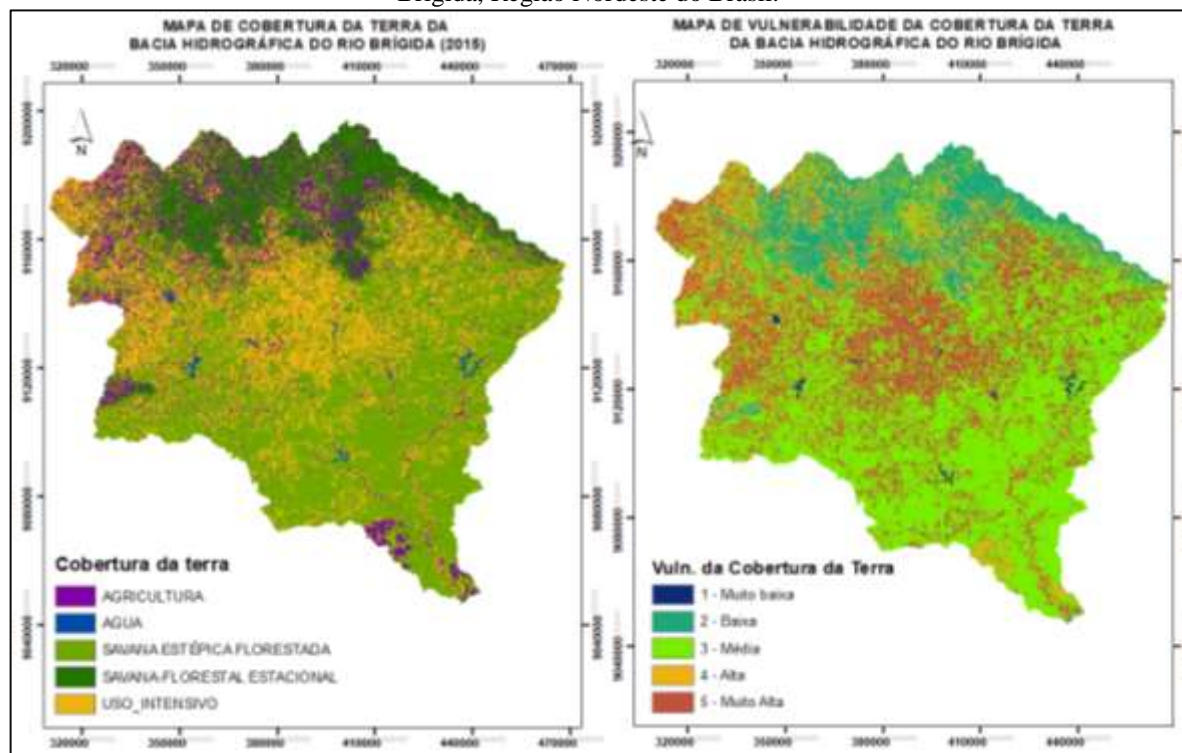
Fonte: O autor (2019).

c) Cobertura da terra:

O mapa de vulnerabilidade de cobertura da terra foi produzido a partir da classificação supervisionada das imagens orbitais do sensor OLI Satélite Landsat 8, órbita 217 pontos 65 e 66, geradas no período seco, correspondente aos meses de agosto e dezembro de 2015.

O grau de vulnerabilidade para Cobertura da Terra (Cober) ficou distribuído com 11,26% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 0,89% na classe 2- Baixa; 48,2% na classe 3-Média; 14,4% na classe Alta e 25,25% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 11.

Figura 11. Vulnerabilidade em relação a cobertura da terra (referente ao ano 2015) da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

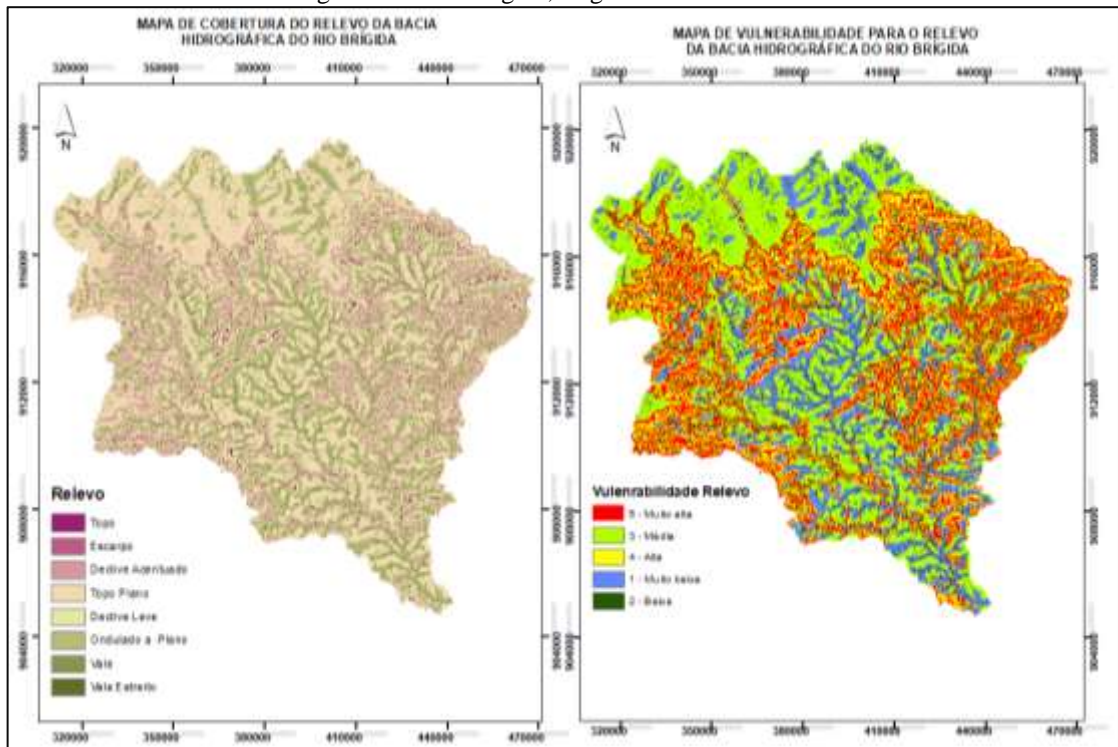
d) Declividade:

O conjunto de dados *SRTM Landform* fornece classes de forma de relevo, criado pela combinação do Índice de Carga de Insolação de Calor Contínuo (SRTM CHILI) e dos conjuntos de dados do Índice de Posição Topográfica em várias escalas (SRTM mTPI). É baseado no SRTM DEM 30m, disponível em EE como USGS / SRTMGL1_003 e elaborado por Theobald

et al (2015) e disponibilizado na plataforma GEE foi convertido em diferentes graus de vulnerabilidade na escala de 1 a 5.

A vulnerabilidade a partir da Declividade (Decliv) ficou espacializada com: 21,51% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 29,93% na classe 2- Baixa; 19,72% na classe 3-Média; 17,06% na classe Alta e 11,78% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 12. A borda da chapada foram as áreas consideradas com maior vulnerabilidade ambiental, as regiões topo planas, onduladas e vales foram consideradas com baixa e muito baixa vulnerabilidade.

Figura 12. Relevo da bacia do rio Brígida e vulnerabilidade a partir das classes de relevo, bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



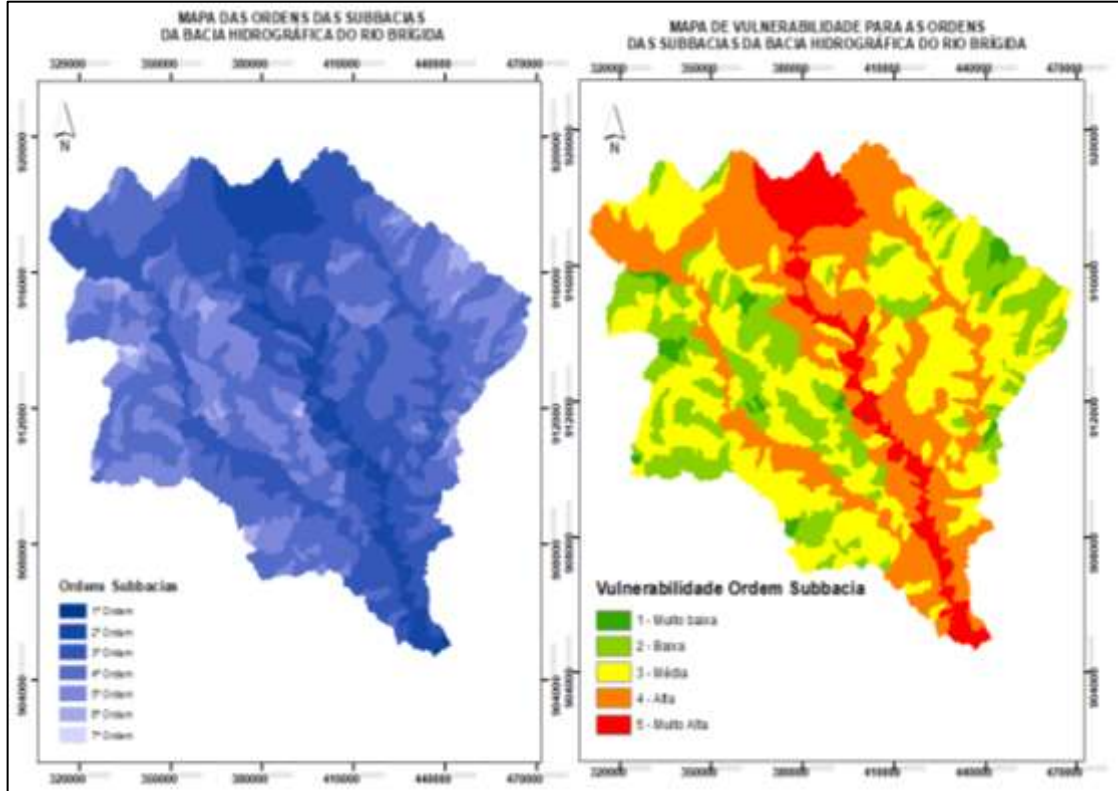
Fonte: O autor (2019).

e) Ordem subbacia:

A partir da base de Unidades Hidrográficas Estaduais, denominadas de Unidades Estaduais de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UEPGRH), com respectivas áreas de contribuição (ANA, 2014), obteve-se o grau de vulnerabilidade para ordem da subbacias de contribuição. Com uma variação de 1 a 5, a vulnerabilidade para Ordem da Bacia (Ordsbac) ficou espacializada com 1,81% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa;

19,55% na classe 2- Baixa; 37,3% na classe 3-Média; 32,55% na classe Alta e 8,79% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 13.

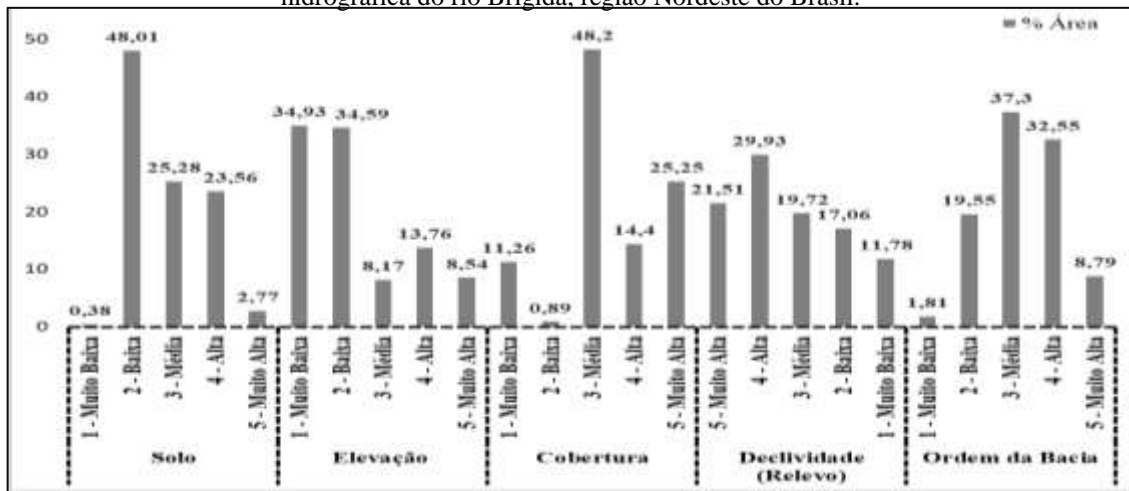
Figura 13. Vulnerabilidade das subbacias da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

Na Figura 14 observa-se a distribuição do percentual da área da bacia hidrográfica em relação as classes de vulnerabilidade ambiental para os critérios que integram o indicador “fator fisiográfico”.

Figura 14. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios fisiográficos em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.



Fonte: Autor (2019)

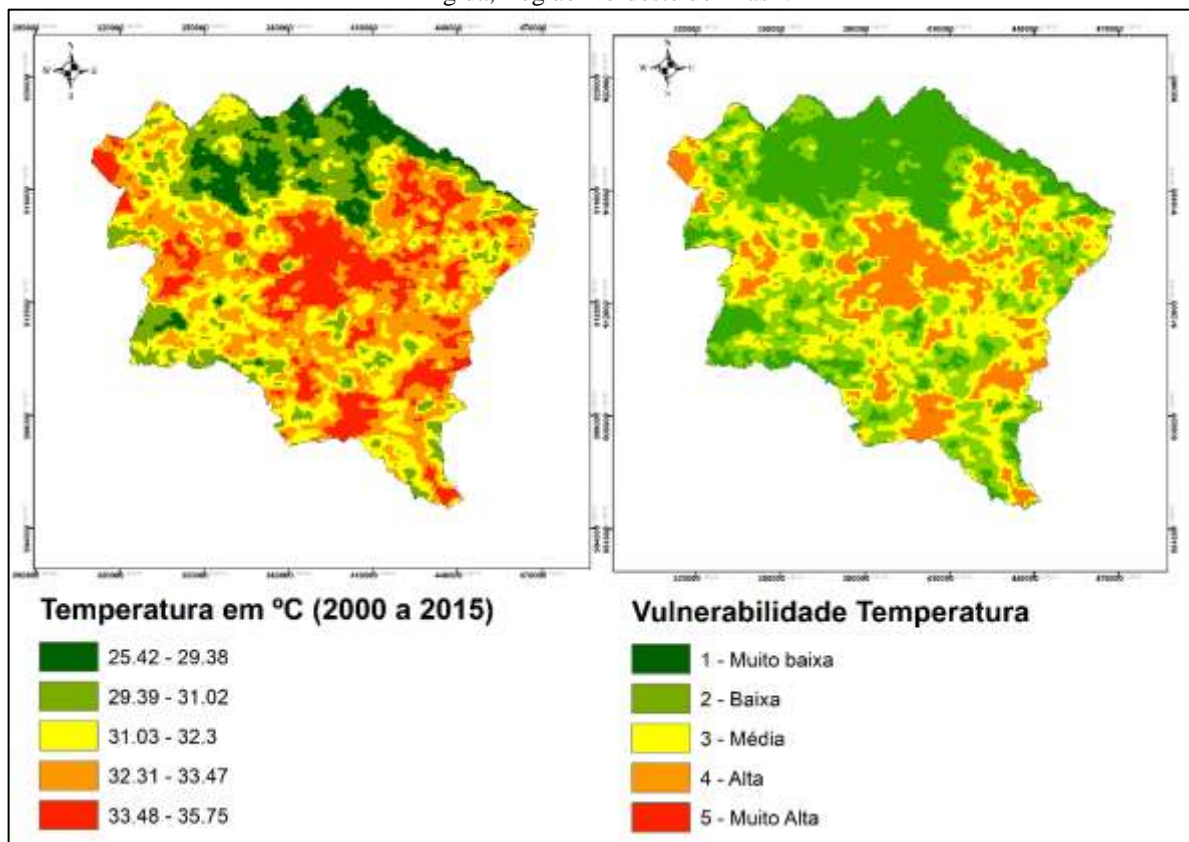
3.1.3. Espacialização da vulnerabilidade ambiental para os critérios climáticos

a) Temperatura:

O produto MOD11A2. V006 Terra Land Surface Temperature and Emissivity (1 km) fornece uma temperatura média da superfície terrestre de 8 dias (LST) em uma grade de 1.200 x 1.200 quilômetros. Cada valor de pixel em MOD11A2 é uma média simples de todos os pixels LST MOD11A1 correspondentes coletados dentro desse período de 8 dias e pixel com resolução de 1 Km.

A vulnerabilidade para Temperatura (Temp) ficou espacializada com 25,87% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 27,23% na classe 2- Baixa; 30,02% na classe 3-Média; 16,87% na classe Alta e 0,01% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 16;

Figura 15. Vulnerabilidade da média de temperatura para o período de 2000-2015, bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



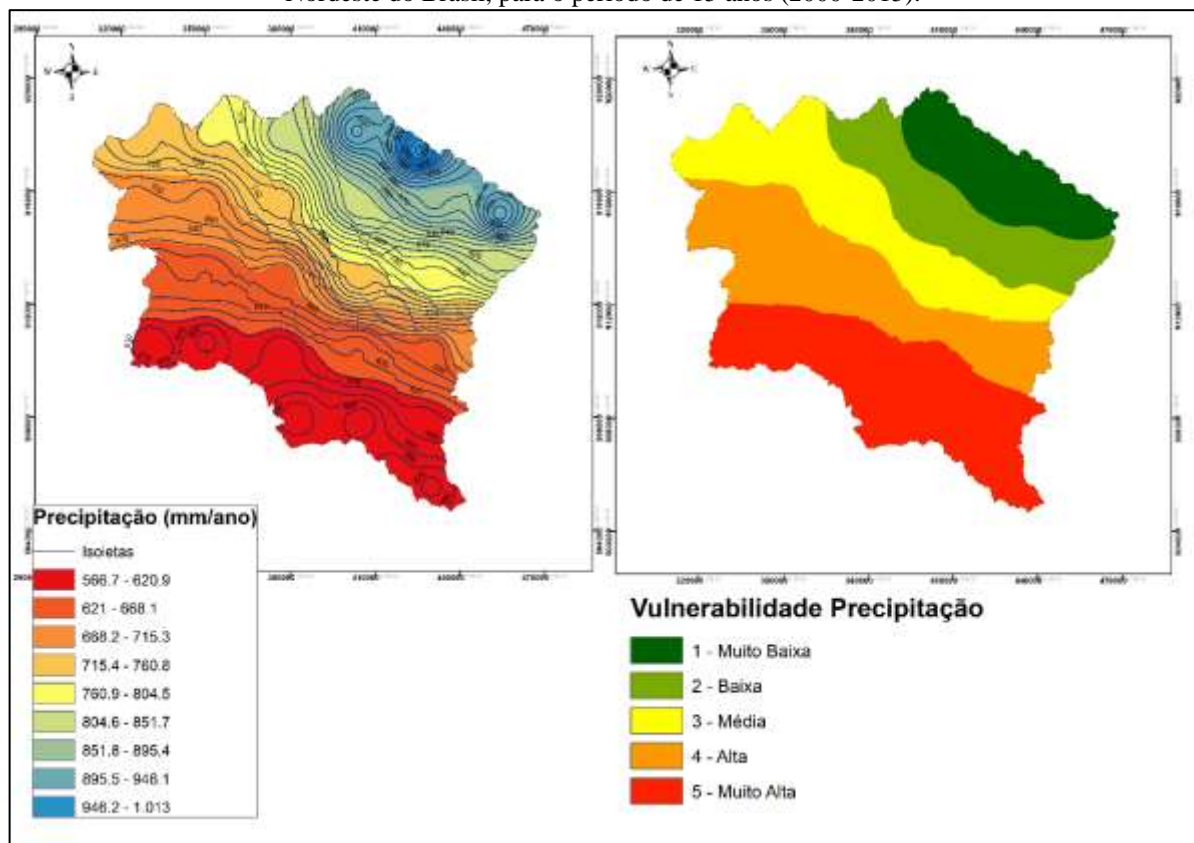
Fonte: O autor (2019).

b) Precipitação:

A Missão de Medição de Precipitação Tropical (TRMM) foi uma missão conjunta entre a NASA e a Japan Aerospace Exploration Agência (JAXA) projetada para monitorar e estudar as chuvas tropicais. O produto 34B2 contém um infravermelho mesclado ajustado por TRMM em grade precipitação (mm / h) e estimativa do erro de precipitação RMS, com resolução temporal de 3 horas e resolução espacial de 0,25 graus (NASA GSFC). O satélite TRMM iniciou a missão em 1997 e terminou a coleta de dados em 2015, o conjunto de dados TRMM se tornou o padrão espacial para medir a precipitação e os dados também deram suporte a aplicações operacionais, como monitoramento de enchentes, secas e previsão do tempo. (NASA, 2015).

A vulnerabilidade para Precipitação (Precip) ficou espacializada com 20,95% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 22,95% na classe 2- Baixa; 9,28% na classe 3-Média; 27,95% na classe Alta e 18,88% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 16.

Figura 16. Vulnerabilidade em relação a precipitação média da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil, para o período de 15 anos (2000-2015).



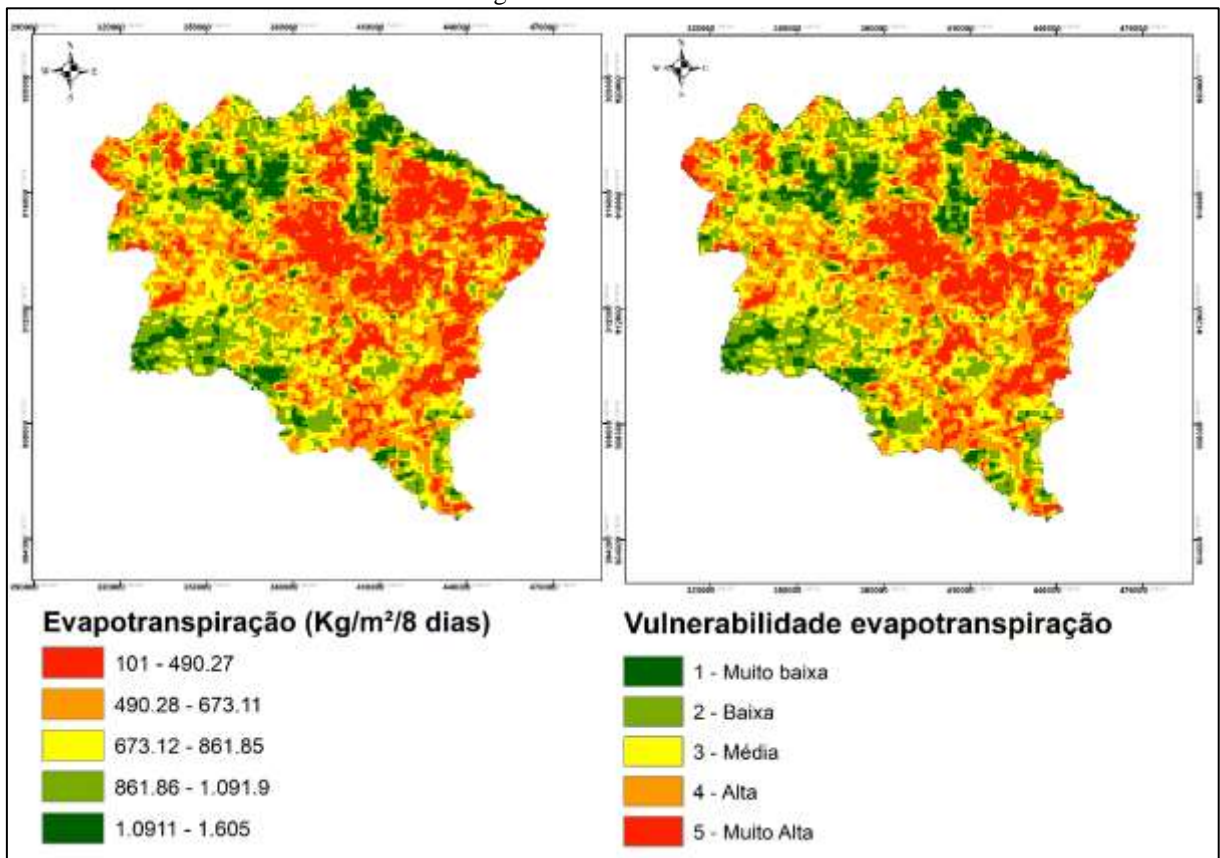
Fonte: Autor (2019)

c) Evapotranspiração:

O produto de Evapotranspiração / Fluxo de Calor Latente MOD16A2 Versão 6 é um produto composto de 8 dias produzido com uma resolução de 500 metros de pixels. O algoritmo usado para a coleção de produtos de dados MOD16 é baseado na lógica da equação de Penman-Monteith, que inclui dados diários de reanálise meteorológica, juntamente com dados de sensoriamento remoto do MODIS, como dinâmica da propriedade da vegetação, albedo e cobertura do solo. Kg/m²/8 dias (RUNNING, S., MU, Q., ZHAO, M. (2017).

A vulnerabilidade para a Evapotranspiração (Evt) ficou espacializada com: 20,79% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 27,95% na classe 2- Baixa; 25,98% na classe 3- Média; 17,61% na classe Alta e 7,66% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 18.

Figura 17. Vulnerabilidade em relação ao processo de evapotranspiração da bacia hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



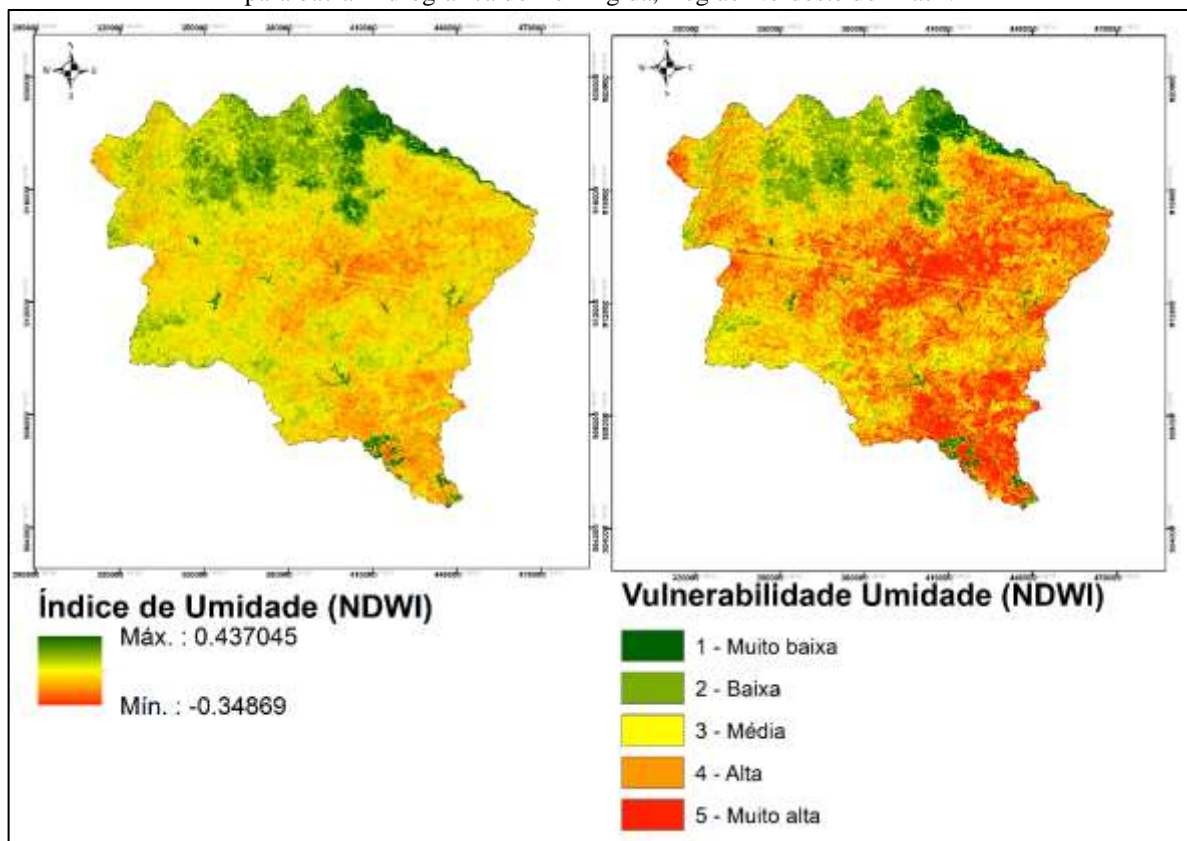
Fonte: Autor (2019)

d) Umidade (NDWI):

Os compósitos Landsat foram utilizados para gerar o Índice de Umidade por Diferença Normalizada (NDWI) que é sensível às mudanças no conteúdo de água líquida das coberturas da vegetação (CHANDER et al., 2009). É derivado da banda Near-IR e uma segunda banda IR, $\approx 1,24\mu\text{m}$ quando disponível e a banda IR mais próxima disponível. Varia em valor de -1,0 a 1,0. Gao (1996) para detalhes.

A vulnerabilidade para o Índice de Umidade por Diferença Normalizada (NDWI) ficou espacializado com: 19,85% na classe de vulnerabilidade 1-Muito Baixa; 33,96% na classe 2-Baixa; 28,37% na classe 3-Média; 14,52% na classe Alta e 3,4% na classe - Muito Alta vulnerabilidade. O mapa correspondente está representado na Figura 18.

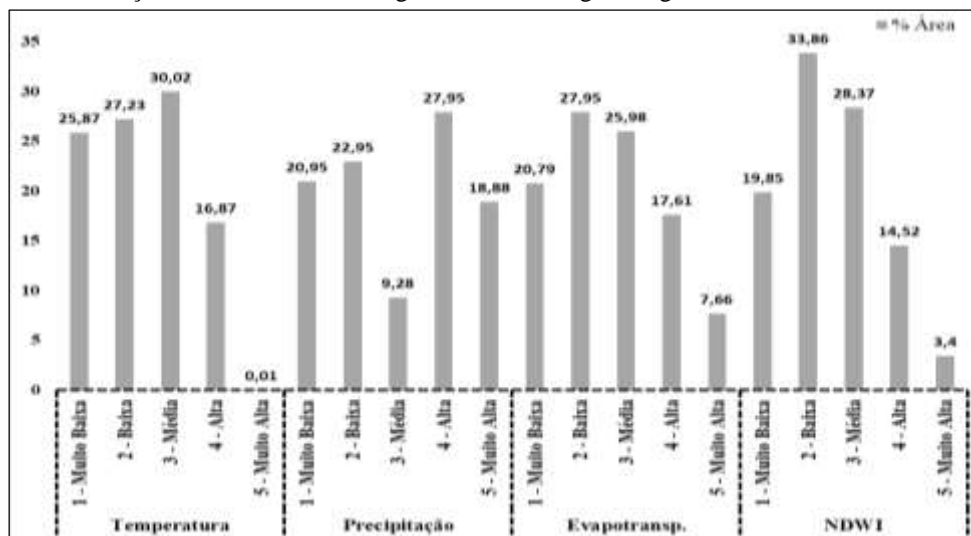
Figura 18. Vulnerabilidade em relação à média de índice de umidade para o período de 15 anos (2000-2015) para bacia Hidrográfica do rio Brígida, Região Nordeste do Brasil.



Fonte: Autor (2019)

Na Figura 19 está representada a distribuição dos percentuais das áreas da bacia hidrográfica em relação às classes de vulnerabilidade ambiental para os critérios que integram o indicador “fator climático”.

Figura 19. Distribuição das classes de vulnerabilidade para os critérios “climáticos” em relação a área da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

3.2. ANÁLISE MULTICRITÉRIO E DEFINIÇÃO DAS CARGAS DOS CRITÉRIOS DE VULNERABILIDADE

O sistema de análise multicritério em planilha eletrônica (Figura 20) foi elaborado para efetuar a avaliação dos indicadores gerais e critérios específicos. Os valores julgados resultaram nos pesos (W_i comp.), o Índice de Consistência (IC) e a Razão de Consistência (RC) após aplicação notas.

Os pesos W_i comp aplicados resultaram no Cenário I, com carga global de 50,39% para o indicador “fatores antropogênicos”, 38,53% para os “fatores climáticos” e 11,08% para os “fatores fisiográficos”. No cenário II, com carga global para o indicador “fatores antropológicos” igual a 53,90%, 29,73% para o indicador “fatores climáticos” e 16,38% para o indicador fatores fisiográficos. No cenário III, o peso resultante para aos “fatores antropogênicos” com a contribuição de 41,11%, características fisiográficas com 32,78% e 26,11% para os fatores antropogênicos.

A diferentes cargas globais expõem a paisagem da bacia a diferentes cenários de vulnerabilidade, considerando sempre as ações do homem como principal agente modificador da paisagem, e propôs variações entre o grau de importância para as contribuições das características fisiográficas e climáticas na modificação da paisagem da bacia.

Figura 20. Gerador de cenários de vulnerabilidade ambiental para bacia hidrográfica com base em técnicas de Análise Hierárquica de Processos e indicadores climáticos, fisiográficos e antropogênicos.

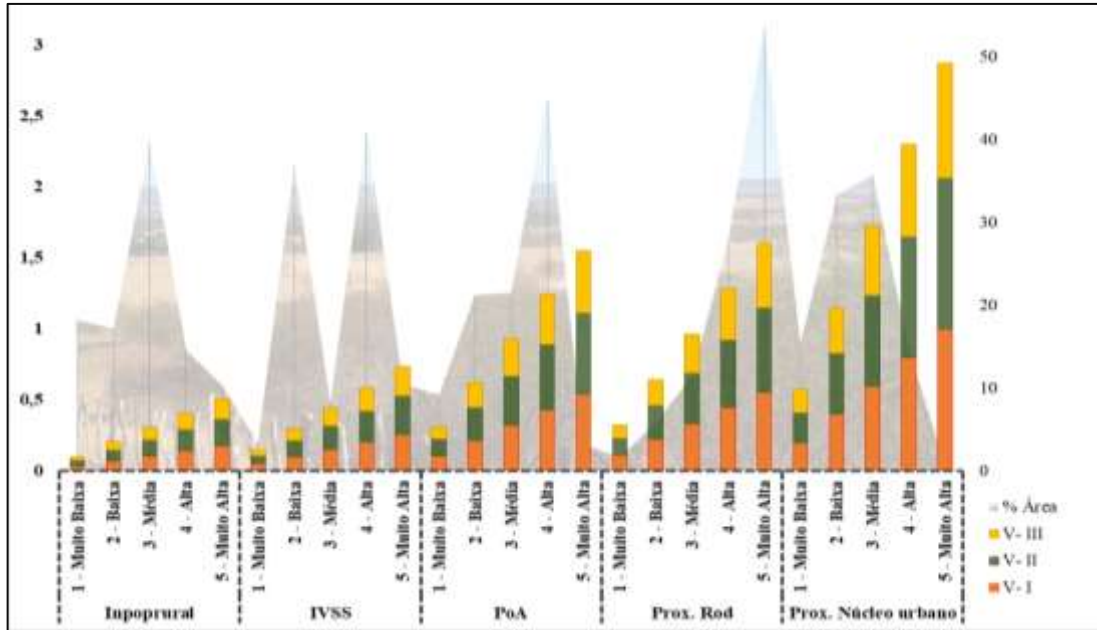
ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS APLICADA À VULNERABILIDADE AMBIENTAL											
Análise Hierárquica de Processos - AHP		Notas	Notas	Notas	Notas	Notas	RESULTADO DA AHP (Prioridades)	Wf	Pres (%)	IC	RC
Indicadores	Subindicadores	C x (FA)	F x A	A			Fisiográficos		43,34	0,027	0,049
Global	Climáticos	1,00					Fatores Climáticos	0,3457	34,57		
	Fisiográficos	1,00	1,00				Fatores Antropogênicos	0,2210	22,10		
	Antropogênicos	0,40	0,80	1,00							
		IPR x (IS/PA/PR/PNU)	IVS x (PA/PR/PNU)	PA x (PR/PNU)	PR x PNU	PNU	RESULTADO DA AHP (Específicos)	Wf	Wf comp	IC	RC
							Fatores Antropogênicos		0,221	0,055	0,078
Antropogênicos	Inporural	1,00					Inporural	0,0901	0,0199		
	IVS	2,00	1,00				IVS	0,1328	0,0293		
	Potencial Agrícola	1,50	2,00	1,00			Potencial Agrícola	0,1644	0,0363		
	Proximidade Rodovia	3,00	2,00	1,00	1,00		Proximidade Rodovia	0,2088	0,0461		
	Proximidade Núcleo Urbano	5,00	2,00	4,00	2,00	1,00	Proximidade Núcleo Urbano	0,4040	0,0893		
		S x (EL/CB/DC/OS)	EL x (CB/DC/OS)	CB x (DC/OS)	DC x OS	OS	Fatores Fisiográficos		0,433	0,064	0,057
Fisiográficos	Solo	1,00					Solo	0,2405	0,1068		
	Elevação	0,50	1,00				Elevação	0,1300	0,0564		
	Cobertura	3,00	3,00	1,00			Cobertura	0,3289	0,1425		
	Declividade	0,50	2,00	0,50	1,00		Declividade	0,2440	0,1060		
	Orden Subbacia	0,25	0,25	0,25	0,10	1,00	Orden Subbacia	0,0408	0,0216		
		T x (PRE/VI/NDWI)	PR x (EVI/NDWI)	EVI x NDWI	NDWI		Fatores Climáticos		0,3457	0,014	0,015
Climáticos	Temperatura	1,00					Temperatura	0,2906	0,0950		
	Precipitação	0,25	1,00				Precipitação	0,2901	0,0950		
	Evapotranspiração	0,75	1,00	1,00			Evapotranspiração	0,2306	0,0790		
	NDWI	0,75	1,00	1,00	1,00		NDWI	0,2306	0,0790		

Fonte: O autor (2019).

As cargas calculadas para os critérios específicos de cada indicador foram ponderadas pelos percentuais globais, destacando os resultados para as cargas dos fatores antropogênicos “Inporural” com maior carga 0,188 aplicada no cenário V-II para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,035 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “IVS” destaques para a maior carga 0,272 aplicada no cenário V-II para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,051 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “PoA” com a maior carga 0,575 aplicada no cenário V-II para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,088 aplicada no cenário V-III para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Prox.Rod” com maior carga 0,594 aplicada no cenário V-II para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,111 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Prox.Nurb” com a maior carga 1,066 aplicada no cenário V-II para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,199 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade.

Na Figura 21 apresenta-se a distribuição das cargas aplicadas em cada um dos critérios que integram o indicador “fator antropológico”.

Figura 21. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores antropogênicos (*Inporural*, *IVS*, *PoA*, *Prox. Rod* e *Prox.Nurb*) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.

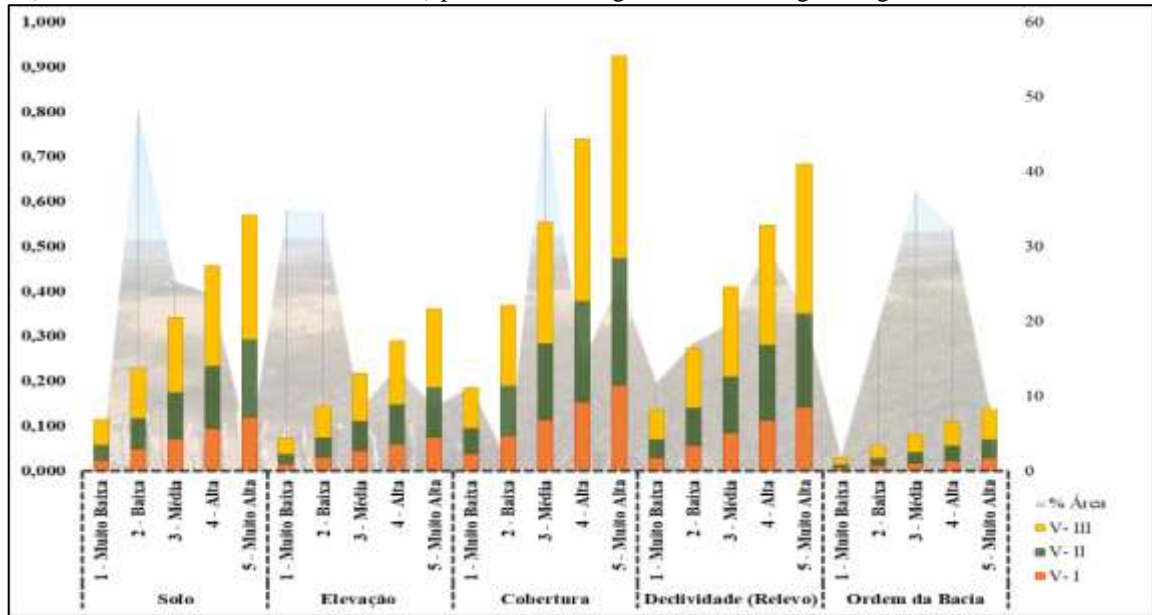


Fonte: O autor (2019).

As cargas máximas e mínimas para os fatores fisiográficos “Solo” com maior carga 0,278 aplicada no cenário V-III para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,035 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Elev” destaques para a maior carga 0,177 aplicada no cenário V-III para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,022 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Cober” com a maior carga 0,360 aplicada no cenário V-III para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,038 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Decliv” com maior carga 0,333 aplicada no cenário V-III para classe “5-Muito Baixa” vulnerabilidade e menor carga 0,028 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Alta” vulnerabilidade; critério “Ordsbac” com a maior carga 0,067 aplicada no cenário V-III para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,008 aplicada no cenário V-I para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade.

Na Figura 22 apresenta-se a distribuição das cargas aplicadas em cada um dos critérios que integram o indicador “fator fisiográfico”.

Figura 22. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores fisiográficos (*Solo, Elev, Cober, Decliv e Ordsbac*) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.

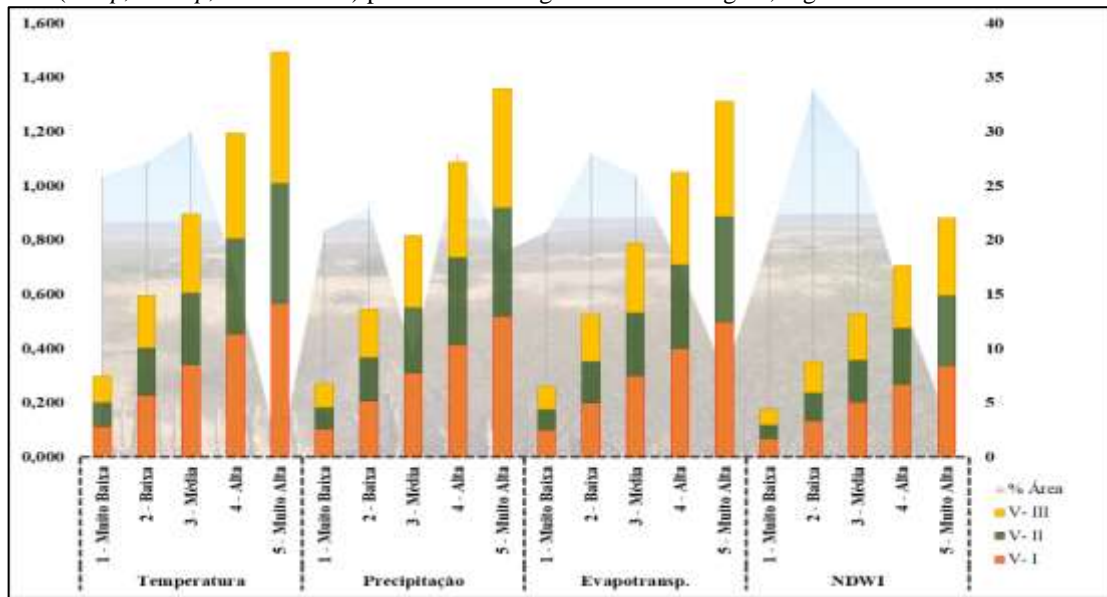


Fonte: O autor (2019).

Os resultados para os fatores climáticos “Temp” com maior carga 0,570 aplicada no cenário V-I para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,088 aplicada no cenário V-II para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Precip” com a maior carga 0,519 aplicada no cenário V-I para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,08 aplicada no cenário V-II para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “Evt” com a maior carga 0,501 aplicada no cenário V-I para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,077 aplicada no cenário V-II para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade; critério “NDWI” com maior carga 0,337 aplicada no cenário V-I para classe “5-Muito Alta” vulnerabilidade e menor carga 0,052 aplicada no cenário V-II para a classe “1-Muito Baixa” vulnerabilidade.

Na Figura 23 apresenta-se a distribuição das cargas aplicadas em cada um dos critérios que integram o indicador “fator climático”.

Figura 23. Distribuição das cargas entre os critérios de vulnerabilidade relacionados aos fatores climáticos (*Temp, Precip, Evt e NDWI*) para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.

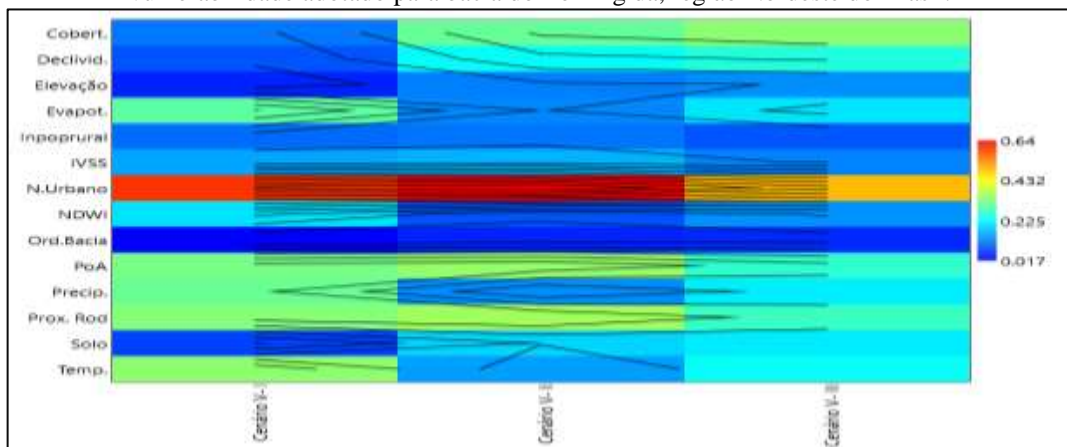


Fonte: O autor (2019).

Os cenários I, II e III, resultantes da AHP, estão apresentados na Tabela 3 e definidos para cada indicador e critério adotado. Os resultados da aplicação dos pesos da AHP para cada critério estão apresentados nas tabelas 4 para os fatores antropogênicos, Tabela 5 para os fatores fisiográficos e Tabela 6 para os fatores climáticos.

O diagrama de correlação (Figura 24) representa a comparação entre a distribuição dos pesos para todos os critérios analisados nos três cenários propostos com diferentes gradientes de cores.

Figura 24. Diagrama de distribuição dos pesos aplicados para cada critério em função de três cenários de vulnerabilidade adotado para bacia do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.



Fonte: Autor (2019)

A contribuição de cada critério de vulnerabilidade resultou nas equações lineares matriciais com os pesos compensados ($W_i \text{ comp}$) constantes na Tabela 3 ajustada para cada cenário e

aplicada em ambiente de Sistema de Informação Geográfica para elaboração dos mapas de vulnerabilidade conforme:

- a) Vulnerabilidade Cenário I = $0,114.Rtemp + 0,104.Rprec + 0,1.Revt + 0,067.Rndwi + 0,024.Rsolo + 0,015.Relv + 0,028.Decliv + 0,038.RCober + 0,006.Rordsbac + 0,035.Rinpopr + 0,051.Rivss + 0,107.Rpoa + 0,111.Rproxrod + 0,199.Rnuurb$;
- b) Vulnerabilidade Cenário II = $0,088.Rtemp + 0,080.Rprec + 0,77.Revt + 0,052.Rndwi + 0,035.Rsolo + 0,022.Relv + 0,042.Rdecliv + 0,057.RCober + 0,008.Rordsbac + 0,038.Rinpopr + 0,054.Rivss + 0,0115.Rpoa + 0,119.Rproxrod + 0,213.Rnuurb$;
- c) Vulnerabilidade Cenário III = $0,097.Rtemp + 0,88.Rprec + 0,085.Revt + 0,057.Rndwi + 0,56.Rsolo + 0,035.Relv + 0,084.Rdecliv + 0,09.RCober + 0,017.Rordsbac + 0,029.Rinpopr + 0,041.Rivss + 0,088.Rpoa + 0,091.Rproxrod + 0,163.Rnuurb$.

Sendo:

Rtemp = mapa matricial de vulnerabilidade para temperatura;

RPrec = mapa matricial de vulnerabilidade para precipitação;

Revt = Mapa matricial de vulnerabilidade para evapotranspiração;

Rndwi = Mapa matricial de vulnerabilidade para índice de umidade;

Rsolo = Mapa matricial de vulnerabilidade para as classes de solo;

Relv = Mapa matricial de vulnerabilidade para elevação;

Rdecliv = Mapa matricial de vulnerabilidade para declividade;

RCober = Mapa matricial de vulnerabilidade para cobertura da terra;

Rordsbac = Mapa matricial de vulnerabilidade para ordem da bacia hidrográfica;

Rinpopr = Mapa matricial de vulnerabilidade para índice de população rural;

Rivss = Mapa matricial de vulnerabilidade para índice de vulnerabilidade social;

Rpoa = Mapa matricial de vulnerabilidade para potencial agrícola;

Rproxrod = Mapa matricial de vulnerabilidade para proximidade de rodovias;

Rnuurb = Mapa matricial de vulnerabilidade para proximidade de núcleos urbanos;

Tabela 3. Resultado da análise multicritério com base na variação dos indicadores globais de avaliação da vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.

Indicadores Globais	Cenário I				Cenário II				Cenário III			
	Wi	Peso (%)	IC	RC	Wi	Wi (%)	IC	RC	Wi	Wi (%)	IC	RC
Climáticos	0,3853	38,53	0,009	0,016	0,2973	29,73	0,005	0,008	0,3278	32,78	0,03	0,05
Fisiográficos	0,1108	11,08			0,1638	16,38			0,2611	26,11		
Antropogênicos	0,5039	50,39			0,5390	53,90			0,4111	41,11		
Critérios Específicos	Wi	Wi comp	IC	RC	Wi	Wi comp	IC	RC	Wi	Wi comp	IC	RC
Fatores Antropogênicos		0,5039	0,08	0,07		0,5390	0,081	0,072		0,4111	0,08	0,07
Inporural	0,0696	0,035			0,0696	0,038			0,0696	0,029		
IVSS	0,1008	0,051			0,1008	0,054			0,1008	0,041		
Potencial Agrícola	0,2133	0,107			0,2133	0,115			0,2133	0,088		
Prox. Rodovia	0,2206	0,111			0,2206	0,119			0,2206	0,091		
Prox. Núcleo Urbano	0,3957	0,199			0,3957	0,213			0,3957	0,163		
Fatores Fisiográficos		0,1108	0,02	0,02		0,1638	0,017	0,015		0,2611	0,02	0,02
Solo	0,2128	0,024			0,2128	0,035			0,2128	0,056		
Elevação	0,1354	0,015			0,1354	0,022			0,1354	0,035		
Cobertura	0,3451	0,038			0,3451	0,057			0,3451	0,090		
Declividade	0,2554	0,028			0,2554	0,042			0,2554	0,067		
Ordem Subbacia	0,0512	0,006			0,0512	0,008			0,0512	0,013		
Fatores Climáticos		0,3853	0,08	0,09		0,2973	0,078	0,086		0,3278	0,08	0,0862
Temperatura	0,2958	0,114			0,2958	0,088			0,2958	0,097		
Precipitação	0,2695	0,104			0,2695	0,080			0,2695	0,088		
Evapotranspiração	0,2601	0,100			0,2601	0,077			0,2601	0,085		
NDWI	0,1747	0,067			0,1747	0,052			0,1747	0,057		

Fonte: O autor (2019). Legenda: **IC** = Índice de Consistência e **RC**= Razão de Consistência **Wi calc.** = peso calculado **Wicomp** = peso compensado

Tabela 4. Variáveis aplicadas como critérios no grupo de fatores antropogênicos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.

Crítério	Dado	Und	Limite da classe	Intervalo	Grau de Vulnerabilidade	GV	Área (Km ²)	% Área	C- I	C-II	C-III	V- I	V- II	V- III
Inpoprural	Contínuo adim.	und	0,558	0 > 0,558	1 - Muito Baixa	1	2.505,00	18,25	0,035	0,038	0,029	0,035	0,038	0,029
			0,633	0,558 > 0,633	2 - Baixa	2	2.360,00	17,19	0,035	0,038	0,029	0,070	0,075	0,057
			0,709	0,633 > 0,709	3 - Média	3	5.449,00	39,70	0,035	0,038	0,029	0,105	0,113	0,086
			0,784	0,709 > 0,784	4 - Alta	4	2.010,00	14,64	0,035	0,038	0,029	0,140	0,150	0,115
			0,860	0,784 > 0,86	5 - Muito Alta	5	1.402,44	10,22	0,035	0,038	0,029	0,175	0,188	0,143
IVS	Contínuo adim.	und	0,147	0 > 0,1474	1 - Muito Baixa	1	460,44	3,35	0,051	0,054	0,041	0,051	0,054	0,041
			0,208	0,1474 > 0,2078	2 - Baixa	2	5.065,20	36,90	0,051	0,054	0,041	0,102	0,109	0,083
			0,268	0,2078 > 0,2682	3 - Média	3	1.144,44	8,34	0,051	0,054	0,041	0,152	0,163	0,124
			0,329	0,2682 > 0,3286	4 - Alta	4	5.622,84	40,96	0,051	0,054	0,041	0,203	0,217	0,166
			0,389	0,3286 > 0,389	5 - Muito Alta	5	1.433,52	10,44	0,051	0,054	0,041	0,254	0,272	0,207
PoA	Categ.	classe	TPA	TPA	1 - Muito Baixa	1	1.261,75	9,19	0,107	0,115	0,088	0,107	0,115	0,088
			PP	PP	2 - Baixa	2	2.910,17	21,20	0,107	0,115	0,088	0,215	0,230	0,175
			PAR	PAR	3 - Média	3	2.949,55	21,49	0,107	0,115	0,088	0,322	0,345	0,263
			TABP	TABP	4 - Alta	4	6.161,90	44,89	0,107	0,115	0,088	0,430	0,460	0,351
			TAOP	TAOP	5 - Muito Alta	5	443,07	3,23	0,107	0,115	0,088	0,537	0,575	0,438
Prox. Rod	Contínuo	Km	5	0 > 5	5 - Muito Alta	5	7.342,45	53,49	0,111	0,119	0,091	0,556	0,594	0,453
			10	5 > 10	4 - Alta	4	3.787,11	27,59	0,111	0,119	0,091	0,445	0,475	0,363
			15	10 > 15	3 - Média	3	1.567,00	11,42	0,111	0,119	0,091	0,333	0,357	0,272
			20	15 > 20	2 - Baixa	2	810,20	5,90	0,111	0,119	0,091	0,222	0,238	0,181
			30	20 > 30	1 - Muito Baixa	1	219,68	1,60	0,111	0,119	0,091	0,111	0,119	0,091
Prox. Núcleo urbano	Contínuo	Km	5	0 > 5	5 - Muito Alta	1	2.107,79	15,36	0,199	0,213	0,163	0,199	0,213	0,163
			10	5 > 10	4 - Alta	2	4.572,07	33,31	0,199	0,213	0,163	0,399	0,427	0,325
			20	10 > 20	3 - Média	3	4.908,20	35,76	0,199	0,213	0,163	0,598	0,640	0,488
			40	20 > 40	2 - Baixa	4	2.044,49	14,89	0,199	0,213	0,163	0,798	0,853	0,651
			80	40 > 80	1 - Muito Baixa	5	93,88	0,68	0,199	0,213	0,163	0,997	1,066	0,813

Fonte: O autor (2019).

Tabela 5. Variáveis aplicadas como critério no grupo de fatores fisiográficos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.

Critério	Dado	Und	Limite da classe	Intervalo	Grau de Vulnerabilidade	GV	Área (Km ²)	% Área	C- I	C-II	C-III	V- I	V- II	V- III
Solo	Categórico	Classe	MA;RU	MA	1 - Muito Baixa	1	52,82	0,38	0,024	0,063	0,070	0,024	0,035	0,056
			PVA;LVA;PV	PVA	2 - Baixa	2	6,589,58	48,01	0,024	0,063	0,070	0,047	0,070	0,111
			TC	TC	3 - Média	3	3,470,20	25,28	0,024	0,063	0,070	0,071	0,105	0,167
			RL	RL	4 - Alta	4	3,233,53	23,56	0,024	0,063	0,070	0,094	0,139	0,222
			RR	RR	5 - Muito Alta	5	380,31	2,77	0,024	0,063	0,070	0,118	0,174	0,278
Elevação	Contínuo dimensional	m	456.00	0 > 456	1 - Muito Baixa	1	4,794,91	34,93	0,015	0,040	0,044	0,015	0,022	0,035
			586.00	456 > 586	2 - Baixa	2	4,748,33	34,59	0,015	0,040	0,044	0,030	0,044	0,071
			716.00	586 > 716	3 - Média	3	1,122,08	8,17	0,015	0,040	0,044	0,045	0,067	0,106
			846.00	716 > 846	4 - Alta	4	1,888,95	13,76	0,015	0,040	0,044	0,060	0,089	0,141
			977.00	846 > 977	5 - Muito Alta	5	1,172,17	8,54	0,015	0,040	0,044	0,075	0,111	0,177
Cobertura da terra	Categórico	Classe	Agricultura	Agricultura	1 - Muito Baixa	1	1,545,45	11,26	0,038	0,103	0,113	0,038	0,057	0,090
			Água	Água	2 - Baixa	2	122,64	0,89	0,038	0,103	0,113	0,076	0,113	0,180
			SEF	SEF	3 - Média	3	6,615,76	48,20	0,038	0,103	0,113	0,115	0,170	0,270
			SFE	SFE	4 - Alta	4	1,976,57	14,40	0,038	0,103	0,113	0,153	0,226	0,360
			UI	UI	5 - Muito Alta	5	3,466,02	25,25	0,038	0,103	0,113	0,191	0,283	0,451
Declividade (Relevo)	Categórico	Classe	TEDA	TEDA	5 - Muito Alta	1	2,952,12	21,51	0,028	0,076	0,084	0,028	0,042	0,067
			TPL	TPL	4 - Alta	2	4,108,32	29,93	0,028	0,076	0,084	0,057	0,084	0,133
			DLV	DLV	3 - Média	3	2,707,38	19,72	0,028	0,076	0,084	0,085	0,126	0,200
			ONPL	ONPL	2 - Baixa	4	2,341,29	17,06	0,028	0,076	0,084	0,113	0,167	0,267
			VLE	VLE	1 - Muito Baixa	5	1,617,33	11,78	0,028	0,076	0,084	0,142	0,209	0,333
Ordem da Bacia	Categórico	Classe	6ª e 7ª ordens	6ª e 7ª ord.	1 - Muito Baixa	1	248,42	1,81	0,006	0,015	0,017	0,006	0,008	0,013
			5ª ordem	5ª ordem	2 - Baixa	2	2,683,40	19,55	0,006	0,015	0,017	0,011	0,017	0,027
			4ª ordem	4ª ordem	3 - Média	3	5,119,51	37,30	0,006	0,015	0,017	0,017	0,025	0,040
			3ª ordem	3ª ordem	4 - Alta	4	4,468,21	32,55	0,006	0,015	0,017	0,023	0,034	0,053
			2ª e 1ª ordens	2ª e 1ª ord.	5 - Muito Alta	5	1,206,90	8,79	0,006	0,015	0,017	0,028	0,042	0,067

Fonte: O autor (2019).

Tabela 6. Variáveis aplicadas como critérios no grupo de fatores climáticos para o cálculo da vulnerabilidade ambiental.

Crítério	Dado	Und	Limite da classe	Intervalo	Grau de Vulnerabilidade	GV	Área (Km ²)	% Área	C- I	C-II	C-III	V- I	V- II	V- III
Temperatura	Contínuo	° C	27.5	0 > 27,5	1 - Muito Baixa	1	3550.74	25,87	0,114	0,048	0,077	0,114	0,088	0,097
			29.6	27,5 > 29,6	2 - Baixa	2	3737.84	27,23	0,114	0,048	0,077	0,228	0,176	0,194
			31.6	29,6 > 31,6	3 - Média	3	4120.24	30,02	0,114	0,048	0,077	0,342	0,264	0,291
			33.7	31,6 > 33,7	4 - Alta	4	2315.95	16,87	0,114	0,048	0,077	0,456	0,352	0,388
			35.7	33,7 > 35,7	5 - Muito Alta	5	1.67	0,01	0,114	0,048	0,077	0,570	0,440	0,485
Precipitação	Contínuo	mm/ano	1013	820 > 1013	1 - Muito Baixa	1	2875.13	20,95	0,104	0,044	0,070	0,104	0,080	0,088
			820	747 > 820	2 - Baixa	2	3149.55	22,95	0,104	0,044	0,070	0,208	0,160	0,177
			747	661 > 747	3 - Média	3	1273.32	9,28	0,104	0,044	0,070	0,311	0,240	0,265
			661	601 > 661	4 - Alta	4	3836.43	27,95	0,104	0,044	0,070	0,415	0,320	0,353
			601	558 > 601	5 - Muito Alta	5	2592.02	18,88	0,104	0,044	0,070	0,519	0,401	0,442
Evapot.	Contínuo	Kg/m ² /8dias	1091	1.091 >	1 - Muito Baixa	1	2853.78	20,79	0,100	0,043	0,068	0,100	0,077	0,085
			862	862 > 1091	2 - Baixa	2	3836.46	27,95	0,100	0,043	0,068	0,200	0,155	0,170
			673	673 > 862	3 - Média	3	3566.69	25,98	0,100	0,043	0,068	0,301	0,232	0,256
			490	490 > 673	4 - Alta	4	2417.47	17,61	0,100	0,043	0,068	0,401	0,309	0,341
			101	101 > 490	5 - Muito Alta	5	1052.04	7,66	0,100	0,043	0,068	0,501	0,387	0,426
NDWI	Contínuo	Adm.	-0.0991	-0,3487 < -0,0991	1 - Muito Baixa	1	2724.82	19,85	0,067	0,029	0,046	0,067	0,052	0,057
			-0.0467	-0,0991 < -0,0467	2 - Baixa	2	4647.45	33,86	0,067	0,029	0,046	0,135	0,104	0,115
			0.0118	-0,0467 < 0,0118	3 - Média	3	3894.46	28,37	0,067	0,029	0,046	0,202	0,156	0,172
			0.0101	0,0118 < 0,01011	4 - Alta	4	1993.41	14,52	0,067	0,029	0,046	0,269	0,208	0,229
			0.437	0,01011 < 0,437	5 - Muito Alta	5	466.30	3,40	0,067	0,029	0,046	0,337	0,260	0,286

Fonte: O autor (2019). Legenda: Evapot = Evapotranspiração NDWI = índice de umidade.

As conversões matriciais dos critérios resultaram nos mapas de vulnerabilidade com os três cenários avaliados. As classes de vulnerabilidade constam na Tabela 7 com os percentuais em relação a área total da bacia hidrográfica. O cenário I, resultante da maior carga de contribuição para as atividades antrópicas e fatores climáticos, com menor contribuição dos aspectos fisiográficos, resultou na estimativa de 29,7% da área da bacia hidrográfica com “Muito alta” vulnerabilidade ambiental, 36,2% com “Alta” e 5,1% com “Baixa” vulnerabilidade.

O cenário II, em comparação aos cenários I e III, resultou na redução do percentual da paisagem consideradas como sendo “Muito alta” e “Alta” vulnerabilidade, com respectivamente 3,5 e 30,7% e aumento das áreas consideradas de Baixa e Média vulnerabilidade com 21,2% e 36,1% respectivamente. No cenário III, houve uma melhor redistribuição das classes de vulnerabilidade, ampliando as áreas consideradas com “Muito baixa” e “Baixa” vulnerabilidade para 48,8% (Tabela 7).

Tabela 7. Cenários de vulnerabilidade proposto para bacia hidrográfica do rio Brígida, região Nordeste do Brasil.

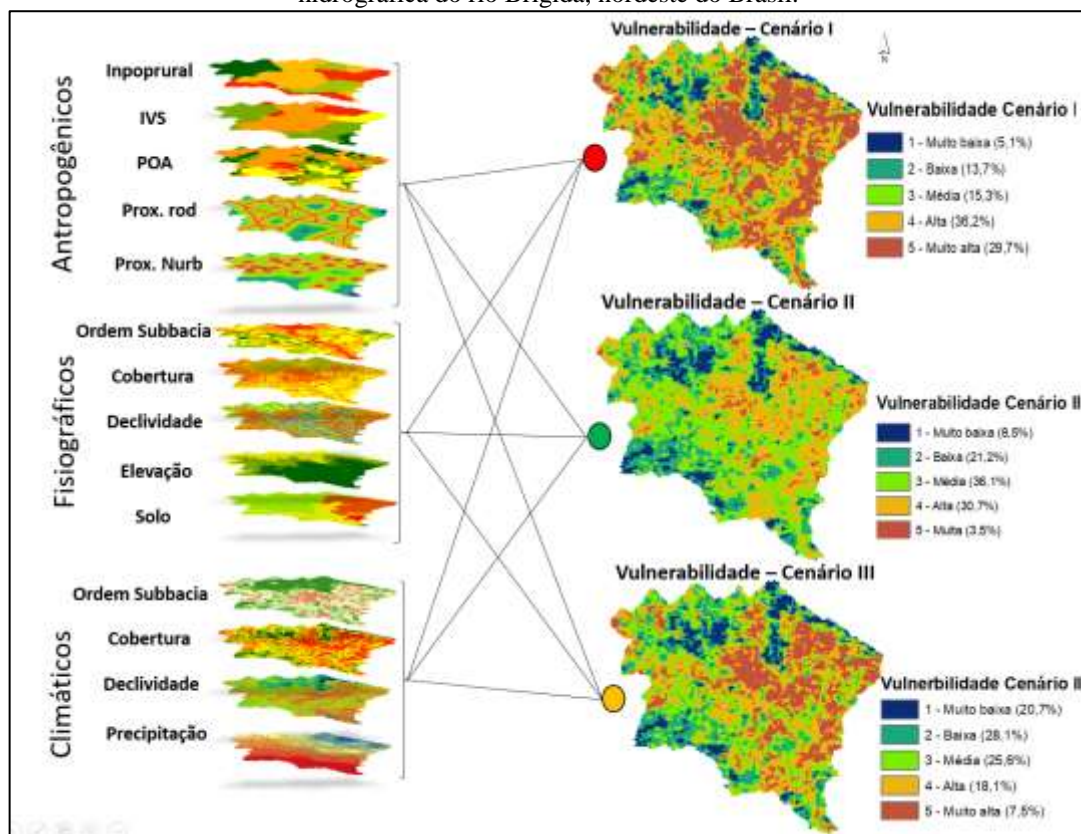
Classe	Cenários de Vulnerabilidade (% da área da bacia hidrográfica)		
	I	II	III
1 - Muito baixa	5,1 %	8,3 %	20,7 %
2 - Baixa	13,7 %	21,2 %	28,1 %
3 - Média	15,3 %	36,2 %	25,6 %
4 - Alta	36,2 %	30,7 %	18,1 %
5 - Muito Alta	29,7 %	3,6 %	7,5 %

Fonte: O autor (2019).

Considerando os três cenários, em média, 67% da área da bacia encontra-se entre médio a alto grau de vulnerabilidade ambiental. A região central da bacia hidrográfica concentra os principais núcleos urbanos, Araripina, Trindade, Ouricuri, Parnamirim e Ipubi, estendendo para área leste nos municípios de Bodocó e Serrita, formam um corredor de Alta vulnerabilidade. Nos extremos norte e sul da bacia concentram-se quase a totalidade das áreas com baixa vulnerabilidade. Neste aspecto, a componente florestal e a maior distância dos núcleos urbanos contribuem significativamente para esta característica.

Na Figura 25 o resultado da fusão matricial dos mapas de vulnerabilidade e suas resultantes a partir dos pesos aplicados.

Figura 25. Diagrama resultante da estrutura para construção dos cenários de vulnerabilidade para bacia hidrográfica do rio Brígida, nordeste do Brasil.



Fonte: O autor (2019).

Tomando como base as três Unidades de Paisagem (UP), propostas no Capítulo I desta tese, pode-se verificar que existe diferença em termos proporcionais em relação a espacialização do grau de vulnerabilidade entre as UP Chapada, UP Planície-Chapada e UP Planície-São Francisco nos três cenários analisados (Tabela 8).

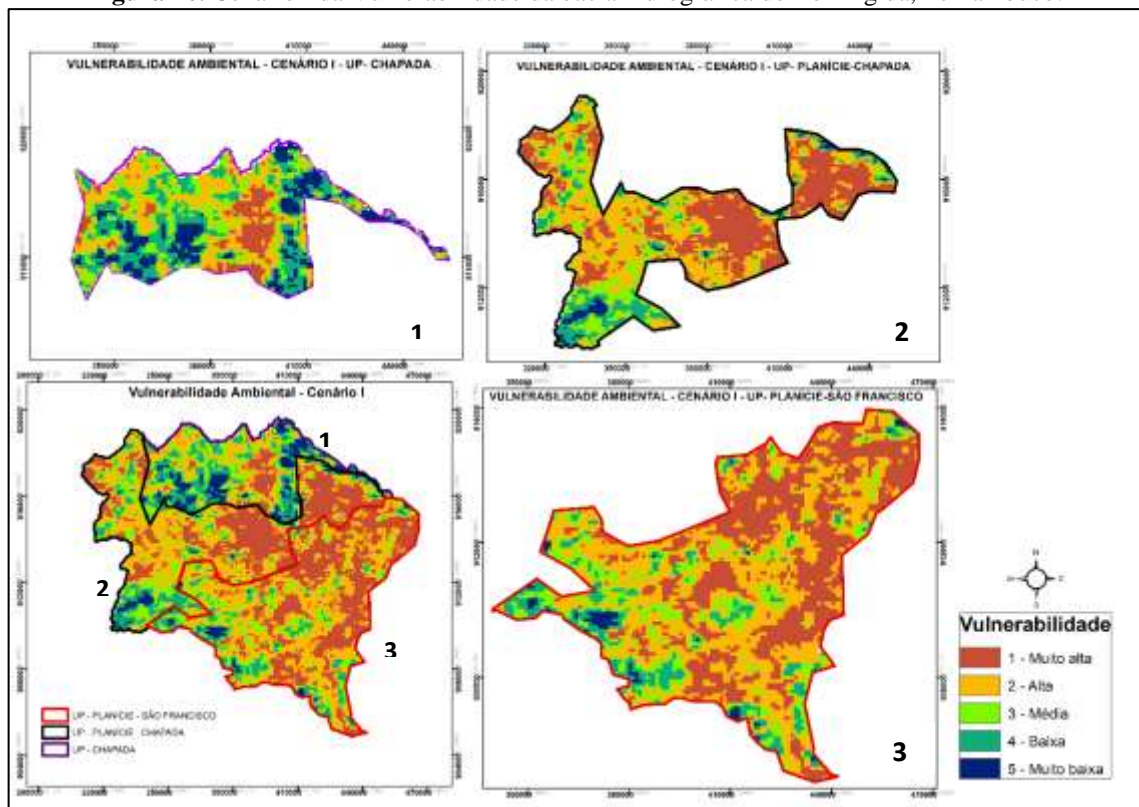
Tabela 8. Cenários de vulnerabilidade ambiental para três Unidades de Paisagem da bacia do rio Brígida, Pernambuco.

UP	Cenário	Grau de vulnerabilidade e % de cobertura da terra				
		Muito alta	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
Chapada	I	10,8 %	26,8 %	20,7 %	26,2 %	15,5 %
	II	1,2 %	12,8 %	30,0 %	33,9 %	22,1 %
	III	7,4 %	14,4 %	27,1 %	29,8 %	21,2 %
Planície - Chapada	I	35,6 %	37,1 %	13,7 %	10,9 %	2,7 %
	II	5,4 %	38,1 %	34,0 %	18,2 %	4,3 %
	III	26,5 %	28,5 %	26,1 %	14,9 %	4,0 %
Planície - São Francisco	I	35,0 %	40,0 %	14,1 %	9,0 %	1,9 %
	II	3,8 %	39,1 %	36,3 %	17,4 %	3,3 %
	III	24,3 %	31,8 %	26,8 %	14,1 %	3,0 %

Fonte: O autor (2019).

As UP-Planície-São Francisco e UP Planície-Chapada ambas apresentaram os maiores percentuais do território para as classes de vulnerabilidade “Muito alta e alta” e a UP-Chapada os menores percentuais do território nesta classe. A análise multicritério do Cenário I (Figura 26), cujo resultado expressa a modelagem a partir do fator clima com a contribuição mais significativa quando comparada aos aspectos fisiográficos da Bacia e ambos os fatores com menor contribuição do que as atividades humanas. Essa hipótese resultou na estimativa de 72,7% do território da UP Planície-Chapada e 75,1 % da UP Planície-São Francisco como sendo “Muito alta e alta” vulnerabilidade. Neste mesmo cenário para a UP – Chapada estimou-se 62,3% do território está entre “Média e muito baixa vulnerabilidade”.

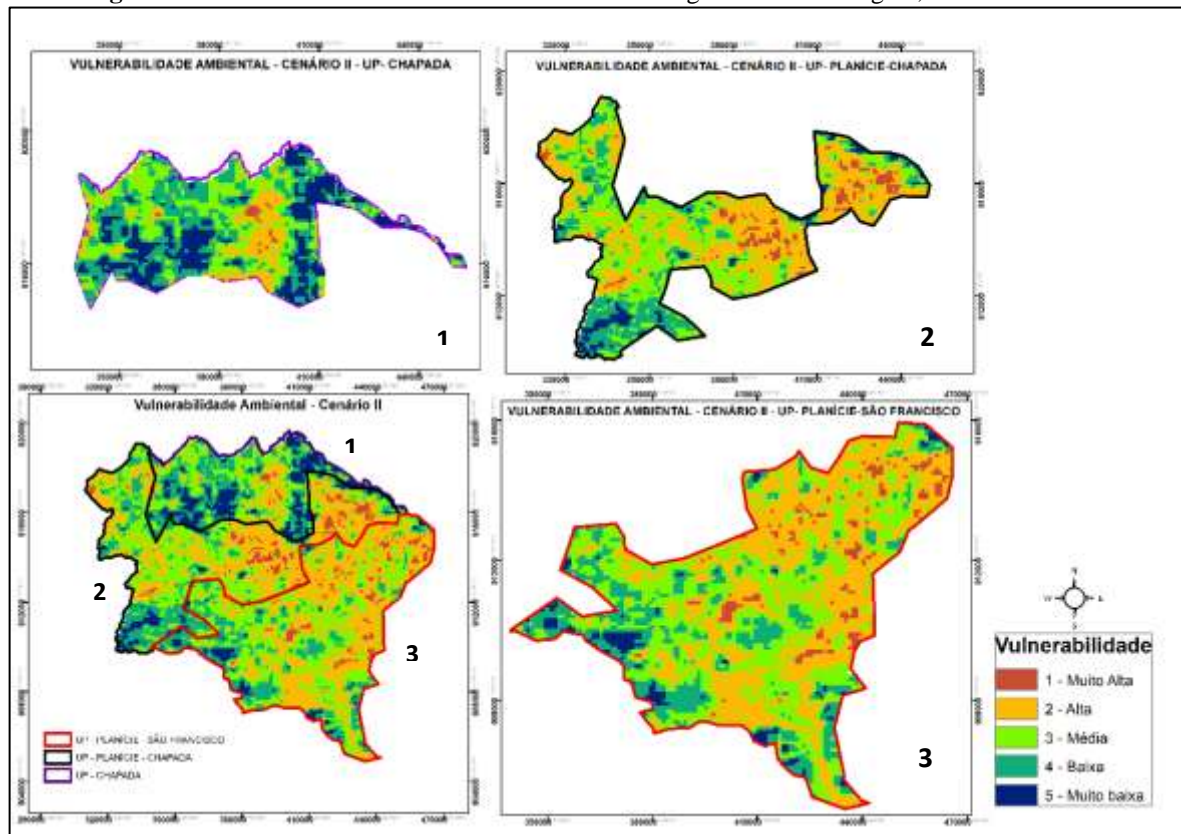
Figura 26. Cenário I da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.



Fonte: O autor (2019).

No cenário II (Figura 27), com modelagem a partir da hipótese em que o fator clima contribui mais do que os aspectos fisiográficos da bacia hidrográfica na definição dos diferentes padrões de fragilidade da paisagem e ambos em menor proporção do que as atividades humanas, resultou em que as UP Planície-São Francisco e Planície-Chapada passaram a ter maior proporção da área nas classes “Média a Muito baixa” vulnerabilidade com 57% e 56% respectivamente.

Figura 27. Cenário II da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.

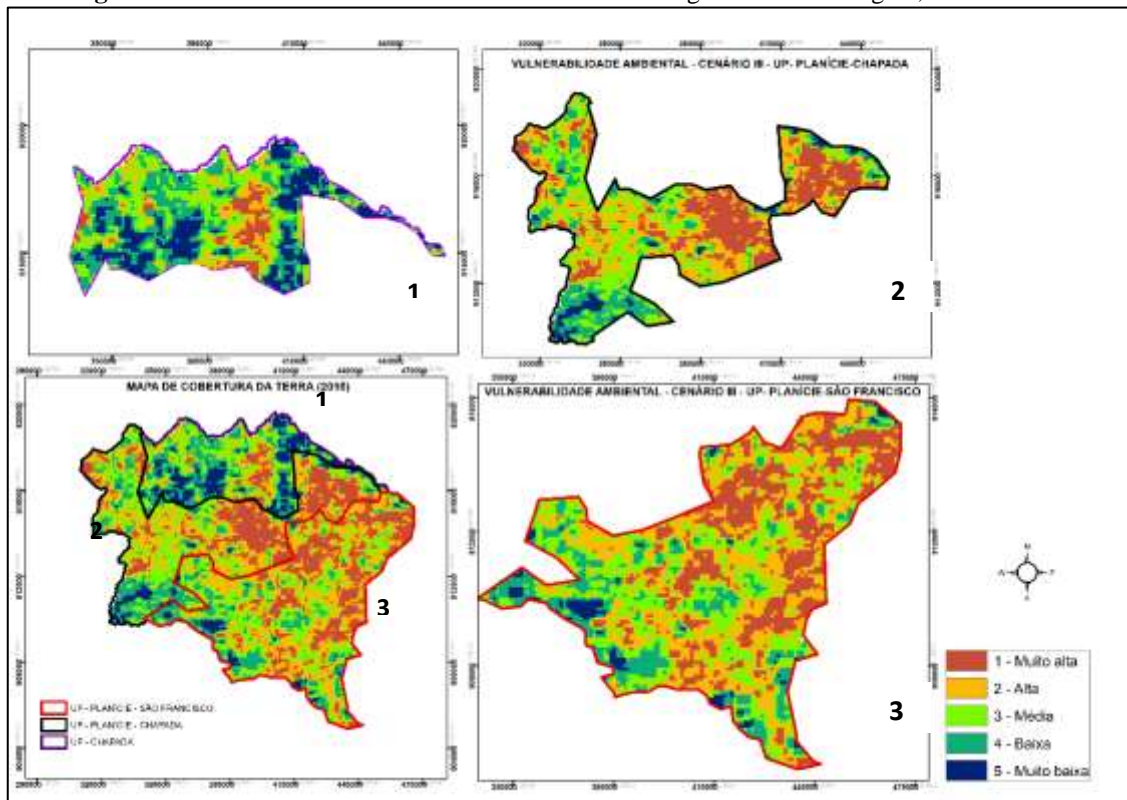


Fonte: O autor (2019).

Os fatores antropogênicos combinados as características fisiográficas tornam essas unidades da paisagem áreas que requerem uma maior atenção no planejamento. A concentração das principais atividades econômicas a exemplo da agropecuária extensiva, exploração florestal e agricultura, aliadas ao maior déficit hídrico na região da planície da bacia hidrográfica do rio Brígida, são os principais fatores que promovem a vulnerabilidade dessas unidades da paisagem.

No Cenário III (Figura 28) com modelagem a partir da hipótese de que o fator “aspectos fisiográficos” contribui mais do que o fator clima da bacia hidrográfica na definição dos diferentes padrões de fragilidade da paisagem, e as atividades humanas contribuem mais significativamente do que as características fisiográficas. Nesse cenário a UP Planície-São Francisco se apresenta com 56% do seu território sobre Alta e Muito Alta Vulnerabilidade à perda de hábitat natural, fato relacionado a maior taxa de cobertura com vegetação nativa, o que torna a UP um atrativo para exploração florestal, associado alto potencial para agricultura irrigada e atividade pastoris de sequeiro.

Figura. 28. Cenário III da Vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Brígida, Pernambuco.



Fonte: Autor (2019)

As ferramentas multicritérios tem sido indispensáveis na elaboração de estratégias de gestão territorial, trabalhos realizados em diferentes partes do mundo tem utilizado técnicas de sensoriamento remoto para avaliar vulnerabilidade ambiental, como os trabalhos realizados por Nandy et al. (2015) e Assis et al. (2017) com aplicação de índices de vegetação, Mildrexler et al. (2015) na avaliação florestal por meio de dados de balanço hídrico (evapotranspiração/precipitação), Nguyen et al. (2016) e Ávila et al. (2018) com uso de AHP por meio da espacialização de variáveis ambientais.

O universo de aplicação de métodos quali-quantitativos de avaliação de impactos e/ou vulnerabilidades vai desde o estudo de áreas costeiras para avaliar os riscos potenciais da exploração e previsão de efeitos do derramamento de petróleo (ROMERO et al., 2013) à identificação de áreas prioritárias para restauração ecológica (SONG et al., 2015), ambas as situações por combinação de sistemas de informações geográficas, *Delphi*, simulações com a utilização de índices de sensibilidade, resiliência ecológica e sociais.

Os estudos de impacto ambiental e demais formas de análise inter e multidisciplinar, por serem complexas e de alto custo, vem sendo substituídos por novos formatos e métodos mais simples de integração e análise de um grande conjunto de informações via aplicações de computação, como sugere Nguyen et al. (2016) em pesquisa de vulnerabilidade ambiental para

subsidiar planos de recuperação. Da mesma forma que os estudos massivos, a análise integrada em ambiente computacional tem escala abrangente, concatena, modela e simula cenários para diagnósticos em diferentes escalas temporais, o que tem contribuindo para gestão socioambiental dos territórios, é o que pode ser constatado nas pesquisas desenvolvidas por Damame et al. (2015) e Mishra; Chatterjee (2018) que utilizaram modelos baseados em análise multicritério para identificar áreas ambientalmente susceptíveis.

A Análise Hierárquica de Processos (AHP), de acordo com Rovai et l. (2018) permite organizar de forma hierárquica informações quantitativas e qualitativas relacionadas a diferentes áreas da ciência e que geralmente são expressas em unidades de medida incomensuráveis. A representatividade dos indicadores são o marco para aplicação das estratégias e técnicas de pesquisas com base em metodologias multicritérios. Os mapas produzidos a partir dessas análises podem ser tomados como ponto de partida para melhorar a qualidade dos planos de manejo, conservação e proteção das formações florestais e subsidiar a regulação das atividades econômicas por meio do zoneamento. Nesse contexto, uma questão precisa ser melhor analisada sob a ótica da conservação que é: até que ponto as atividades econômicas da região influenciam na conservação ou intensificação das taxas de exploração florestal a partir dos centros consumidores de matéria prima?

A busca pela compreensão da relação entre os fenômenos naturais, avaliação da capacidade de resiliência dos ecossistêmicas necessitam de respostas em diferentes escalas, espaciais e de tempo. Para REYES et al. (2015) a descoberta do ponto de inflexão, entre a capacidade de resiliência e a mudança de regime de determinado ecossistema, depende da avaliação de outras condicionantes, como por exemplo medição de níveis de CO_2 e temperatura associadas as mudanças de uso / ocupação da terra.

Para Khezri et al. (2017) os critérios mais importantes para estimar a vulnerabilidade em regiões secas são clima, a fisiografia, precipitação média anual e temperatura, com destaque para a cobertura vegetal. De acordo com Sam et al. (2018) as mudanças do clima, a degradação dos recursos florestais e o atraso socioeconômico contribuem significativamente para o aumento do grau de vulnerabilidade.

4. CONCLUSÕES

As distintas características fisiográficas, climáticas e socioeconômicas expõem a paisagem da bacia do rio Brígida aos diferentes graus de vulnerabilidade. A região altiplana da Chapada do Araripe apresenta-se com a menor vulnerabilidade ambiental, suas condições

climáticas e o relevo favorecem essa característica. As unidades da paisagem Planície-Chapada e Planície-São Francisco apresentaram os maiores graus de vulnerabilidade nessas UP concentram-se os principais núcleos urbanos, malha viária e minifúndios da bacia.

Apesar da UP Planície-São Francisco deter a maior concentração de cobertura florestal em sua porção sudeste, região próxima aos perímetros irrigados, no geral a vulnerabilidade ambiental é similar a UP Planície-Chapada, onde se concentram as atividades de mineração e consumo industrial de biomassa florestal. Na porção nordeste da bacia, onde a pecuária extensiva é a principal atividade econômica, concentram-se as maiores extensões de terra classificadas como “alta e muito alta” vulnerabilidade.

A intensificação das ações antrópicas, projeções de agravamento das mudanças climáticas a longo prazo, associadas a própria fragilidade fisiográfica da bacia, apontam para a necessidade de rever as estratégias e planos de gestão ecológica econômica para região. Conciliar a conservação dos recursos naturais e desenvolvimento dos arranjos produtivos locais deve ser a premissa para o delineamento de um novo zoneamento ecológico-econômico.

Neste sentido, a regulação da exploração dos recursos naturais e proposição de ações de restauração florestal são dois instrumentos da política nacional de meio ambiente com grande potencial de aplicação na bacia do rio Brígida, como forma de evitar o avanço e consolidação das áreas mais fragilizadas. A partir do que se apresenta como resultado deste trabalho e da integração com outros ramos da ciência, torna-se possível, em escala local, rever os planos de conservação para Bacia.

5. REFERÊNCIAS

AHMED, K.; SHAHBAZ, M.; QASIM, A.; LONG, W. The linkages between deforestation, energy and growth for environmental degradation in Pakistan. **Ecological Indicators**, v. 49, n. 2014, p. 95–103, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.040>>. Acesso em: 05 de out. de 2018.

AL-MULALI, U.; WENG-WAI, C.; SHEAU-TING, L.; MOHAMMED, A. H. Investigating the environmental kuznets curve (EKC) hypothesis by utilizing the ecological footprint as an indicator of environmental degradation. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 48, p. 315–323, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.029>>. Acesso em: 05 de out. de 2018.

ASSIS, F. R. V.; LIMA, J. R. DE; SILVA, J. E. R.; MENDONÇA, I. F. C. Índice de vulnerabilidade ambiental na microbacia do talhado, santa luzia, paraíba. **Acta Brasiliensis**, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 8, 26 set. 2017. Disponível em: <<https://goo.gl/UGBSMu>>. Acesso em: 04 de nov. de 2018.

ÁVILA, P.A. de et al. Relevance of strategic environmental assessment to rio grande basin management. **CERNE**, Lavras, v. 24, n. 3, p. 225-232, 2018. ISSN 2317-6342. Disponível

em: <<http://www.cerne.ufla.br/site/index.php/CERNE/article/view/1895>>. Acesso em: 31 dec. 2018.

BITENCURTI, D.P. et al. Análise multitemporal do desmatamento nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, SE. **Geosul**, [s.l.], v. 32, n. 63, p. 117-139, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/150529>>. Acesso em: 27 de nov. de 2018.

BUTT, A.; SHABBIR, R.; AHMAD, S. S.; AZIZ, N. Land use change mapping and analysis using Remote Sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 18, n. 2, p. 251–259, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/7k1qsR>>. Acesso em: 20 de out. de 2018.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote sensing of environment**, [s.l.], v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009. Disponível em: <<https://goo.gl/np6aAP>>. Acesso em: 22 de out. de 2018.

CHATTERJEE, K.; BANDYOPADHYAY, A.; GHOSH, A.; KAR, S. Assessment of environmental factors causing wetland degradation, using Fuzzy Analytic Network Process: A case study on Keoladeo National Park, India. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 316, p. 1-13, 2015. Disponível em:<<https://goo.gl/j6dsPt>>. Acesso em: 20 de out. de 2018.

DAMAME, D.; LONGO, R.; RIBEIRO, A.; FENGLER, F. Variation of the anthropic vulnerability in ribeirão das pedras watershed in campinas / sp - brazil . **EGU General Assembly**, 2015. Disponível em:<<https://goo.gl/ktepKF>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

EID, M. S.; EL-ADAWAY, I. H. Sustainable disaster recovery: multiagent-based model for integrating environmental vulnerability into decision-making processes of the associated stakeholders. **Journal of Urban Planning and Development**, [s.l.], v. 143, n. 1, p. 04016022, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/e64swF>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.

GILL, R. A.; VISWANATHAN, K. K.; HASSAN, S. The environmental kuznets curve (ekc) and the environmental problem of the day. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 81, n. May, p. 1636–1642, 2018. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.247>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.

JAISWAL, R. K. et al. Multi criteria decision analysis (MCDA) for watershed prioritization. **Aquatic Procedia**, [s.l.], v. 4, p. 1553-1560, 2015. Acesso em: 25 de out. de 2018. Disponível em: <<https://goo.gl/BXS71X>>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

KHEZRI, E. et al. Mapping natural resources vulnerability to droughts using multi-criteria decision making and gis (case study: kashkan basin lorestan province, iran). **Journal of Rangeland Science**, v. 7, n. 4, p. 376-386, 2017. Disponível em: <http://www.rangeland.ir/article_532911.html>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

LIU, Y.-A.; NGUYEN, A. K.; LI, M.-H. Assessing spatiotemporal eco-environmental vulnerability by landsat data. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 52–65, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X17302431>>. Acesso em: 16 de set. de 2018..

MALEKMOHAMMADI, B.; RAHIMI BLOUCHI, L. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using multi criteria decision making and geographic information system. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 41, p. 133–144, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.038>>. Acesso em: 16 de set. de 2018.

- MILANEZI, C. H. S.; PEREIRA, J. G. 2016. Caracterização da vulnerabilidade ambiental na microbacia do córrego azul. **Geografia**, Ivinhema, v.25, 43 – 63, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/BRYK8V>>. Acesso em: 20 de set. de 2018.
- MILDREXLER, D. et al. A forest vulnerability index based on drought and high temperatures. **Remote sensing of environment**, [s.l.], v. 173, p. 314-325, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/g1uwc2>>. Acesso em: 25 de nov. de 2018.
- MISHRA, M.; CHATTERJEE, S. Application of analytical hierarchy process (ahp) algorithm to income insecurity susceptibility mapping—a study in the district of purulia, india. **Socio-Economic Planning Sciences**, [s.l.], v. 62, p. 56-74, 2018. Disponível em: <<https://goo.gl/m9Z922>>. Acesso em: 25 de nov. de 2018.
- NANDY, S. et al. Environmental vulnerability assessment of eco-development zone of great himalayan national park, himachal pradesh, India. **Ecological indicators**, [s.l.], v. 57, p. 182-195, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/t55r84>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.
- NGUYEN, A. K.; LIOU, Y. A.; LI, M. H.; TRAN, T. A. Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 69, p. 100-117, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/UVksE6>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.
- PATRICHE, C.V. et al. a comparative analysis of binary logistic regression and analytical hierarchy process for landslide susceptibility assessment in the dobrov river basin, romania. **Pedosphere**, [s.l.], v. 26, n. 3, p. 335-350, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/H8RVwF>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.
- PAVLICKOVA, K.; VYSKUPOVA, M. A method proposal for cumulative environmental impact assessment based on the landscape vulnerability evaluation. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 50, p. 74–84, 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925514000791>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.
- PISANO, U. Resilience and sustainable development: theory of resilience, systems thinking. **European Sustainable Development Network (ESDN)**, [s.l.], v. 26, p. 50, 2012. Disponível em: <<https://goo.gl/qHKPQf>>. Acesso em: 25 de out. de 2018.
- PRADEEP, G. S.; KRISHNAN, MV N.; VIJITH, H. Identification of critical soil erosion prone areas and annual average soil loss in an upland agricultural watershed of Western Ghats, using analytical hierarchy process (ahp) and rusle techniques. **Arabian Journal of Geosciences**, [s.l.], v. 8, n. 6, p. 3697-3711, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/oV9rLC>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- RAHAMAN, S. A. et al. Prioritization of sub watershed based on morphometric characteristics using fuzzy analytical hierarchy process and geographical information system—a study of kallar watershed, tamil nadu. **Aquatic Procedia**, [s.l.], v. 4, p. 1322-1330, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/Da3YRG>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- RAHMATI, O.; HAGHIZADEH, A.; STEFANIDIS, S. Assessing the accuracy of gis-based analytical hierarchy process for watershed prioritization; gorganrood river Basin, Iran. **Water resources management**, [s.l.], v. 30, n. 3, p. 1131-1150, 2016. Disponível em: <<https://goo.gl/kLfiVB>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- REYER, C.P. et al. Forest resilience and tipping points at different spatio-temporal scales: approaches and challenges. **Journal of Ecology**, [s.l.], v. 103, n. 1, p. 5-15, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/NoX1BA>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.

- ROMERO, A. F.; ABESSA, D. M. S.; FONTES, R. F. C.; SILVA, G. H. Integrated assessment for establishing an oil environmental vulnerability map: case study for the Santos basin region, Brazil. **Marine pollution bulletin**, [s.l.], v. 74, n. 1, p. 156–64, 2013. Disponível em: < <https://goo.gl/TzqtME> >. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- ROVAI, M.; ANDREOLI, M.. Integrating AHP and GIS techniques for rural landscape and agricultural activities planning. In: **Multicriteria Analysis in Agriculture**. Springer, Cham, 2018. p. 69-98.
- RUNNING, S.M.Q., ZHAO, M. **MOD16A2 MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]**. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2017. Disponível em: < <https://goo.gl/QkTecD> >. Acesso em: 10 de jul. de 2018.
- SAHOO, S.d; DHAR, A.; KAR, Amlanjyoti. Environmental vulnerability assessment using grey analytic hierarchy process based model. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 56, p. 145-154, 2016. Disponível em: < <https://goo.gl/x1hHTh> >, Acesso em: 15 de out. de 2018.
- SAM, K.; CHAKMA, N.. Vulnerability profiles of forested landscape to climate change in Bengal Duars region, India. **Environmental earth sciences**, [s.l.], v. 77, n. 12, p. 459, 2018. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-018-7649-2> >. Acesso em: 15 de dez. de 2018.
- SINGH, A. P. et al. Water quality assessment of a river basin under fuzzy multi-criteria framework. **International Journal of Water**, [s.l.], v. 9, n. 3, p. 226-247, 2015. Disponível em : < <https://goo.gl/qkuN4r> >. Acesso em: 14 de set. de 2018.
- SONG, G.; LI, Z.; YANG, Y.; SEMAKULA, H. M.; ZHANG, S. Assessment of ecological vulnerability and decision-making application for prioritizing roadside ecological restoration: a method combining geographic information system, delphi survey and monte carlo simulation. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 52, p. 57–65, 2015. Disponível em: < <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14005676> >. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- THEOBALD, D. M., HARRISON-ATLAS, D., MONAHAN, W. B., & ALBANO, C. M. (2015). Ecologically-relevant maps of landforms and physiographic diversity for climate adaptation planning. **PloS one**, [s.l.], v. 10, n. 12, p. e0143619, 2015. Disponível em: < <https://goo.gl/ZCimW4> >. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- TREVISAN, D.P. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de São Carlos–SP. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 44, p. 272-288, 2018. Disponível em: < <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/50439> >. Acesso em: 27 de novembro de 2018.
- USGS. **Reprocessing by the GLCF. (1, 3, 30) Arc Second SRTM Elevation, Reprocessed to GeoTIFF**. College Park, Maryland: The Global Land Cover Facility. Version 1.0.
- WIND, Y.; SAATY, T. L. Marketing applications of the analytic hierarchy process. **Management science**, [s.l.], v. 26, n. 7, p. 641-658, 1980. Disponível em < <https://pubsonline.informs.org/doi/abs/10.1287/mnsc.26.7.641> >. Acesso em: 25 de abril de 2018.
- ZANELLA, M. E.; OLÍMPIO, J. L.; EUSTÓGIO, M. C. L. C.; DANTAS, W. C. Vulnerabilidade socioambiental do baixo curso da bacia hidrográfica do rio Cocó, Fortaleza-CE. **Sociedade e Natureza**, Urubandia, v. 25, n. 2, p.317- 332, 2013. Disponível em: < <https://www.redalyc.org/html/3213/321328750009/> >. Acesso em: Acesso em: 14 de set. de 2018.

CAPÍTULO 3

IMPLICAÇÕES DAS MUDANÇAS DE COBERTURA DA TERRA PARA OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO

1. INTRODUÇÃO

As primeiras avaliações globais da degradação da terra concentraram-se em áreas secas e com o avanço do sensoriamento remoto e tecnologias espaciais abriram-se novas possibilidades para melhoria da qualidade das avaliações da degradação da terra, suas causas subjacentes e seus impactos no bem-estar humano (VON BRAUN et al., 2013). Os estudos de mudanças do uso e cobertura da terra devem ser capazes de identificar os efeitos e as possíveis causas aproximadas da degradação ambiental e de sua relação com o aporte de Serviços Ecossistêmicos (S.E.).

Os S.E. são referenciados, às vezes, como “capital natural”, usando a definição geral de capital como uma ação que gera um fluxo de serviços ao longo do tempo (COSTANZA et al., 2017a). Para Costanza et al. (2017a) o termo “capital” é útil para reconectar a “economia humana” com suas dimensões ecológicas. Os autores ressaltam que o capital natural passa atuar como serviços ecossistêmicos quando há interação e benefício humano, em relação ao capital construído ou fabricado, capital humano e capital social ou cultural.

Portanto, S.E. referem-se à contribuição relativa do capital natural para a produção de vários benefícios humanos, em interação com outras formas de capital. Estes serviços não fluem simplesmente para o bem-estar humano sem essas interações. Como consequência, a compreensão, modelagem, medição e gerenciamento de Serviços Ecossistêmicos requerem uma abordagem multi e transdisciplinar (COSTANZA et al., 2017b). Nesse sentido, pode-se considerar que os Serviços Ecossistêmicos são conjuntos de funções e processos dos ecossistemas que de alguma forma beneficiam os humanos, direta e indiretamente, perceptível ou não por eles.

Há evidências de que as mudanças provocadas pelo homem na biodiversidade podem afetar substancialmente vários serviços ecossistêmicos, alterando funcionamento do ecossistema e sua estabilidade em múltiplas escalas de espaço e tempo (ISBELL et al., 2017). A redução da biodiversidade altera os processos dos ecossistemas e mudam a sua capacidade de resiliência, com profundas consequências para os serviços que os humanos obtêm dos ecossistemas (CHAPIN et al., 2000).

Para compreender os efeitos dos fatores antrópicos sobre a biodiversidade, é imprescindível definir a escala espacial e temporal (ISBELL et al, 2017). Para Brose e Hillebrand (2016), as alterações na biodiversidade e as consequências para as funções e serviços ecossistêmicos ocorrem em grandes escalas espaciais e em longas escalas de tempo. Já os diferentes indicadores de biodiversidade e funcionamento do ecossistema são mensurados em pequenas escalas (identificação de espécies e composição), em grandes escalas de paisagem (biomassa, riqueza de espécies), bem como curtas e longas escalas temporais (BROSE ; HILLEBRAND, 2016).

Estudos com imagens em alta resolução são de grande valor para medir a verdadeira extensão dos impactos sobre o habitat e podem ser um importante pré-requisito para a compreensão e gestão da paisagem rural e de sua biodiversidade (COUSINS et al., 2015). As estimativas de múltiplos serviços obtidos dos ecossistemas é vital para apoiar os processos de tomada de decisão em diferentes níveis (TOLESSA et al., 2017), quer sejam de regulação (ex. ciclo da água e do carbono) ou provisão (ex. produção de biomassa e manutenção da qualidade do solo por meio da prevenção da erosão) (ROCCHINI et al., 2018).

Entre as atividades humanas que reduzem os serviços ecossistêmicos incluem a relação direta entre mudança de uso / cobertura do solo (MU/CS) em uma dada área, que geralmente são impulsionadas por atividades agrícolas, assentamentos rurais, áreas construídas e mineração (KINDU *et al.*, 2016). Dentre os métodos mais utilizados para quantificação dos S.E., o modelo matriz destaca-se na avaliação dos efeitos de uso da terra / cobertura do solo e mudanças sociais sobre a capacidade de oferta dos S.E. (KAISER et al., 2013; KROLL et al., 2012), bem como associa o fornecimento S.E. com a integridade ecológica e indicadores de bem-estar humano (KANDZIORA et al., 2013).

A análise de *trade-offs* entre o uso atual e futuro são centrais para as avaliações S.E e a contabilidade de capital natural. Para o Ministério do Meio Ambiente do Brasil (2015), existem poucos exemplos práticos de implementação e de diálogo estruturado entre as diversas instituições e níveis de governo sobre a integração de S.E. em políticas públicas e no setor empresarial.

O Brasil estabeleceu algumas metas nacionais de biodiversidade no âmbito da Convenção da Diversidade Biológica (CDB), chamadas Metas de Aichi (MMA, 2018) as quais são : Meta 1 - As pessoas terão conhecimento dos valores da biodiversidade e das medidas que poderão tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável; Meta 2 - a necessidade de integração dos valores da biodiversidade em estratégias nacionais e locais de desenvolvimento; Meta 3 - desenvolver incentivos positivos para a biodiversidade de reduzir os nocivos; Meta 4

- governos, setor empresarial e grupos de interesse em todos os níveis tomarem medidas ou implementarem planos para produção e consumo sustentáveis e restringindo os impactos da utilização de recursos naturais dentro de limites ecológicos seguros.

Para realização deste trabalho tomaram-se como princípios e cenários: 1) o sensoriamento remoto e a análise de dados de satélite fornecem modelos espaciais, cruciais para avaliar condições atuais da paisagem e fazer previsões (NEWTON et al., 2009); 2) o cenário da bacia hidrográfica do rio do Brígida, em Pernambuco, região Nordeste do Brasil possui uma diversidade de cenários de importância ecológica, econômica e social, segmentados a partir da variabilidade e alta concentração de minifúndios; 3) A característica peculiar e multifuncional dos ecossistemas da bacia hidrográfica do rio Brígida, em seus aspectos fisiográficos, antropogênicos e climáticos, dificultam a mensuração dos S.E. em escala mais refinada, o que dependeria de altos investimentos em pesquisas e monitoramento.

Contudo, pretende-se com este trabalho propor o cálculo da estimativa dos serviços ecossistêmicos na região semiárida do Nordeste brasileiro, mais precisamente na bacia do rio Brígida. Propõe-se um formato simplificado e que sirva de contribuição para cumprimento das metas nacionais de biodiversidade em escala de bacia hidrográfica, especificamente a Meta Aichi 1 em que *“As pessoas terão conhecimento dos valores da biodiversidade e das medidas que poderão tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável”*. Portanto, o objetivo deste trabalho consistiu em estimar o potencial dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, a partir das informações de cobertura da terra.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. MODELAGEM E DINÂMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS (S.E.)

Área de estudo corresponde a bacia hidrográfica do rio Brígida conforme apresentado no Capítulo I desta tese, com geolocalização representada na Figura 1 do mesmo capítulo.

Para realização da modelagem temporal da paisagem e estimativa do potencial de S.E. foram utilizados mapas de cobertura da terra correspondentes aos anos 2000 e 2015. A partir dos mapas da paisagem da bacia classificados em Agricultura, Água, Uso Intensivo, Savana-Estépica Florestada e Savana / Floresta estacional obteve-se a matriz de Markov (a) ou de transição por meio de álgebra de *raster* com a aplicação do Qgis e plugin Molusce.

(a) Modelo de matriz de transição com as probabilidades de mudanças.

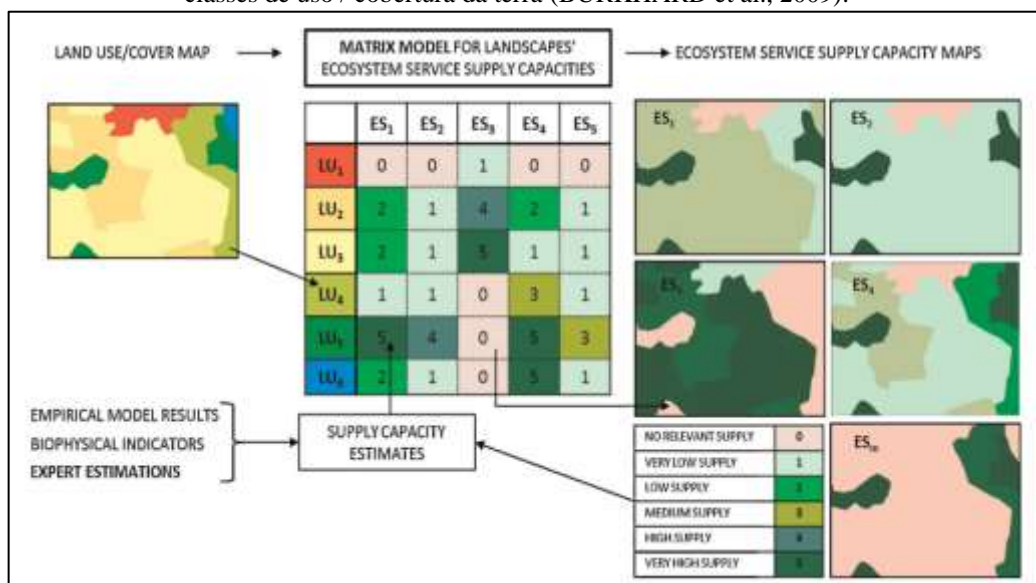
$$A = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & \cdots & p_{1n} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & \cdots & p_{2n} \\ p_{31} & p_{32} & p_{33} & \cdots & p_{3n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ p_{m1} & p_{m2} & p_{m3} & \cdots & p_{mn} \end{bmatrix}$$

A partir da matriz de transição A , considerou o conjunto $S = \{S_1, S_2, \dots, S_r\}$ como sendo os estados da paisagem analisados. O processo de transição inicia em uma das classes da paisagem e move-se sucessivamente de um estado S_i para um estado S_j . O ponto de partida para estimativa dos SE foi 2015 com projeção de cenário potencial de fornecimento de SE para o ano de 2030.

2.2. MODELO DE ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (S.E.)

A avaliação do potencial dos Serviços Ecosistêmicos foi realizada pelo método Modelo Matriz desenvolvido por Burkhard et al. (2009; 2012a, 2012b, 2014) (Figura 2), que utilizam estimativas embasadas por especialistas, quantificações físicas ou resultados de modelos empíricos que permite a comparação de serviços ecossistêmicos (colunas), bem como classes (linhas).

Figura 1. Conceito esquemático do modelo de matriz de Serviços Ecosistêmicos atribuídas às classes de uso / cobertura da terra (BURKHARD et al., 2009).



Fonte: Jacobs et al. (2015).

O método consiste no cruzamento em uma matriz entre as classes de uso identificadas na paisagem com os serviços ecossistêmicos que são potencializados por cada classe de uso / cobertura da terra, qualificada pela estimativa da capacidade de fornecimento dos S.E. potenciais e estudados em 6 níveis: 0 - nenhum fornecimento, 1 - pouquíssimo fornecimento, 2 - pouco fornecimento, 3 – médio fornecimento, 4 – alto fornecimento e 5 - muito alto fornecimento.

2.3.ESCALA DE ESTUDO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PARA BACIA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO.

A metodologia aplicada neste trabalho buscou respostas para escala de bacia hidrográfica. Com base na proposta da ARIES (2017), procurou-se responder os questionamentos das linhas A e G da coluna QT do Quadro 1 por meio dos dados de mapeamento do uso e cobertura da terra em conjunto com a análise da cadeia de Markov para modelar cenários futuros.

Quadro 1. Questionamento e escalas observadas para estudos de serviços ecossistêmicos. Proposta elaborada pela ARIES (2017).

(Continua)

ID	Aplicação	Exemplos de perguntas	Escala Espacial
A	Mapeamento espacial e quantificação de serviços ecossistêmicos	Quais serviços ecossistêmicos estão sendo fornecidos e onde na paisagem eles são distribuídos?	Local para nacional
		Onde estão localizados os beneficiários do SE?	
B	Avaliação econômica espacial de serviços ecossistêmicos	Qual é o valor econômico do SE que estão sendo fornecido e como esse valor é distribuído no espaço?	Local para nacional
		Quais valores de compensação devem ser exigidos para compensar danos ambientais?	
C	Contabilidade de capital natural	Como a provisão, o uso e os fluxos de serviços ecossistêmicos mudam com o tempo?	Local para nacional
		Como esses serviços contribuem para setores econômicos específicos - dentro e além das estimativas já incluídas no Produto Interno Bruto?	
D	Otimização de esquemas de pagamento para serviços ecossistêmicos (PES)	Onde é melhor investir em esquemas de pagamento para ES de modo a otimizar o investimento?	Bacias Hidrográficas para Regional
		Que tipo de esquema de PSE é mais eficaz, dada a natureza dos serviços de interesse?	
		Como os custos de oportunidade são distribuídos no espaço? Como as probabilidades de conversão de terras são distribuídas no espaço?	

Quadro 1. Questionamento e escalas observadas para estudos de serviços ecossistêmicos. Proposta elaborada pela ARIES (2017).

(Conclusão)

ID	Aplicação	Exemplos de perguntas	Escala Espacial
E	Planejamento de Conservação	Onde é mais eficiente e rentável investir em conservação para a provisão combinada de biodiversidade e SE?	Local, bacia hidrográfica, regional
F	Planejamento de Políticas Espaciais	Quais ferramentas de política (pagamentos, penalidades, direitos de propriedade, persuasão e prescrição) provavelmente serão mais eficazes para a manutenção do SE e a minimização do impacto ambiental?	Local, bacia hidrográfica, regional
G	Previsão de mudança na provisão de SE	Como o uso da terra ou a mudança climática podem afetar o provisionamento e o valor do ES?	Local, bacia hidrográfica, regional

Fonte: ARIES (2017).

Adotou-se a classificação do *Millennium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) e Burkhard; De Groot et al. (2012), Luisetti et al. (2014) e Costanza et al. (2017^a) segundo o qual os serviços ecossistêmicos podem ser classificados em quatro grandes grupos Quadro 2 e esquematizado na Figura 2.

Quadro 2. Classificação dos serviços ecossistêmicos de acordo com MA (2005).

Grupo	Descrição	Serviços Ecossistêmicos
a) Provisão	São os produtos potenciais que podem ser obtidos dos ecossistemas	Alimentos Água doce Lenha Fibras Bioquímicos Recursos genéticos
b) Regulação	São os benefícios obtidos da regulação de processos ecossistêmicos;	Climática Controle de doenças Hídrica Purificação da água Polinização
c) Culturais	São os benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas;	Espirituais e religiosos Recreação e ecoturismo Estéticos De Inspiração Senso de lugar Herança cultural
d) Suporte	São os serviços necessários para a produção de todos os outros S.E.;	Formação do Solo Ciclagem de nutrientes Produção primária Habitats para espécies

Fonte: Adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005).

A geração dos Mapas e Serviços de Ecossistemas baseou-se em álgebra linear ponderada de mapas com características das paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida baseado na

metodologia empregada por Fernandez-Campo et al. (2017). Os valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos foram parametrizados com base no valor da tonelada de matéria seca acima do solo por hectare na região nordeste do Brasil (Pareyn et al., 2015) estimado em USD 22,12 (vinte e dois dólares americanos e doze centavos). Este valor de referência foi utilizado juntamente com a proporcionalidade atribuída aos S.E. por Constanza (1997) e Kindu et al (2018). Na Tabela 1 constam os valores utilizados como base de referência para modelar as estimativas de variação dos valores dos serviços ecossistêmicos.

A estimativa do valor dos serviços ecossistêmicos foi calculada pela somatória do produto entre a área da classe da paisagem “ C_j ” pelo valor atribuído ao serviço ecossistêmico potencial da classe analisada “ V_{sej} ”.

$$V.S.E. = \sum_{i=j}^n C_j \cdot V_{sej}$$

Tabela 1. Valores dos serviços ecossistêmicos utilizados na análise da bacia do rio Brígida com base nas classes de mudança de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Brígida, região nordeste do Brasil. Adaptado de Kindu et al. (2018) e Pareyn et al. (2015).

Serviços ecossistêmicos	Valores dos serviços ecossistêmicos por MU/CT em (US\$/ha/ano)				
	Savana-Estépica Florestada	Savana / Floresta Estacional	Uso Intensivo	Agricultura	Água
Serviços de Provisão					
Abastecimento de água	3.45	3.45			2,220.06
Produção de alimento	13.82	13.82	97.75	76.50	43.00
Matéria prima	22.12	22.12			
Recursos genéticos	17.70	17.70			
Serviços de Regulação					
Regulação da água	2.59	2.59	2.50		5,710.08
Tratamento da água	58.72	58.72	72.38		452.51
Controle de erosão	105.78	105.78	24.13		
Regulação Climática	96.28	96.28			
Controle biológico			19.13	9.79	
Regulação de gás	5.91	5.91	5.82		
Regulação de distúrbios	2.16	2.16			
Serviços de Suporte					
Ciclagem de nutrientes	79.62	79.62			
Polinização	3.14	3.14	20.80	5.71	
Formação de Solo	4.32	4.32	0.83		
Habitat / Refúgio	7.47	7.47			
Serviços Cultural					
Recreação Cultural	2.07	2.07	0.67		72.36
	0.86	0.86			
Total	426.01	426.01	244.00	92.00	8,498.00

Fonte: Adaptado de Kindu et al. (2018)

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. PROBABILIDADE E MUDANÇA DO USO/COBERTURA DA TERRA NA BACIA DO RIO BRÍGIDA, PE.

A matriz de Markov, composta com as probabilidades de transição entre classes da paisagem é apresentada na Tabela 2. A probabilidade da classe “uso intensivo” permanecer sem transição é de 66,29 %, ou seja, tem-se um perfil de cobertura da terra consolidado, em sua grande parte, composto de pastagem nativa, área de pousio agrícola e solo exposto, sem transição para cobertura florestal ou agricultura.

As classes Savana-Estépica Florestada e Savana/Florestal Estacional possuem a maior probabilidade de transição para classe “uso intensivo”, com 24,25 e 23,40% respectivamente, um indicativo de que a substituição da vegetação florestal está associada ao pastoreio nativo sem irrigação, agricultura de sequeiro com pousio agrícola.

Uma probabilidade menor de transição está associada a conversão de áreas com uso intensivo e agrícola para florestal, classes SFE e SEF, com 16,56% e 5,21% respectivamente. Portanto, existe uma forte probabilidade para conversão permanente do componente florestal para uso intensivo, incluindo rotação e abandono de pastagem, exposição direta do solo o que pode vir acarretar processos erosivos e aumento da degradação ambiental.

Tabela 2. Matriz de Markov entre as classes de cobertura da terra entre os anos 2000 e 2015. Valores em (%) percentagem para o potencial de mudança dentro das classes de uso / cobertura da terra analisados.

Classe da Cobertura	Agricultura (%)	Uso Intensivo (%)	SEF (%)	SFE (%)	Água (%)
Agricultura	12,85	45,10	20,83	14,06	7,16
Uso Intensivo	5,72	66,29	16,56	5,21	6,21
SEF	2,90	24,25	54,61	14,16	4,08
SFE	7,36	23,40	19,40	44,52	5,33
Água	5,86	7,70	17,08	4,08	65,28

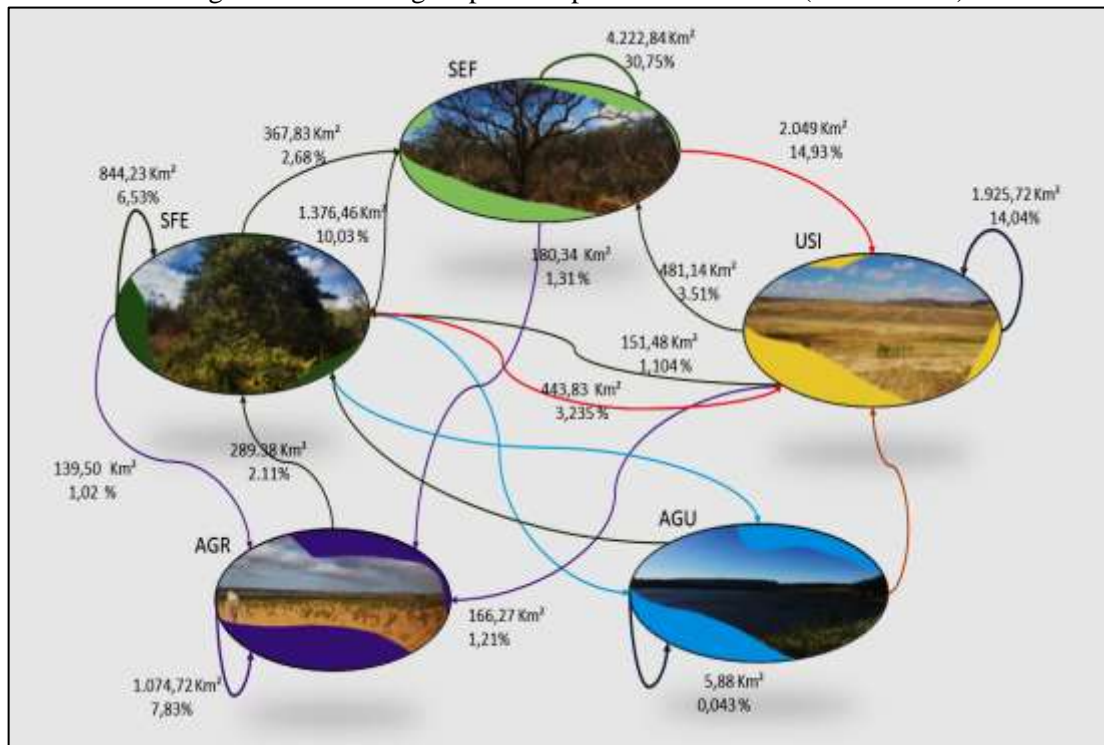
Fonte: O autor (2019). Legenda: **SEF** = Savana Estépica Florestada; **SFE** = Savana / Floresta Estacional

Pode-se considerar que a mudança da paisagem da bacia hidrográfica constitui uma cadeia ergódica e regular, ou seja, existe a probabilidade de mudança de classe a partir de uma ou mais transições não nulas, conforme diagrama de transição de uso/cobertura da terra (Figura 3). A maior taxa de transição entre as classes ocorreu de Savana Estépica Florestada para Uso Intensivo com 14,93% (2.049 Km²), o que reforça a hipótese de que há uma substituição gradativa e permanente de cobertura florestal para atividade de pastoreio e áreas de pousio com agricultura de sequeiro. Este fato é evidenciado quando comparado com a taxa de transição de

Uso Intensivo para SEF com 3,51% (481,14 Km²), uma consolidação de estado permanente de 11,42% para classe Uso Intensivo.

A transição direta entre as coberturas florestais Savana Estépica Florestada e Savana / Floresta Estacional para agricultura é de respectivamente 1,31% e 1,02%, com ganho de 2,11% de SFE na transição de Agricultura para cobertura florestal. Entre as classes da paisagem com cobertura florestal houve uma transição de 2,68 % (367,83 Km²) de Savana / Floresta Estacional para Savana Estépica Florestada e de 10,03% (1.376,46 Km²) de Savana Estépica Florestada para Savana / Floresta Estacional, essa transição pode estar relacionada a proximidade dos valores dos pixels das classes para os anos avaliados.

Figura 2. Diagrama de transição entre as classes de uso / cobertura da terra, representação do fluxo de serviços ecossistêmicos entre as principais classes da paisagem da bacia hidrográfica do rio Brígida para um período de 15 anos (2000 a 2015).



Fonte: O autor (2019).

O mapa de transição (Figura 4) apresenta as áreas que sofreram alterações mais significativas entre os anos 2000-2015 e ênfase nas classes que não foram alteradas. Verifica-se que a região próxima aos perímetros irrigados e distantes do centro consumidor de lenha na Região de Desenvolvimento do Araripe mantiveram o maior percentual de cobertura florestal SEF.

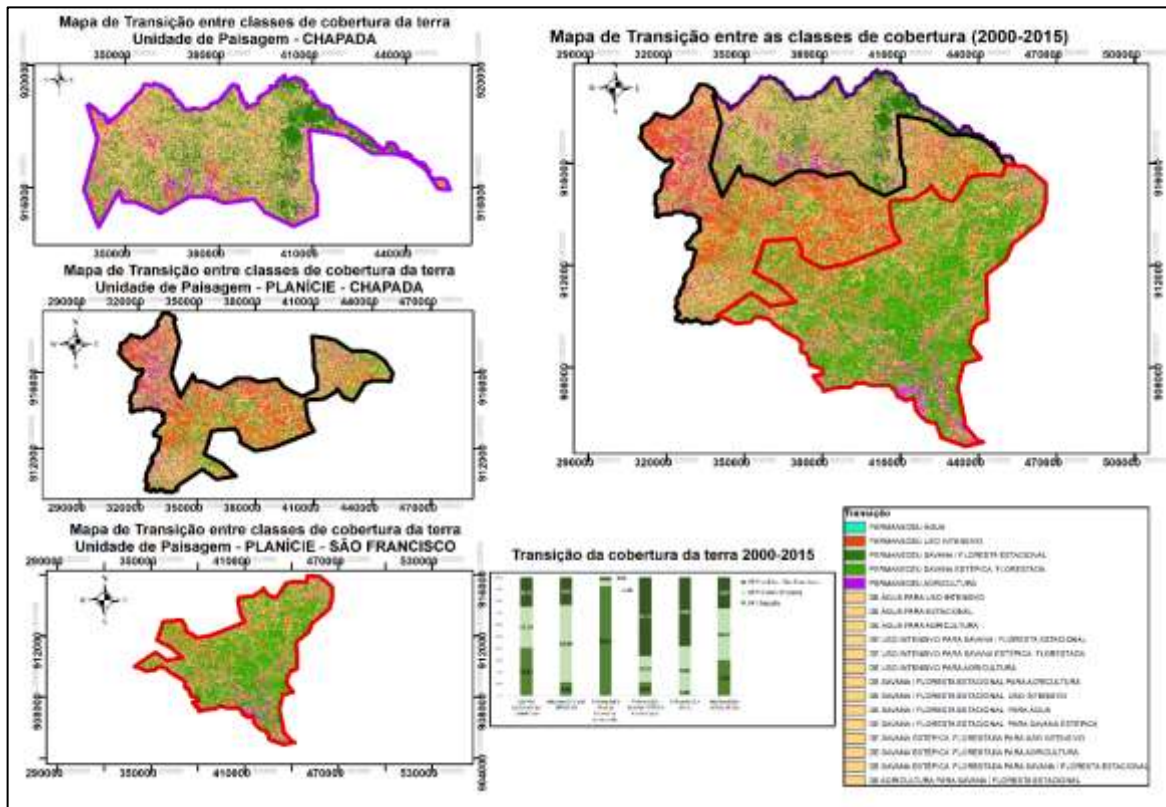
Diferentemente das áreas próximas ao polo produtor do gesso, que demonstra um avanço significativo sobre a cobertura florestal, manutenção permanente de áreas de uso

intensivo como solo exposto, pastagem nativa e pouso de atividades agrícola de sequeiro. No geral 60% da cobertura da terra se manteve permanente e 40% sofreram algum tipo de transição. Essas mudanças nas classes de uso / cobertura da terra afetam diretamente o fornecimento dos Serviços ecossistêmicos.

A análise feita a partir das unidades de paisagem (UP) Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco (propostas no Capítulo I), destaca-se a UP Planície-São Francisco que se manteve ao longo de 15 anos com 51,15% do território com cobertura Savana Estépica Florestada-SEF, consequentemente, sendo a região da bacia com a menor taxa de transição, 33,41% e menor permanência da classe Uso Intensivo, 9,35%.

Em contraste, a UP Planície-Chapada apresentou 26,09% do território com a permanência da classe Uso Intensivo entre os anos 2000 e 2015, tendo apenas 17,22% da sua cobertura SEF sem apresentar transição para outra classe. A UP Chapada apresentou a maior taxa de transição entre as classes de cobertura com 53,48% da área sofrendo algum tipo de alteração, conservando, aproximadamente 35% da sua cobertura florestal sem sofrer mudanças para outra classe.

Figura 3. Mapa de transição entre as classes de cobertura da terra da bacia do Rio Brígida para entre os anos 2000-2015



Fonte: O autor (2019)

Das três unidades da paisagem analisadas, verifica-se que a UP Planície-Chapada, onde se concentram as principais atividades econômicas da bacia, têm 72% da sua área sobre constante alteração, destes 26% já se apresentam como mudança de regime de cobertura, ou seja, de forma permanente a paisagem é consolidada como uso intensivo e se mantém com baixo potencial de resiliência e retornar a ter cobertura florestal. A atividade agrícola é a classe de cobertura que se distribui de forma proporcional entre as UP.

3.2. DINÂMICA E PROJEÇÃO DO FORNECIMENTO DE S.E. NA BH DO RIO BRÍGIDA

Com base no uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015 e os valores atribuídos na Tabela 1 obteve-se a estimativa dos S.E. apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Estimativas do potencial econômico de serviços ecossistêmicos em milhões US\$/ano para a bacia hidrográfica do rio Brígida com base no mapeamento de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.

Ano	Provisão <i>10⁶.US\$/ano</i>	Regulação <i>10⁶.US\$/ano</i>	Suporte <i>10⁶.US\$/ano</i>	Cultural <i>10⁶.US\$/ano</i>
2000	94.81	299.29	96.36	20.15
2001	108.01	319.66	91.65	19.98
2002	130.31	391.35	94.08	19.95
2003	248.95	721.80	92.85	21.27
2004	113.08	351.23	96.49	22.50
2005	109.99	331.86	93.40	22.39
2006	115.44	326.98	87.90	20.91
2007	117.46	311.50	82.03	20.51
2008	114.67	305.10	82.42	19.99
2009	146.33	425.32	90.97	21.57
2010	122.26	365.77	93.11	24.16
2011	167.95	476.65	88.30	14.45
2012	204.37	595.41	92.69	20.13
2013	186.23	533.86	89.84	12.48
2014	189.48	545.91	90.64	14.91
2015	122.11	352.16	89.61	20.63

Fonte: O autor (2019).

Em média, as classes cobertura florestal e a água fornecem 58% dos serviços ecossistêmicos providos na bacia do rio Brígida, enquanto as classes uso intensivo, agricultura e a cobertura savana / floresta estacional fornecem 42% dos S.E. As estimativas para os serviços de provisão e regulação são apresentadas nas Tabela 4 e 5.

Tabela 4. Estimativa econômica em milhões US\$/ano dos serviços ecossistêmicos de provisão da bacia hidrográfica do rio Brígida com base na área de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.

Cobertura	S.E.F.		S-F.E.		Uso Intensivo		Agricultura		Água		Totais
	10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		
Ano	VSE	%	VSE	%	VSE	%	VSE	%	VSE	%	
2000	43.1	45,5	10.83	11,4	28.4	30,0	10.43	11,0	2.04	2,2	94,80
2001	39.64	36,7	10.84	10,0	32.68	30,3	11.33	10,5	13.52	12,5	108,01
2002	41.62	31,9	10.75	8,3	29.76	22,8	10.24	7,9	37.93	29,1	130,30
2003	39.69	15,9	11.61	4,7	34.4	13,8	3.95	1,6	159.3	64,0	248,95
2004	41.36	36,6	12.3	10,9	32.02	28,3	7.36	6,5	20.04	17,7	113,08
2005	40.86	37,1	12.25	11,1	18.31	16,6	18.84	17,1	19.73	17,9	109,99
2006	35.3	30,6	11.53	10,0	44.48	38,5	6.85	5,9	17.28	15,0	115,44
2007	30.5	26,0	11.44	9,7	55.17	47,0	5.11	4,4	15.24	13,0	117,46
2008	31.46	27,4	11.1	9,7	51.58	45,0	7.15	6,2	13.39	11,7	114,68
2009	37.91	25,9	11.85	8,1	35.91	24,5	8.45	5,8	52.2	35,7	146,32
2010	38.35	31,4	13.4	11,0	29.84	24,4	11.11	9,1	29.57	24,2	122,27
2011	39.6	23,6	7.49	4,5	45.29	27,0	4.03	2,4	71.54	42,6	167,95
2012	40.38	19,8	10.9	5,3	32.84	16,1	6.74	3,3	113.5	55,5	204,36
2013	42.47	22,8	6.22	3,3	39.82	21,4	5.47	2,9	92.24	49,5	186,22
2014	41.56	21,9	7.71	4,1	39.17	20,7	5.07	2,7	95.96	50,6	189,47
2015	37.77	30,9	11.29	9,2	33.88	27,7	11.82	9,7	27.34	22,4	122,10

Fonte: O autor (2019).

Tabela 5. Estimativa econômica em milhões US\$/ano dos serviços ecossistêmicos de regulação da bacia hidrográfica do rio Brígida com base na área de uso / cobertura da terra entre os anos 2000 a 2015.

Cobertura	S.E.F.		S-F.E.		Uso Intensivo		Agricultura		Água		Totais
	10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		10 ⁶ .US\$/ano		
Ano	VSE	%	VSE	%	VSE	%	VSE	%	VSE	%	
2000	204.9	68,5	51.49	17,2	36.02	12,0	1.34	0,4	5.55	1,9	299.29
2001	188.44	59,0	51.51	16,1	41.44	13,0	1.45	0,5	36.82	11,5	319.66
2002	197.89	50,6	51.12	13,1	37.74	9,6	1.31	0,3	103.28	26,4	391.35
2003	188.68	26,1	55.2	7,6	43.63	6,0	0.51	0,1	433.79	60,1	721.8
2004	196.63	56,0	58.48	16,7	40.6	11,6	0.94	0,3	54.58	15,5	351.23
2005	194.25	58,5	58.25	17,6	23.22	7,0	2.41	0,7	53.74	16,2	331.86
2006	167.81	51,3	54.83	16,8	56.41	17,3	0.88	0,3	47.06	14,4	326.98
2007	144.99	46,5	54.39	17,5	69.96	22,5	0.65	0,2	41.51	13,3	311.5
2008	149.56	49,0	52.76	17,3	65.41	21,4	0.91	0,3	36.45	11,9	305.1
2009	180.21	42,4	56.34	13,2	45.54	10,7	1.08	0,3	142.15	33,4	425.32
2010	182.3	49,8	63.69	17,4	37.84	10,3	1.42	0,4	80.52	22,0	365.77
2011	188.26	39,5	35.63	7,5	57.43	12,0	0.52	0,1	194.81	40,9	476.65
2012	191.98	32,2	51.84	8,7	41.64	7,0	0.86	0,1	309.08	51,9	595.41
2013	201.91	37,8	29.57	5,5	50.5	9,5	0.7	0,1	251.19	47,1	533.86
2014	197.6	36,2	36.68	6,7	49.67	9,1	0.65	0,1	261.32	47,9	545.91
2015	179.58	51,0	53.65	15,2	42.96	12,2	1.51	0,4	74.46	21,1	352.16

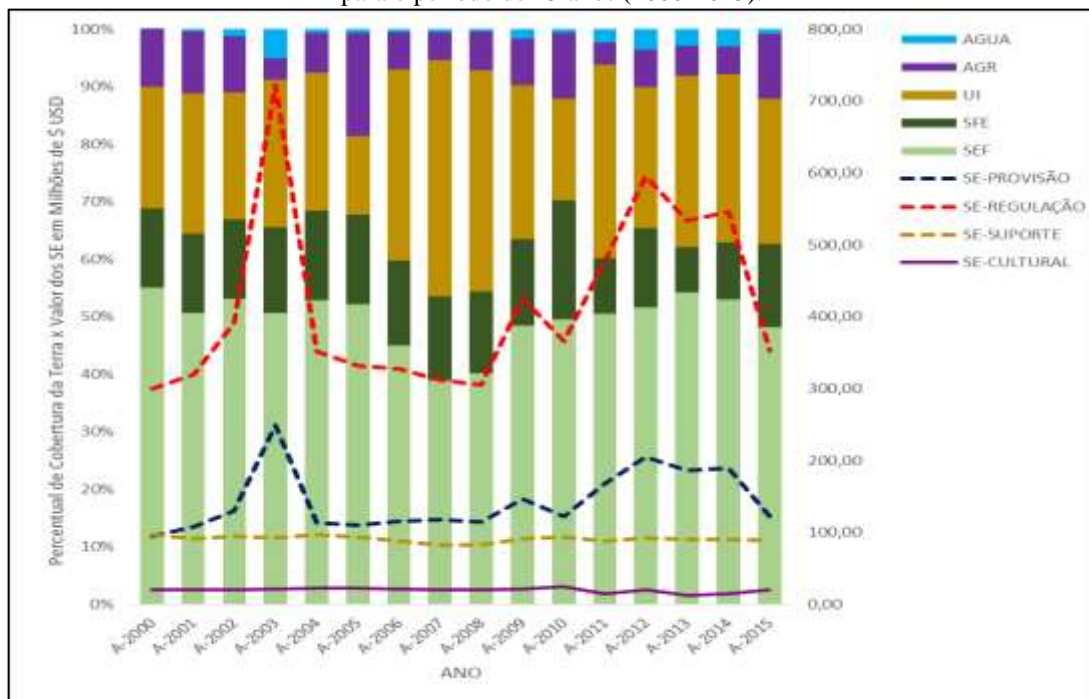
Fonte: O autor (2019).

A dinâmica do fornecimento dos serviços ecossistêmicos em função do uso / cobertura da terra para bacia do rio Brígida apresentou picos de S.E. de provisão e regulação associados ao aumento do armazenamento de água nos reservatórios da bacia e estabilidade dos S.E. culturais e de suporte, por dependência direta da capacidade produtividade e serviços indiretos

prestados pelo ecossistema (Figura 4). O S.E. de provisão e regulação em relação a classe de cobertura Água obtiveram seus maiores patamares no ano de 2003, compondo 64% do total dos serviços.

Em relação aos S.E. providos pela classe Savana Estépica Florestada observa-se o maior valor estimado para o ano 2000 com 204,9 milhões US\$/ano, cerca de 68,5% do total estimado para o ano. O menor valor para classe Savana Estépica Florestada foi de 44,99 milhões US\$/ano para o ano 2007, compondo 46,5% da matriz de serviços providos pela cobertura da terra neste ano. O menor percentual de S.E. da classe de cobertura Savana Estépica Florestada coincide com o maior percentual de S.E. fornecidos pela classe Uso Intensivo (UI) que foi de milhões US\$/ano 69,96, cerca de 22,5% do total de S.E. de regulação.

Figura 4. Dinâmica dos Serviços Ecosistêmicos em função do uso/cobertura da terra para bacia do rio Brígida para o período de 15 anos (2000-2015).



Fonte: O autor (2019).

A unidade de paisagem (UP) Planície-São Francisco teve a maior taxa de permanência dos S.E. na classe de cobertura SEF, concentrando 73,9% dos S.E. estimados para bacia. A UP Chapada concentra 87,4% dos S.E. fornecidos pela cobertura florestal da Savana Florestal Estacional (SFE). As classes de cobertura Uso Intensivo (UI) e Agricultura (AGRI) concentram, respectivamente, 93,6% e 81,3% dos S.E. nas UP Planície-Chapada e Planície-São Francisco. Aproximadamente 62,9% dos S.E. de provisão e regulação relacionados a água encontra-se na UP Planície - São Francisco e 37% na Planície-Chapada (Tabela 6).

Tabela 6. Taxas de permanência dos serviços ecossistêmicos em em função das classes de cobertura da terra das Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície-São Francisco que não sofreram mudança de regime de uso e cobertura da terra entre os anos 2000-2015.

UP	P. SEF (%)	P.SFE (%)	P.UI (%)	P.AGR (%)	P. ÁGUA (%)
Chapada	6,0	87,4	6,4	18,7	0,1
Planície-Chapada	20,1	8,0	64,8	46,7	37,0
Planície -S.Francis.	73,9	4,7	28,8	34,6	62,9
Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Fonte: O autor (2019).

Os valores dos serviços ecossistêmicos são fortemente afetados pela classe água, com base nas estimativas e parâmetros adotados em função da projeção do uso/ cobertura da terra para o ano 2030, cerca de 80% dos S.E. de provisão e regulação estão associados a capacidade de armazenamento de água dos reservatórios da bacia, 8% a cobertura florestal Savana-Estépica Florestada, 5,8% a cobertura florestal Savana / Floresta Estacional, 2,2% a agricultura e 3,9% ao uso intensivo (Tabela 7).

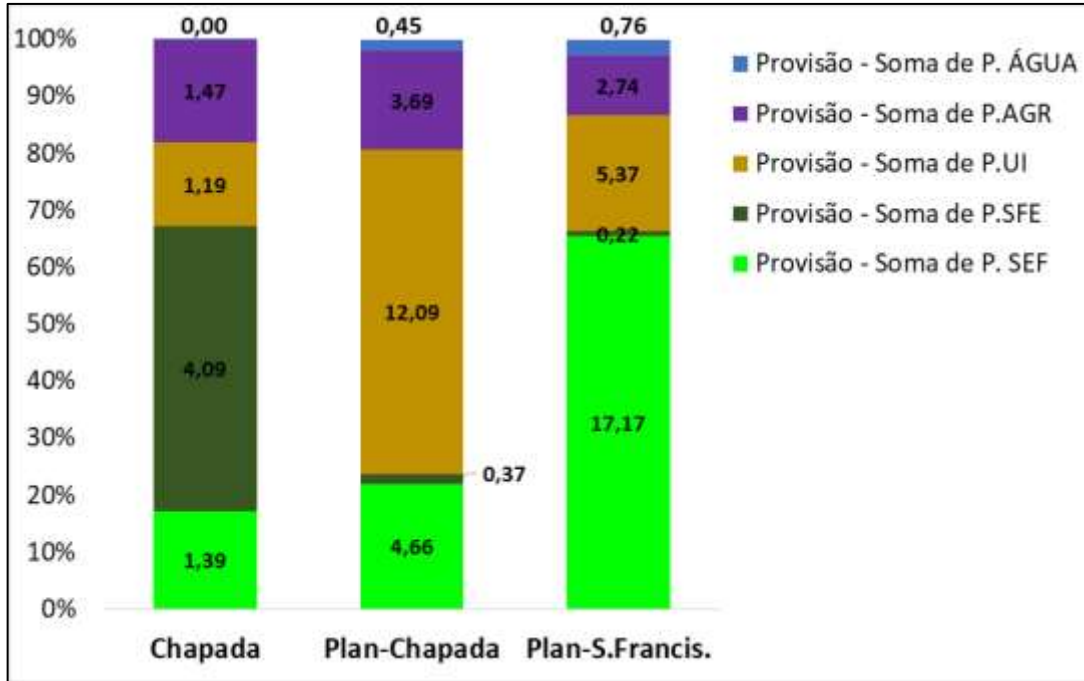
Tabela 7. Estimativa do potencial econômico dos serviços ecossistêmicos da bacia hidrográfica do rio Brígida com projeção para o ano 2030.

Classe	% da Uso/cober	SE \$USD (em 1.000)	
		Provisão	Regulação
Agricultura	16,47	172.95	22.13
Água	10,76	3,342.46	9,101.92
SEF	31,03	243.19	1,156.14
SFE	22,35	175.16	832.73
Uso Intensivo	19,39	203.61	329.91
Totais	100,00	4,137.37	11,442.84

Fonte: O autor (2019).

As UP Planície-São Francisco e Chapada mantiveram a maior provisão de S.E. na conservação da cobertura florestal. A UP Planície-Chapada com uma estimativa de provisão de US\$17.17 milhões na conservação da cobertura Savana estépica Florestada e A UP Chapada com estimativa de US\$ 4.09 milhões na conservação da cobertura florestal Savana / Floresta Estacional. Para UP Planície-Chapada, devido a intensidade das atividades econômicas, as estimativas de S.E. concentram-se nas atividades de Uso Intensivo, com estimativa próxima de US\$ 12.09 milhões.

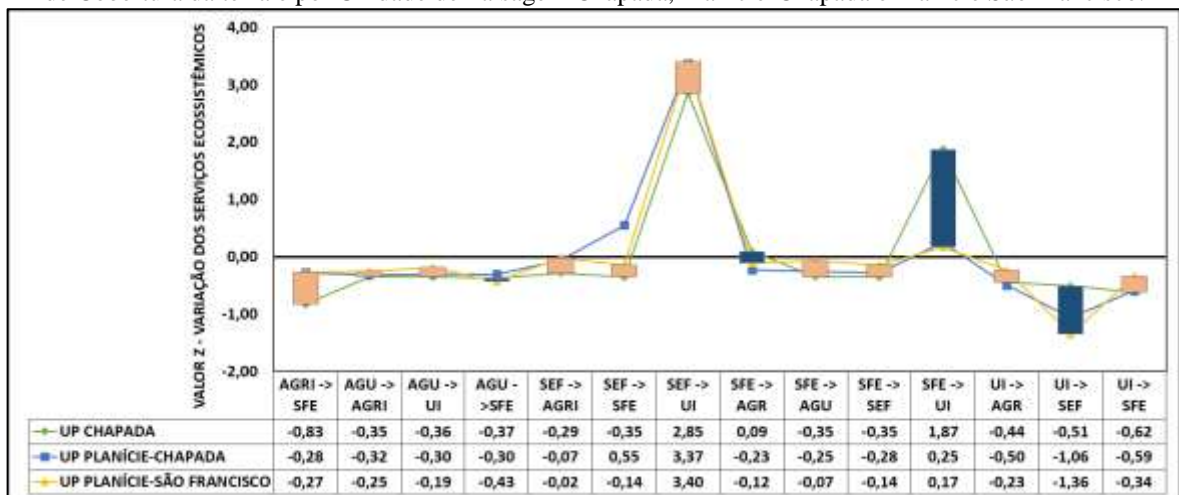
Figura 5. Valores em Milhões US\$ dos S.E. de provisão em função das classes de cobertura da terra das Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco que não sofreram mudança de regime de uso e cobertura da terra entre os anos 2000-2015.



Fonte: O autor (2019).

Em relação a mudança de regime de cobertura da terra, a transição entre as classes de cobertura SEF → UI representaram as maiores mudanças nas estimativas dos S.E.. Situação semelhante a transição entre as classes SFE →UI. Na escala de S.E. de provisão está mudança de regime se apresenta positiva para os S.E. quando, de acordo com a metodologia adotada, considerou-se a classe Uso Intensivo (UI) voltada a produção de alimento, o que agrega valor a esta classe. As demais transições não alteram significativamente a variação dos S.E. de provisão (Figura 6).

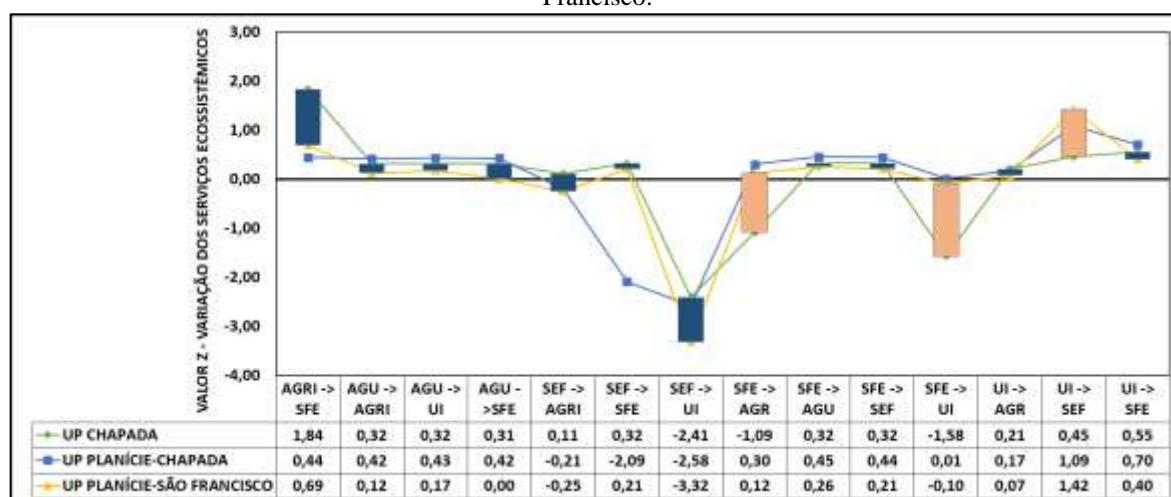
Figura 6. Variação dos S.E. de Provisão da Bacia do rio Brígido estimados a partir da transição entre classes de Cobertura da terra e por Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco.



Fonte: O autor (2019).

De maneira inversa a qual se apresenta o comportamento das estimativas dos S.E. de provisão, os S.E. de regulação resultam em efeito negativo na transição e mudança de regime entre as classes de cobertura SEF →UI e SFE →UI, haja vista que estejam ligados a serviços de controle de erosão, regulação climática, controle biológico, regulação de gás e regulação de distúrbios (Figura 7).

Figura 7. Variação dos S.E. de Regulação da Bacia do rio Brígida estimados a partir da transição entre classes de Cobertura da terra e por Unidade de Paisagem Chapada, Planície-Chapada e Planície São Francisco.



Fonte: O autor (2019).

Na Tabela 8 estão apresentados os resultados da correlação de Pearson e *p-valores* de significância entre os diferentes usos / ocupação. Verifica-se que a correlação entre a variância das estimativas de S.E. é altamente significativa para a classe “Água” e “Agricultura”, tanto para os serviços de provisão quanto de regulação. A variação da cobertura florestal e uso intenso não tem influência significativa sobre os serviços de provisão e regulação.

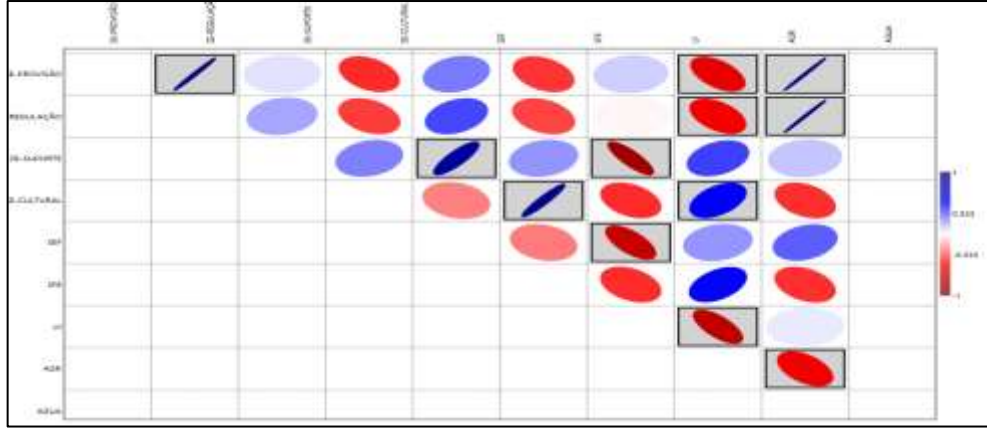
Tabela 8. Valores de r (correlação linear de Pearson) na diagonal inferior e valores de significância p na diagonal superior para 95% de probabilidade.

	SE-PROV	SE-REG	SE-SUP	SE-CULT	SEF	SFE	UI	AGR	AGUA
SE-PROV	1	0,285x10 ⁻⁹	0,84	0,11	0,33	0,13	0,73	0,02	0,104x10 ⁻¹¹
SE-REG	0,99	1	0,52	0,15	0,17	0,16	0,96	0,03	0,136x10 ⁻¹²
SE-SUP	0,05	0,17	1	0,36	0,11	0,44	0,16	0,15	0,68
SE-CULT	-0,41	-0,38	0,25	1	0,36	0,613x10 ⁻⁴	0,11	0,04	0,12
SEF	0,26	0,36	0,87	-0,25	1	0,34	0,002	0,45	0,23
SFE	-0,40	-0,37	0,21	0,96	-0,26	1	0,11	0,05	0,12
UI	0,09	-0,01	-0,86	-0,41	-0,71	-0,41	1	0,01	0,89
AGR	-0,58	-0,53	0,38	0,52	0,20	0,49	-0,74	1	0,03
AGUA	1,00	1,00	0,11	-0,41	0,31	-0,40	0,04	-0,55	1

Fonte: O autor (2019).

Na Figura 8 estão apresentadas as elipses de significância do *p*-valor, quanto mais estreita elipse e graduação escura da cor entre vermelho e azul, mais forte é a correlação entre as variáveis analisadas.

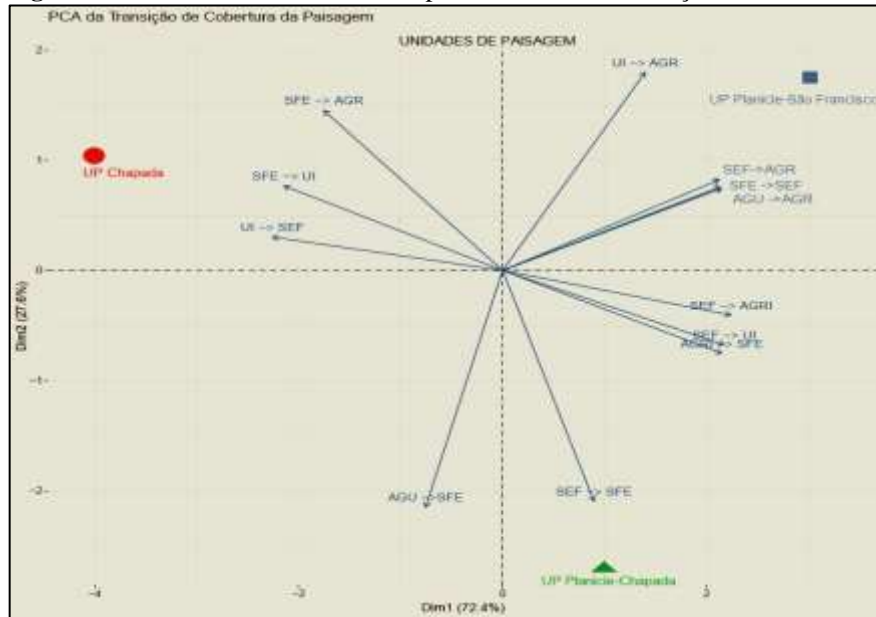
Figura 8. Correlograma de elipse de Nível de Significância entre o fornecimento de SE e as classes da paisagem.



Fonte: O autor (2019).

A transição SEF →UI nas UP Planície-Chapada e Planície–São Francisco apresentou o maior score na ordenação na componente principal 1 com valor de 3,22. As mudanças de cobertura de SFE →UI na UP-Chapada apresentou score 2,94 na ordenação das variâncias, eixo 2 das componentes principais (CP) (Figura 9). É possível constatar a rotação das variâncias para as transições das classes de paisagem SFE →UI na UP-Chapada (CP-2) e SEF →UI nas UP Planície-Chapada e Planície–São Francisco (CP-1), ambas com valores bem distintos e expressivos em relação a rotação das outras mudanças de classe de paisagem.

Figura 9. Ordenamento das variâncias para as classes de transição de uso da terra.



Fonte: O autor (2019).

As contribuições das classes da paisagem no fornecimento de serviços ecossistêmicos variam, proporcionalmente, de acordo com as mudanças na paisagem, com uma forte tendência a redução anual dos S.E. fornecidos pela cobertura florestal e estabilidade no geral em função, principalmente, da capacidade de fornecimento de S.E. pelos reservatórios de água e produção de alimentos.

As mudanças no uso e cobertura da terra refletem diretamente nos S.E. como descrito por Metzger et al. (2006) cujo trabalho associa a capacidade futura do fornecimento de S.E. às mudanças socioeconômicas, características de uso da terra, biodiversidade, composição atmosférica e clima. Lakerveld et al. (2015) consideram que a distribuição dos S.E. é uma função dependente do contexto da dinâmica social e dos processos subjacentes que os determinam. De forma semelhante Fisher; Turner; Morling (2009) consideram que os serviços ecossistêmicos são inerentemente ligados a sistemas e decisões sociais e portanto, o contexto de decisão implica no conhecimento dessas questões.

Ao analisar a mudança de uso/cobertura da terra na região central da Etiópia, Tolessa, Senbeta e Kidane; Kindu et al. (2017) constataram que as perdas significativas de S.E. estão associadas a criação de assentamentos humanos e ampliação das áreas de pastoreio. Cunha et al. (2014) em estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Jacuípe, região semiárida da Bahia com estimativas para os anos 2000 e 2012, constataram a redução de 20,98% do total dos S.E. associados a conversão da cobertura florestal para pastagem nativa.

Todavia, observa-se que o mapeamento do uso e cobertura da terra tem sido largamente utilizado para o cálculo da estimativa dos serviços prestados pelos ecossistemas. Os efeitos indiretos do uso da terra, mediados pela perda de biodiversidade e por mudanças na composição funcional, são tão importantes quanto os usos indiretos para estimativa dos serviços ecossistêmicos (ALLAN et al, 2015).

Seguindo a mesma lógica, Isbell et al. (2015) consideram que as estimativas de serviços ecossistêmicos, dependentes da biodiversidade, podem ser globalmente substanciais, existindo um valor associado a conservação, não apenas pela quantidade de área, mas também associados a qualidade da biodiversidade, quer seja para os serviços de provisão quanto de regulação.

Para Guerry et al. (2015) a consolidação dos serviços ecossistêmicos como instrumento de tomadas de decisões deve ser embasada em evidências sólidas que validem sua importância para o bem-estar humano, trabalhar de perto com os líderes de governos, empresas e sociedade civil para desenvolver o conhecimento, as ferramentas e as práticas necessárias para integrar o capital natural e os serviços ecossistêmicos à tomada de decisões diárias.

4. CONCLUSÕES

A estimativa do potencial dos serviços ecossistêmicos e a sua valoração para bacia do rio Brígida estão diretamente associadas a mudança na paisagem, principalmente, com a conversão da cobertura florestal para atividades de uso intensivo da terra, como pastoreio e abertura de grandes áreas para cultivos agrícolas temporários.

Na UP Planície-Chapada, onde se concentram as atividades pastoris e consumo de biomassa para calcinação da gipsita, os serviços de provisão estão diretamente relacionados às classes de cobertura da terra Uso Intensivo (UI) e Agricultura (Agr), que são voltadas para produção de alimentos, e a classe Água devido a capacidade de armazenamento dos reservatórios.

Os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação relacionados a cobertura florestal SEF (Savana Estépica Florestada) são mais expressivos na UP Planície-São Francisco, onde a maior parte da cobertura florestal se manteve conservada, sem mudança de regime ao longo de 15 anos. A UP Chapada apresenta característica semelhante, no entanto, a cobertura florestal mapeada predominante é a SFE (Savana / Floresta Estacional).

A cobertura florestal representa o principal ativo nos serviços ecossistêmicos de regulação da bacia. As atividades agrícolas e uso intensivo representam expressiva parcela dos serviços ecossistêmicos de provisão. O baixo valor agregado a biomassa florestal na região Nordeste, principal parâmetro de valoração tomado como referência neste trabalho, moldam esse aspecto da valoração dos serviços ecossistêmicos na região da bacia do Brígida.

Neste sentido, torna-se primordial refinar a escala de estudo para propor novos patamares de qualificação e valoração da cobertura florestal, não só apenas como potencial de biomassa seca, mas incorporando outras funcionalidades de importância ecológica e econômica.

5. REFERÊNCIAS

ARIES - ARTIFICIAL INTELLIGENCE FOR ECOSYSTEM SERVICES. Making science matter in decision making. 2017, Disponível em: <http://aries.integratedmodelling.org/?page_id=632>. Acesso em: 15 de julho de 2018.

ALLAN, E. et al. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. **Ecology letters**, [s.l.], v. 18, n. 8, p. 834-843, 2015. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ele.12469>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.

- BROSE, U.; HILLEBRAND, H. Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 371, n. 1694, p. 20150267, 2016. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/lookup/doi/10.1098/rstb.2015.0267>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.
- BURKHARD, B.; DE GROOT, R.; COSTANZA, R.; et al. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, [s.l.], V21, p.1–6, 2012. Disponível em: <<https://goo.gl/EKd4Dv>>. Acesso em: 17 de out. de 2018.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. **Landscape Online**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 1-22, 2009. Disponível em:<<https://goo.gl/AHzaVy>>. Acesso em: 17 de out. de 2018.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 17-29, 2012. 2012. Disponível em: <<https://goo.gl/8UJTP4>>. Acesso em: 17 de out. de 2018.
- CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, [s.l.], v. 405, n. 6783, p. 234, 2000. Disponível em: <<https://goo.gl/UgbqWv>>. Acesso em: Acesso em: 17 de out. de 2018
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 28, p. 1-16, 2017. Disponível em:< <https://goo.gl/kwzVCj>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 2017b. Disponível em: < <https://goo.gl/szQ2zq>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.
- COUSINS, S. A. O.; AUFFRET, A. G.; LINDGREN, J.; TRÄNK, L. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. **Ambio**, [s.l.], v. 44, n. 1, p. 17-27 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/wRiyLm>> Acesso em: 10 de out. de 2018.
- FERNANDEZ-CAMPO, M.; RODRÍGUEZ-MORALES, B.; DRAMSTAD, W. E.; FJELLSTAD, W.; DIAZ-VARELA, E. R. Ecosystem services mapping for detection of bundles, synergies and trade-offs: examples from two norwegian municipalities. **Ecosystem Services**, v. 28, p. 283–297, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041616303679>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 643-653, 2009. Disponível em: <<https://goo.gl/KFLN4w>>. Acesso em: 13 de mar. de 2018.
- GUERRY, A. D. et al. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 112, n. 24, p. 7348-7355, 2015. Disponível em: <<https://www.pnas.org/content/112/24/7348.short>>. Acesso em: 10 de out. de 2018.
- ISBELL, F. et al. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. **Ecology Letters**, [s.l.], v. 18, n. 2, p. 119-134, 2015. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ele.12393>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.

- ISBELL, F.; GONZALEZ, A.; LOREAU, M.; et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, [s.l.], v. 546, n. 7656, p. 65–72, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/nature22899>>. Acesso em: 15 de out. de 2018.
- JACOBS, S.; BURKHARD, B.; VAN DAELE, T.; STAES, J.; SCHNEIDERS, A. The matrix reloaded: a review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 21-30, 2015. Disponível em:< <https://goo.gl/AsvRLC> >. Acesso em: 17 de out. de 2015.
- KAISER, G.; BURKHARD, B.; RÖMER, H.; et al. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, [s.l.], V. 13, p. 3095-3111, 2013. Disponível em: <<https://www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/13/3095/2013/>>. Acesso em: 17 de out. de 2018.
- KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 47–59, 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041613000211>>. Acesso em: 17 de out. de 2018.
- KINDU, M.; SCHNEIDER, T.; TEKETAY, D.; KNOKE, T. Changes of ecosystem service values in response to land use/land cover dynamics in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 547, p. 137-147, 2016. Disponível em:< <https://goo.gl/FSPjMj> >. Acesso em: 20 de out. de 2018.
- KROLL, F.; MÜLLER, F.; HAASE, D.; FOHRER, N. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. **Land Use Policy**, v. 29, n. 3, p. 521-535, 2012. Disponível em:< <https://goo.gl/PpBaoF> >. Acesso em: 20 de out. de 2018.
- LUISETTI, T.; TURNER, R. K.; JICKELLS, T.; et al. Coastal Zone Ecosystem Services: From science to values and decision making; a case study. **Science of The Total Environment**, v. 493, p. 682–693, 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714007918>>. Acesso em: : 20 de out. de 2018.
- MA, MILLENNIUM Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: current state and trends. **Millennium Ecosystem Assessment, Global Assessment Reports**, [s.l.], [s.i], 2005. Disponível em: <<http://www.citeulike.org/group/5469/article/2136267>>. Acesso em: 20 de out. de 2018.
- NEWTON, A. C.; HILL, R. A.; ECHEVERRÍA, C.; et al. Remote sensing and the future of landscape Ecology. **Progress in Physical Geography**, [s.l.], v 33, n. 4, p. 528-546 2009. Disponível em:< <https://goo.gl/1YUeE3> >. Acesso em: 20 de out. de 2018.
- PAREYN, F.G.C.; PEREIRA, W.E.; SALCEDO, I.H.; RIEGELHAUPT, E.M.; GOMES, E.C.; CRUZ FILHO, J.L.V. A influência da precipitação sobre o crescimento e os ciclos de corte da caatinga manejada – uma primeira aproximação. **Estatística Florestal da Caatinga**. Recife. Ano 2. V. 2. p. 30-39. 2015.
- VON BRAUN, J.; GERBER, N.; MIRZABAEV, A.; NKONYA, E. **The Economics of Land Degradation**. 2013. n. 109, (p. 35). Disponível em: < <https://goo.gl/cHtTrd> >. Acesso em: 20 de out. de 2018.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A paisagem da bacia do rio Brígida é fortemente influenciada pela dinâmica de expansão e/ou retração das atividades econômicas, que na região tem forte dependência dos regimes de chuva e no consumo de biomassa florestal. A atividade agropastoril de sequeiro é o principal elemento associado às mudanças das paisagens da bacia do rio Brígida e responsável pela fragmentação florestal.

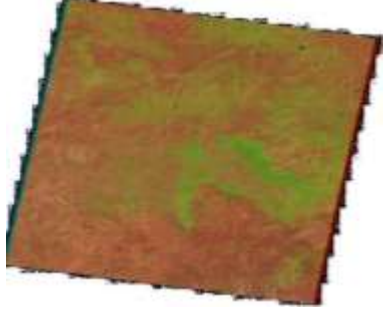
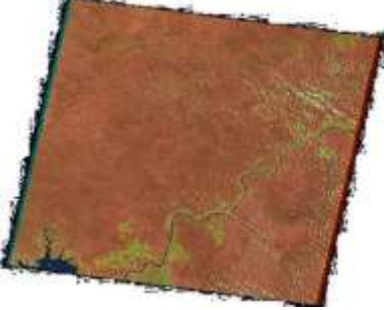
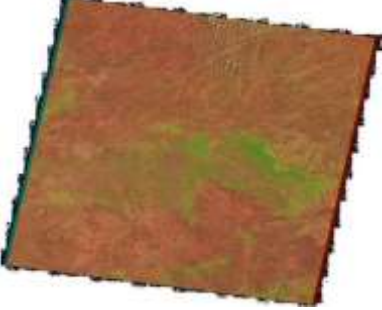
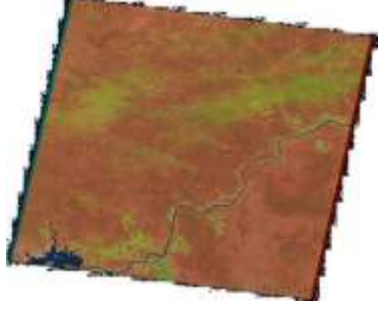
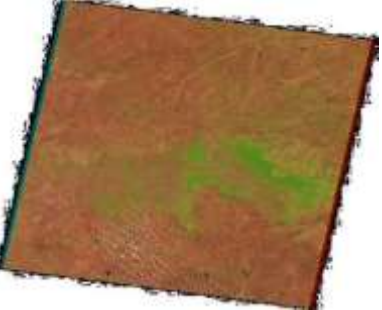
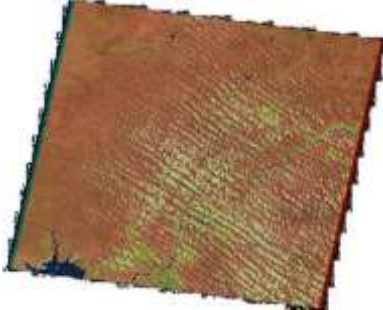
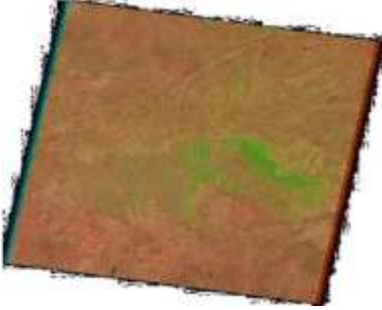
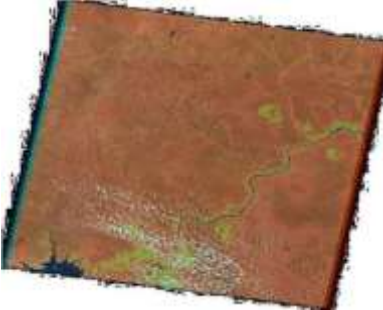
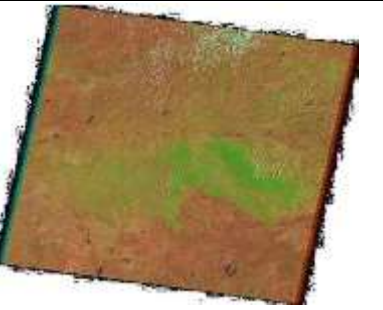
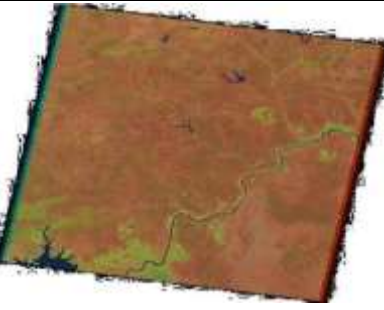
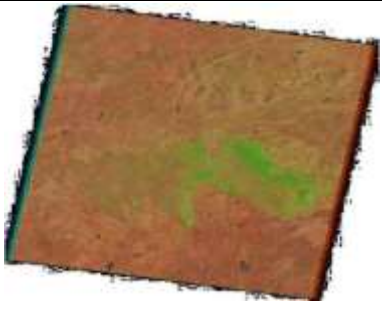
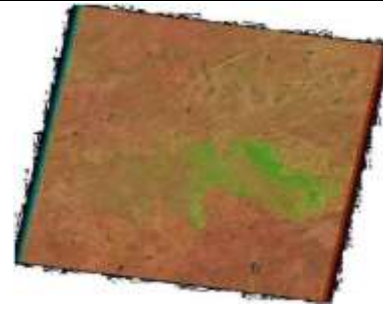
Essa relação direta entre balanço hídrico, forma de uso e mudanças na cobertura explicam a variação das métricas de paisagem, com forte correlação para aumento da área média dos fragmentos quando o balanço hídrico é positivo, e significativa redução da cobertura florestal e aumento da fragmentação quando esse balanço é negativo. Em relação as estimativas de emissões de CO₂e-AR5 GPW existe uma correlação significativa entre as emissões por Mudanças de Uso da Terra – MUT e a variação da área da cobertura florestal, densidade e número total de bordas. As estimativas de emissões por resíduos florestais podem ser explicadas pelo aumento ou redução de conectividade com 39% de probabilidade.

Com base nesses resultados, foi possível identificar três unidades de paisagem para a bacia, as quais tem estreita relação com as potencialidades e aptidões econômicas em função dos serviços ecossistêmicos da cobertura da terra, assim definidas em Chapada, Planície-Chapada e Planície-São Francisco. Em termos de conservação, a UP Planície-São Francisco manteve-se com 69% de cobertura florestal ao longo de 15 anos, a Planície-Chapada com 38% e com média de 13.000 fragmentos, maior em relação as UP Chapada e Planície-São Francisco.

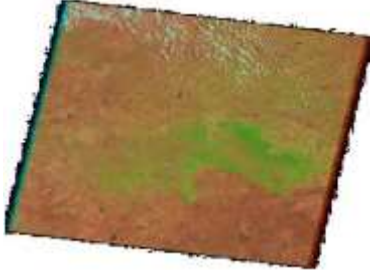
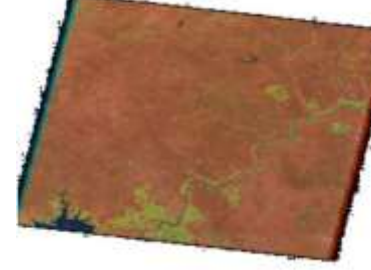
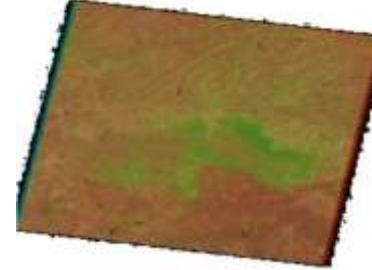
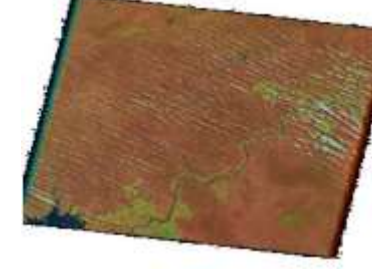
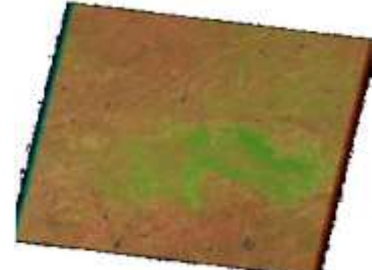
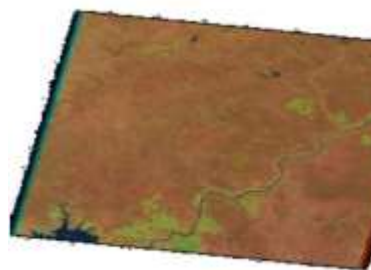
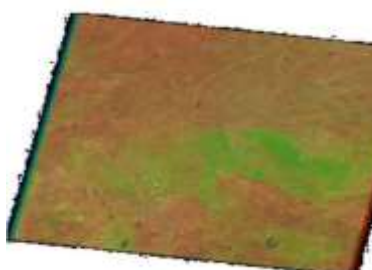

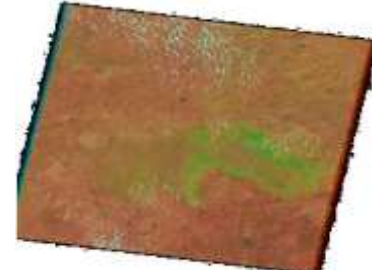
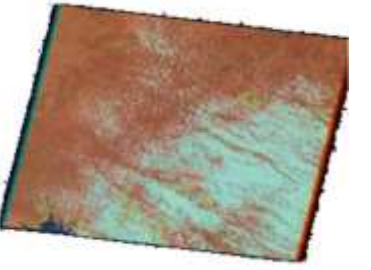
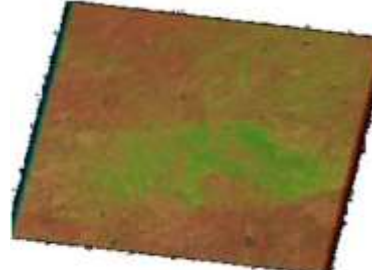
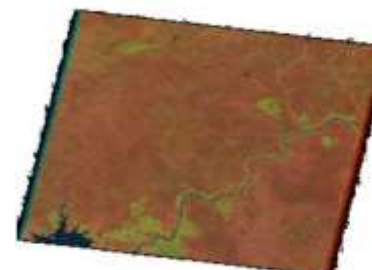
As três unidades de paisagem estão submetidas a diferentes pressões e interesses de uso, estes fatores de pressão expõem as áreas a diferentes graus de vulnerabilidade, sendo as UP Planície-São Francisco e Planície-Chapada as que possuem os maiores percentuais do território sob alta e muito alta vulnerabilidade. Esses cenários reforçam a importância da proposição de estratégias de conservação, já que as mudanças de uso e cobertura da terra tem influencia direta sobre o potencial dos serviços ecossistêmicos.

APÊNDICES

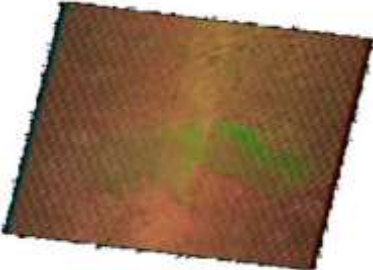
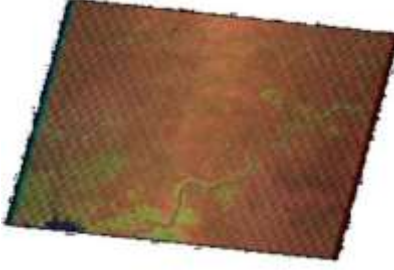
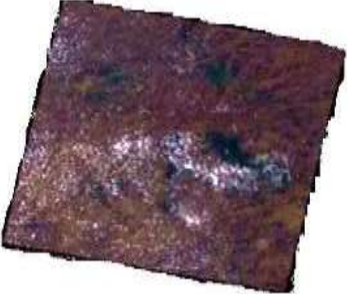




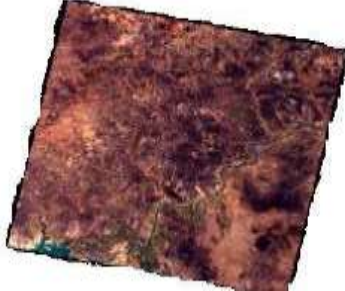
APÊNDICE A - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 5 E 7 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA PARA OS ANOS 2000 A 2005.

<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/065/2000-09-23</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2000-09-23</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2001-10-04</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2001-10-04</p> 
<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/065/2002-09-13</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2002-09-13</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2003-10-10</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2003-10-10</p> 
<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2004-11-13</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2004-11-13</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2005-11-16</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2005-11-16</p> 

APÊNDICE B - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 5 E 7 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA PARA OS ANOS 2006 A 2011.

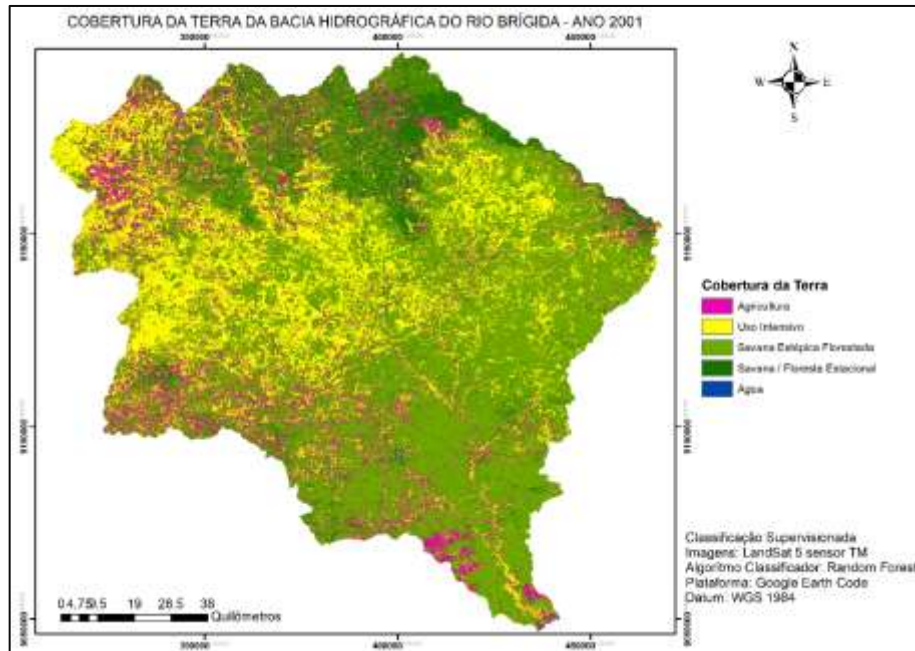
<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2006-10-02</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2006-10-02</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2007-08-18</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2007-08-18</p> 
<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2008-09-21</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2008-09-21</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2009-11-27</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2009-11-27</p> 
<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2010-10-13</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2010-10-13 IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2010-10-03</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/065/2011-08-29</p> 	<p>IMAGEM LANDSAT 5 217/066/2011-08-29</p> 

APÊNDICE C - CENAS DOS SATÉLITES LANDSAT 7 E 8 UTILIZADAS NA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISONADA PARA OS ANOS 2012 A 2015.

<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/065/2012-11-11</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 7 217/066/2012-11-11</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/065/2013-10-21</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/066/2013-10-21</p>
			
<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/065/2014-09-22</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/066/2014-09-22</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/065/2015-10-27</p>	<p>IMAGEM LANDSAT 8 217/066/2015-10-27</p>
			

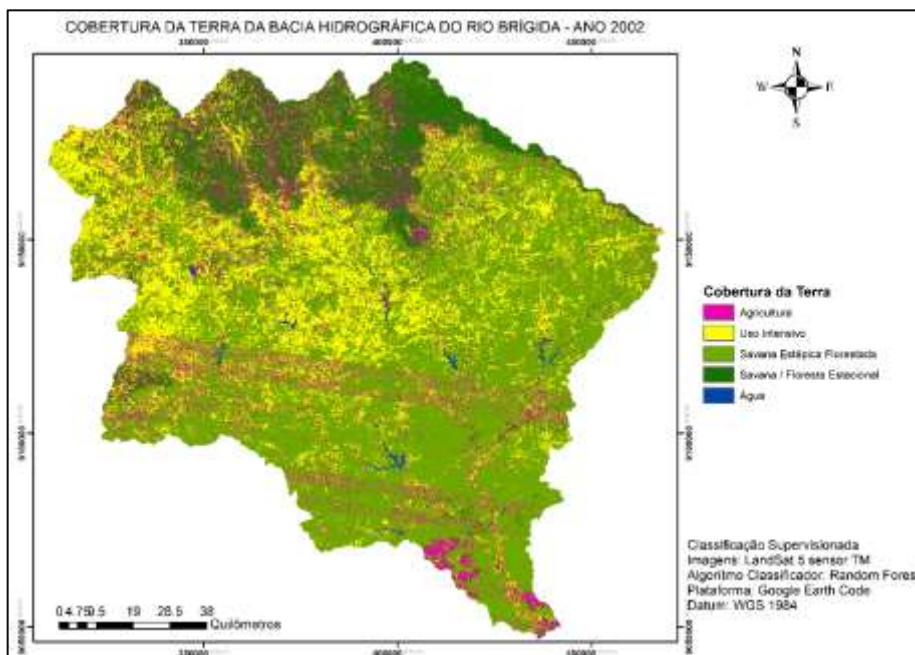
APÊNDICE D - MAPAS DE COBERTURA DA TERRA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRÍGIDA, PERNAMBUCO.

Figura 1 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2001 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



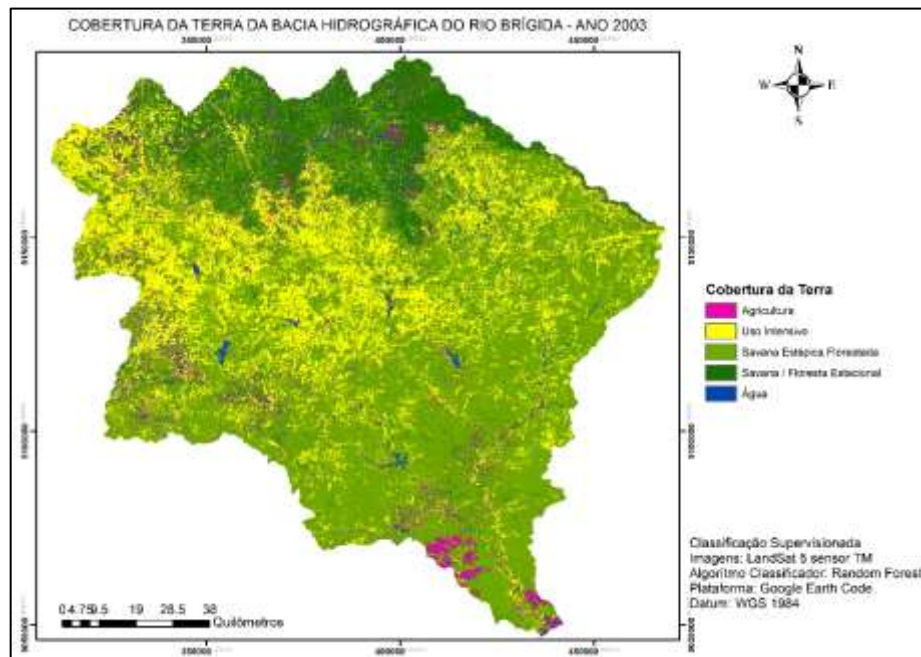
Fonte: O autor (2019).

Figura 2 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2002 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



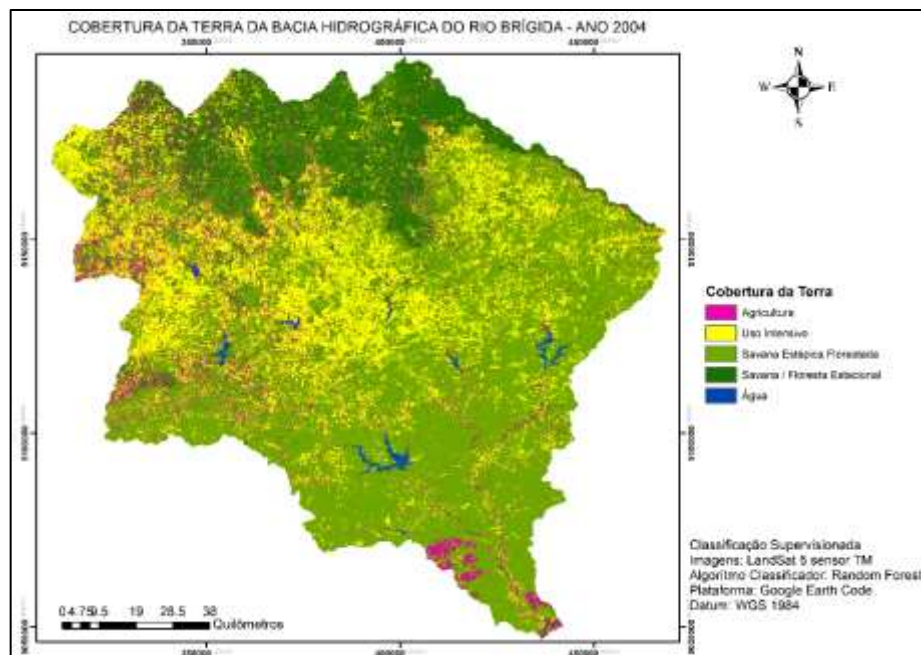
Fonte: O autor (2019).

Figura 3 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2003 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



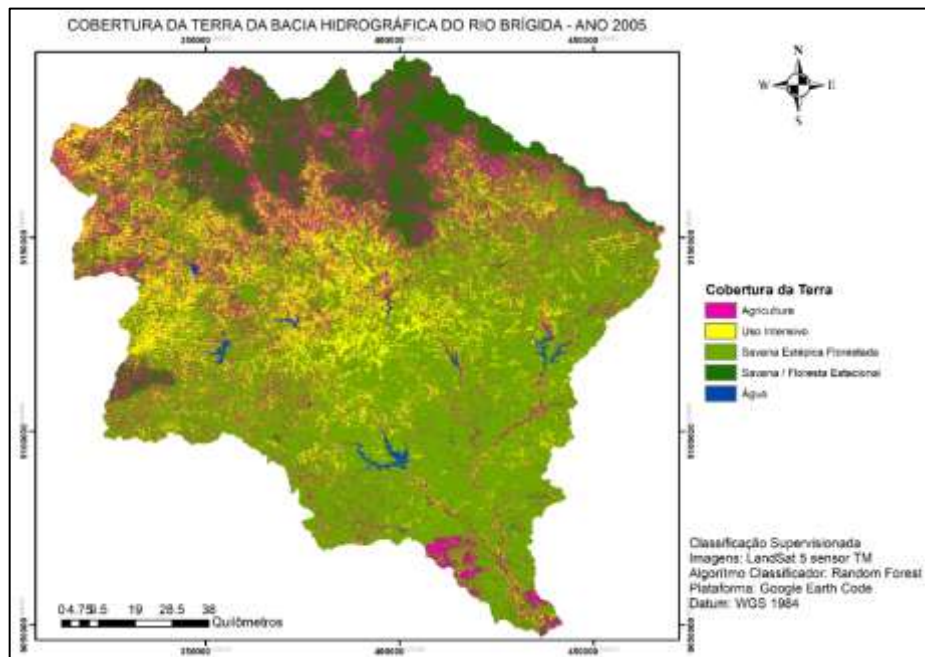
Fonte: O autor (2019).

Figura 4 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2004 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



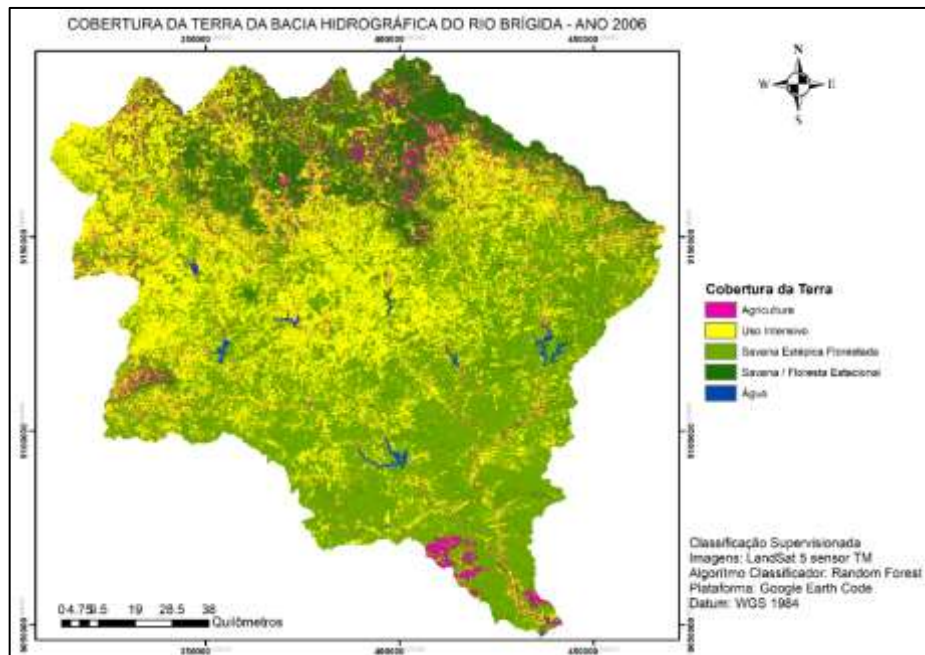
Fonte: O autor (2019).

Figura 5 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2005 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forest*.



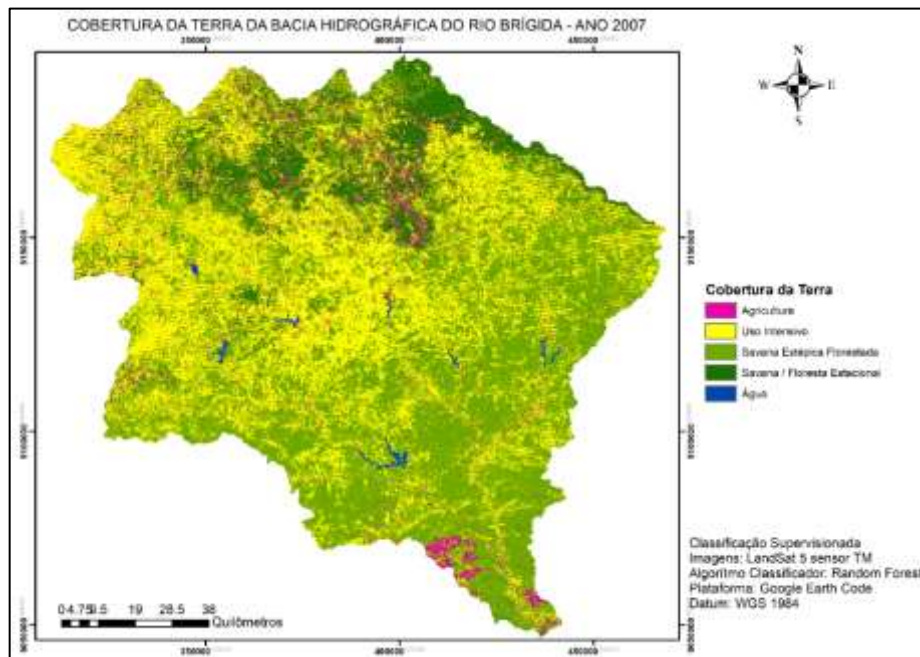
Fonte: O autor (2019).

Figura 6 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2006 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forest*.



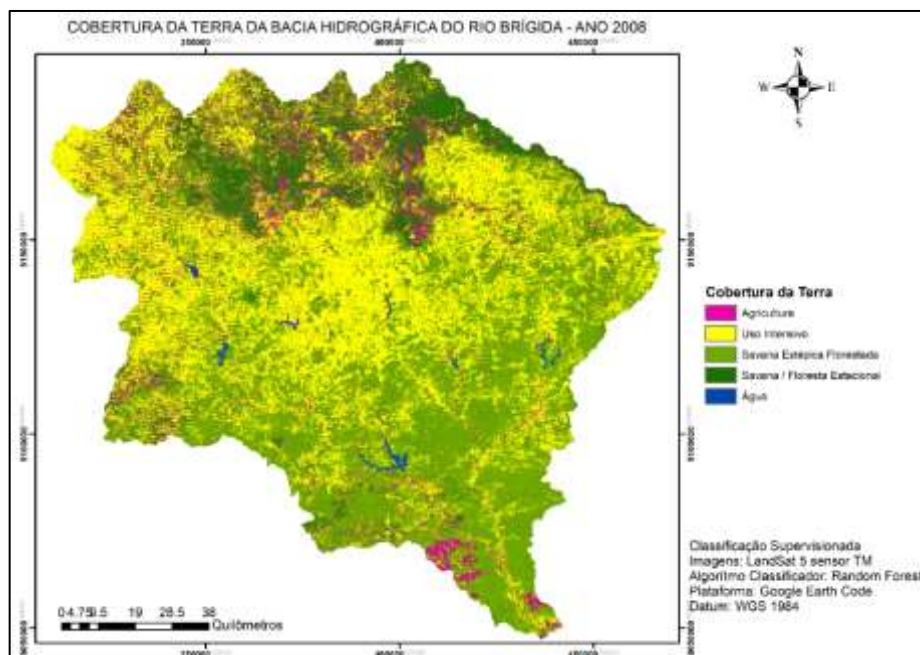
Fonte: O autor (2019).

Figura 7 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2007 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forest*.



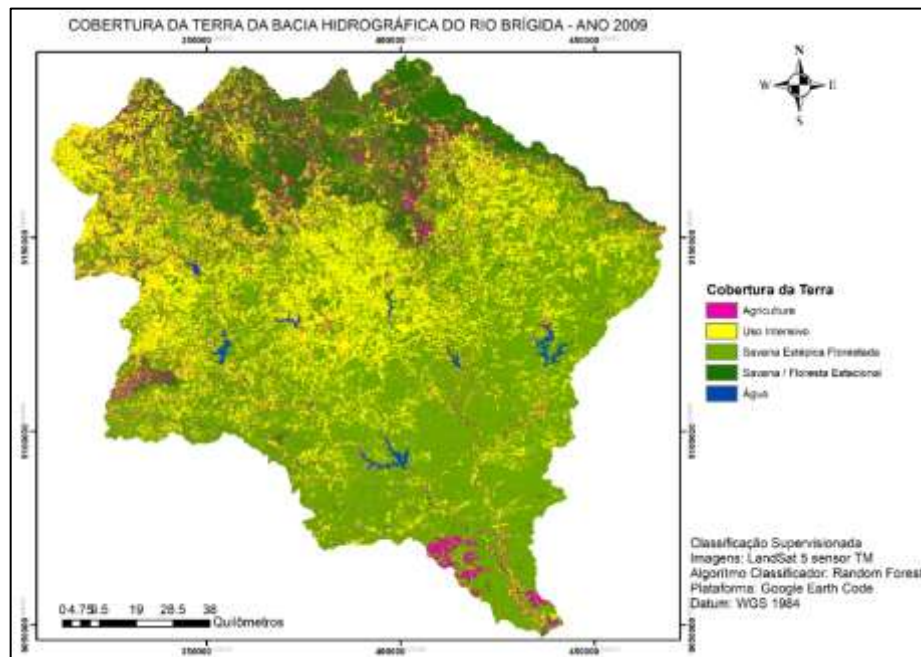
Fonte: O autor (2019).

Figura 8 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2008 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forest*.



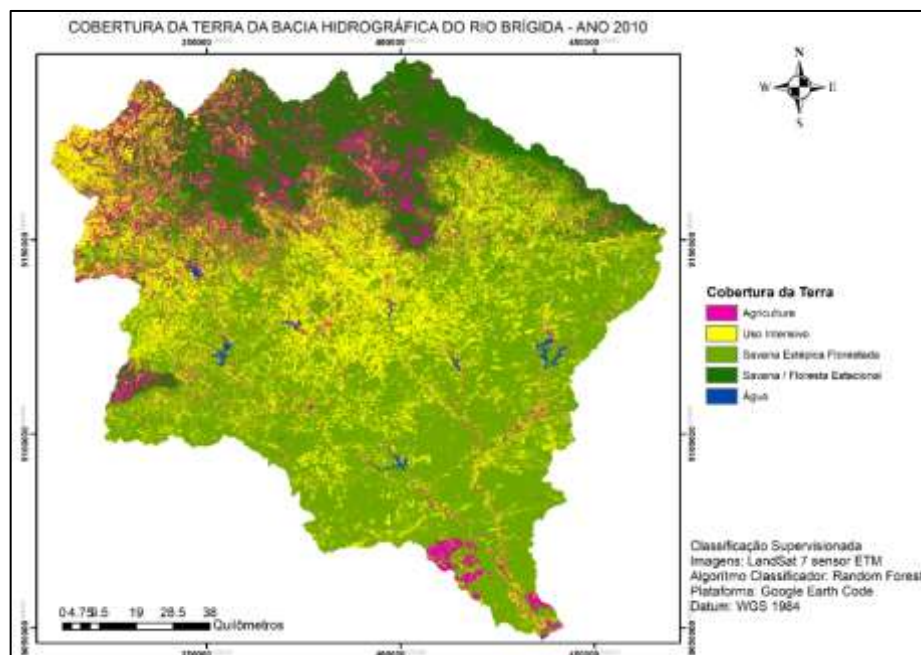
Fonte: O autor (2019).

Figura 9 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2009 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais dos sensores TM do satélite Landsat 5, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



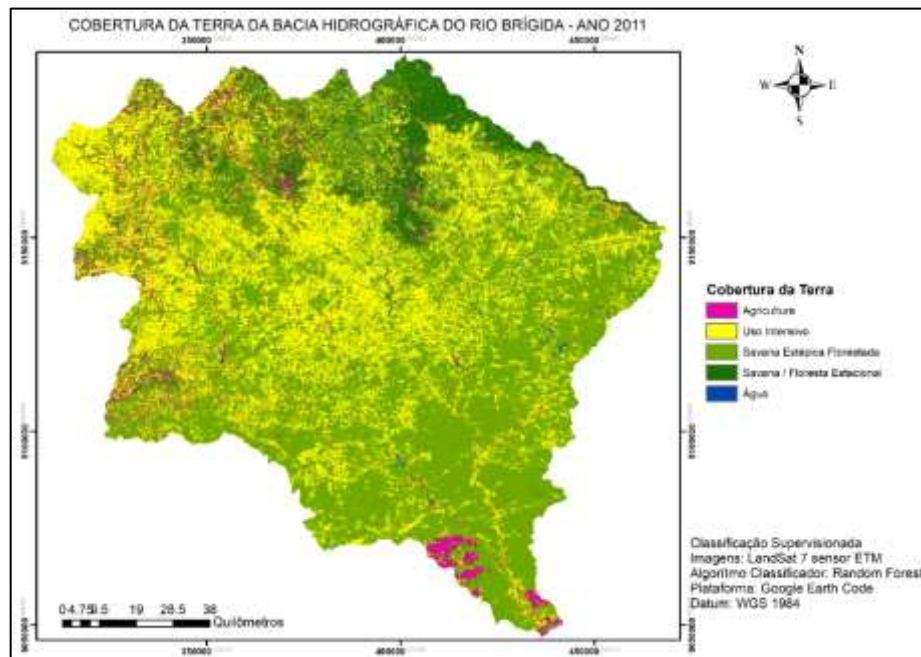
Fonte: O autor (2019).

Figura 10 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2010 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor ETM do satélite Landsat 7, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



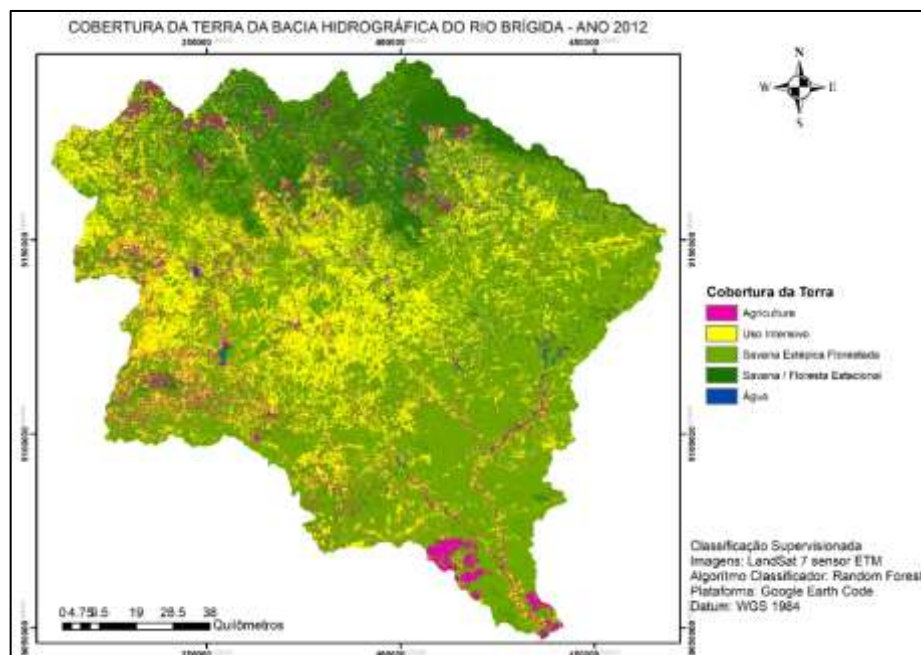
Fonte: O autor (2019).

Figura 11 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2011 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor ETM do satélite Landsat 7, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



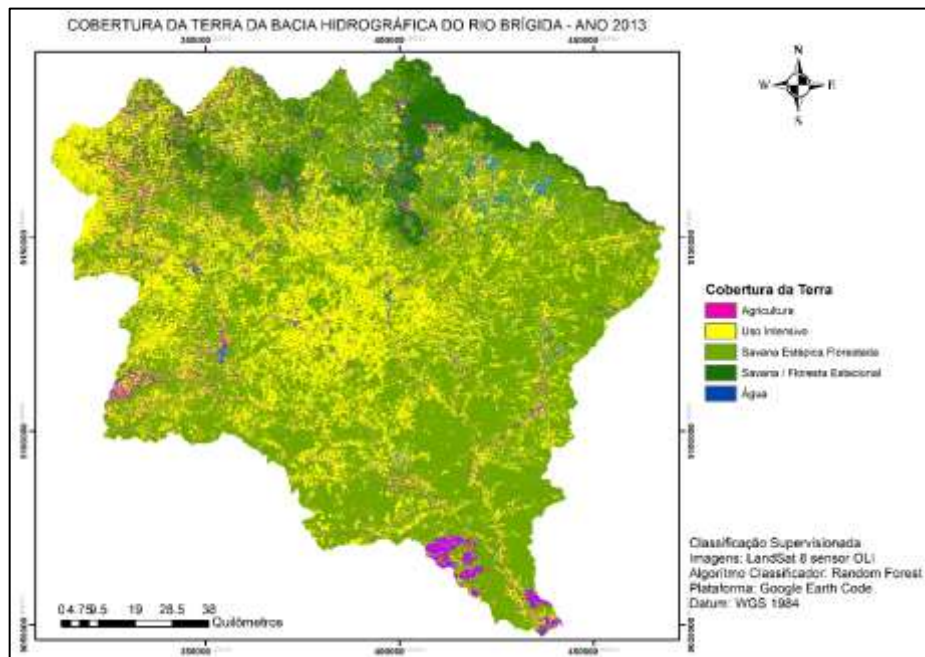
Fonte: Autor (2019)

Figura 12 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2012 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor ETM do satélite Landsat 7, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



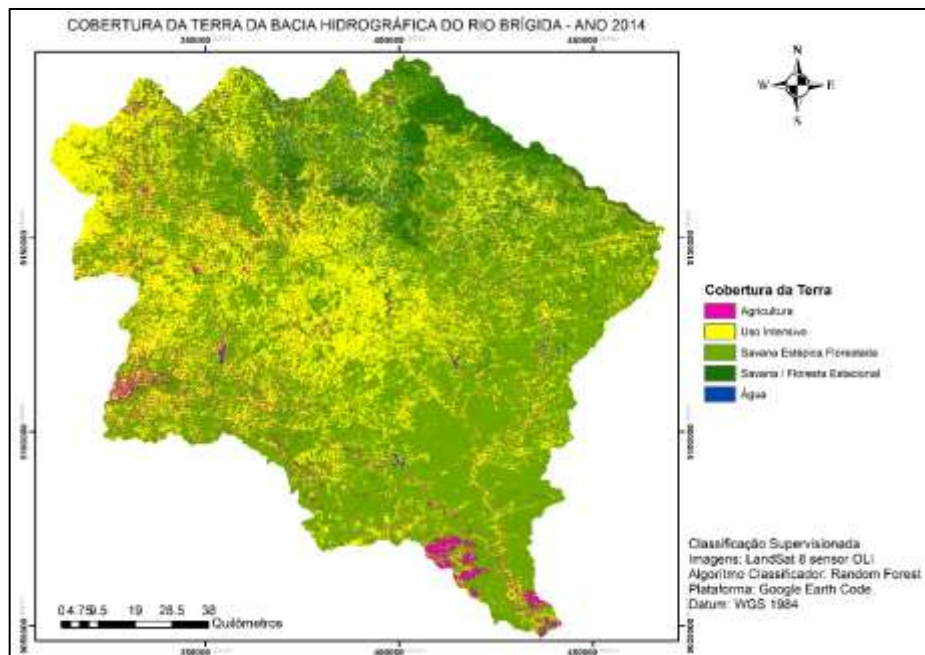
Fonte: Autor (2019)

Figura 13 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2013 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor OLI do satélite Landsat 8, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



Fonte: Autor (2019)

Figura 14 - Cobertura da terra da bacia do rio Brígida, em Pernambuco, para o ano 2014 realizada a partir da classificação supervisionada de mosaicos gerados com imagens orbitais do sensor OLI do satélite Landsat 8, órbita 217, pontos 065 e 066 com definição de perímetro para bacia hidrográfica do rio Brígida. Procedimento de Classificação realizados no *Google Earth Engine Code/Workspace* com o algoritmo *Random Forests*.



Fonte: Autor (2019)

**APÊNDICE E - MATRIZES DE CONFUSÃO PARA AS CLASSIFICAÇÕES SUPERVISIONADAS
PARAS OS ANOS 2001 A 2014.**

Tabela 1. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2001 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	17330	578	1057	540	358	19863	87.2
Uso Intensivo	568	11602	1034	166	441	13810	84.0
SEF	608	679	115904	1526	453	119170	97.3
SFE	491	160	1350	120441	282	122724	98.1
Água	294	390	503	247	8080	9515	84.9
Totais	19291	13409	119849	122920	9614	285082	
Acurácia do Produtor (%)	89.8	86.5	96.7	98.0	84.1		
Acurácia Global (%)		95.89	Kappa	0.9348			
Σ da Diagonal		273358	Kappa em %	93.48			
Número de Amostras		285082					
Soma de Produtos (col x linhas)		30027491007					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 2. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2002 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	17594	540	950	737	46	19867	88.6
Uso Intensivo	418	12885	1463	124	28	14918	86.4
SEF	698	1122	121827	897	100	124643	97.7
SFE	557	104	812	114576	12	116062	98.7
Água	40	28	69	10	9367	9514	98.5
Totais	19307	14679	125122	116345	9552	285004	
Acurácia do Produtor (%)	91.1	87.8	97.4	98.5	98.1		
Acurácia Global (%)		96.9279074	Kappa	0.9515			
Σ da Diagonal		276249	Kappa em %	95.15			
Número de Amostras		285004					
Soma de Produtos (col x linhas)		29792265574					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 3. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2003 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	27143	421	1494	1121	133	30313	89.5
Uso Intensivo	347	6945	303	85	67	7747	89.7
SEF	958	224	74120	1823	124	77249	96.0
SFE	1091	46	1555	113346	12	116050	97.7
Água	138	73	131	13	9159	9515	96.3
Totais	29676	7710	77604	116389	9494	240874	
Acurácia do Produtor (%)	91.5	90.1	95.5	97.4	96.5		
Acurácia Global (%)		95.78	Kappa	0.9347			
Σ da Diagonal		230713	Kappa em %	93.47			
Número de Amostras		240874					
Soma de Produtos (col x linhas)		20551436103					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 4. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2004 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	27215	230	2003	843	21	30313	89.8
Uso Intensivo	188	5849	326	11	0	6373	91.8
SEF	1499	232	74986	518	23	77257	97.1
SFE	754	12	534	114750	0	116050	98.9
Água	11	0	28	2	9473	9514	99.6
Totais	29668	6322	77876	116123	9517	239507	
Acurácia do Produtor (%)	91.7	92.5	96.3	98.8	99.5		
Acurácia Global (%)		96.98	Kappa	0.9530			
Σ da Diagonal		232273	Kappa em %	95.30			
Número de Amostras		239507					
Soma de Produtos (col x linhas)	2052271	19957					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 5. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2005 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	27164	100	1009	2031	6	30310	89.6
Uso Intensivo	76	6081	215	2	0	6373	95.4
SEF	641	201	76237	116	54	77249	98.7
SFE	1590	0	139	114321	0	116050	98.5
Água	3	0	58	6	9447	9514	99.3
Totais	29474	6382	77658	116475	9508	239496	
Acurácia do Produtor (%)	92.2	95.3	98.2	98.2	99.4		
Acurácia Global (%)		97.39	Kappa	0.9594			
Σ da Diagonal		233250	Kappa em %	95.94			
Número de Amostras		239496					
Soma de Produtos (col x linhas)	2054044	7529					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 6. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2006 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	28270	33	1021	973	12	30310	93.3
Uso Intensivo	21	3468	48	0	0	3537	98.1
SEF	724	21	69297	288	0	70331	98.5
SFE	789	0	337	114924	0	116050	99.0
Água	8	0	7	3	8899	8917	99.8
Totais	29813	3522	70710	116188	8911	229145	
Acurácia do Produtor (%)	94.8	98.5	98.0	98.9	99.9		
Acurácia Global (%)		98.13	Kappa	0.9703			
Σ da Diagonal		224859	Kappa em %	97.03			
Número de Amostras		229145					
Soma de Produtos (col x linhas)	1945231	6314					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 7. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2007 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	27352	182	994	1773	12	30313	90.2
Uso Intensivo	119	3117	225	75	1	3537	88.1
SEF	724	197	68544	858	7	70331	97.5
SFE	1427	46	685	113868	0	116027	98.1
Água	5	1	20	4	8887	8916	99.7
Totais	29628	3543	70468	116578	8907	229124	
Acurácia do Produtor (%)	92.3	88.0	97.3	97.7	99.8		
Acurácia Global (%)		96.79	Kappa	0.9490			
Σ da Diagonal		221768	Kappa em %	94.90			
Número de Amostras		229124					
Soma de Produtos (col x linhas)	19472305617						

Fonte: O autor (2019).

Tabela 8. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2008 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	17921	209	447	1283	4	19864	90.2
Uso Intensivo	194	12421	287	64	0	12966	95.8
SEF	347	246	140729	3224	14	144560	97.4
SFE	920	37	3755	117999	0	122712	96.2
Água	4	0	18	4	9488	9514	99.7
Totais	19387	12913	145236	122573	9507	309616	
Acurácia do Produtor (%)	92.4	96.2	96.9	96.3	99.8		
Acurácia Global (%)		96.43	Kappa	0.9422			
Σ da Diagonal		298559	Kappa em %	94.22			
Número de Amostras		309616					
Soma de Produtos (col x linhas)	36679491625						

Fonte: O autor (2019).

Tabela 9. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2009 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 5* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18130	360	546	828	0	19864	91.3
Uso Intensivo	252	12285	296	134	3	12969	94.7
SEF	304	217	140830	3180	14	144546	97.4
SFE	650	135	3117	118821	0	122724	96.8
Água	2	1	13	3	9495	9514	99.8
Totais	19337	12998	144803	122966	9512	309616	
Acurácia do Produtor (%)	93.8	94.5	97.3	96.6	99.8		
Acurácia Global (%)		96.75	Kappa	0.9474			
Σ da Diagonal		299562	Kappa em %	94.74			
Número de Amostras		309616					
Soma de Produtos (col x linhas)	36664698609						

Fonte: O autor (2019).

Tabela 10. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2010 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 7* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	17464	769	1287	310	34	19864	87.9
Uso Intensivo	664	11326	831	144	1	12966	87.4
SEF	1041	636	136855	5999	43	144574	94.7
SFE	245	123	4553	117790	0	122712	96.0
Água	33	3	50	4	9424	9514	99.1
Totais	19448	12856	143577	124247	9502	309630	
Acurácia do Produtor (%)	89.8	88.1	95.3	94.8	99.2		
Acurácia Global (%)		94.58	Kappa	0.9123			
Σ da Diagonal		292859	Kappa em %	91.23			
Número de Amostras		309630					
Soma de Produtos (col x linhas)		36647543845					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 11. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2011 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 7* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18352	475	663	342	32	19864	92.4
Uso Intensivo	463	11705	673	40	15	12897	90.8
SEF	390	593	140830	2617	116	144546	97.4
SFE	233	49	2994	119447	0	122724	97.3
Água	21	8	115	2	9368	9514	98.5
Totais	19460	12829	145277	122447	9531	309545	
Acurácia do Produtor (%)	94.3	91.2	96.9	97.5	98.3		
Acurácia Global (%)		96.82	Kappa	0.9485			
Σ da Diagonal		299704	Kappa em %	94.85			
Número de Amostras		309545					
Soma de Produtos (col x linhas)		36669007962					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 12. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2012 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 7* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18253	552	326	193	540	19864	91.9
Uso Intensivo	446	29460	1336	95	317	31654	93.1
SEF	173	925	142030	1185	246	144560	98.3
SFE	147	98	1068	121374	37	122724	98.9
Água	422	334	300	49	8409	9515	88.4
Totais	19443	31370	145059	122897	9549	328317	
Acurácia do Produtor (%)	93.9	93.9	97.9	98.8	88.1		
Acurácia Global (%)		97.32	Kappa	0.9589			
Σ da Diagonal		319527	Kappa em %	95.89			
Número de Amostras		328317					
Soma de Produtos (col x linhas)		37522156482					

Fonte: O autor (2019).

Tabela 13. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2013 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 8* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18619	183	362	465	236	19864	93.7
Uso Intensivo	163	38409	1675	159	334	40740	94.3
SEF	244	1091	156464	4672	326	162797	96.1
SFE	307	147	5523	116600	135	122712	95.0
Água	210	350	289	152	8513	9515	89.5
Totais	19543	40180	164312	122048	9544	355628	
Acurácia do Produtor (%)	95.3	95.6	95.2	95.5	89.2		
Acurácia Global (%)		95.21	Kappa	0.9267			
Σ da Diagonal		338605	Kappa em %	92.67			
Número de Amostras		355628					
Soma de Produtos (col x linhas)	43842224488						

Fonte: O autor (2019).

Tabela 14. Matriz de confusão, acurácia e índice de Kappa para o resultado da classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Brígida, PE para o ano 2014 geradas a partir do resultado da classificação de imagens *Landsat 8* e treinamento do algoritmo de decisão *Random Forests* no *Google Engine code/Workspace*.

Classe	Agricultura	Uso Intensivo	SEF	SFE	Água	Somatório de Linhas	Acurácia do Usuário (%)
Agricultura	18619	183	362	465	236	19864	93.7
Uso Intensivo	163	38409	1675	159	334	40740	94.3
SEF	244	1091	156464	4672	326	162797	96.1
SFE	307	147	5523	116600	135	122712	95.0
Água	210	350	289	152	8513	9515	89.5
Totais	19543	40180	164312	122048	9544	355628	
Acurácia do Produtor (%)	95.3	95.6	95.2	95.5	89.2		
Acurácia Global (%)		95.21	Kappa	0.9267			
Σ da Diagonal		338605	Kappa em %	92.67			
Número de Amostras		355628					
Soma de Produtos (col x linhas)	43842224488						

Fonte: O autor (2019).