

DINÂMICA DA COBERTURA VEGETAL NO SEMIÁRIDO BAIANO: UM ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS RÃS

Carlos Magno Santos Clemente

Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – PUC Minas
Pós-Graduação em Geografia Tratamento da informação espacial
Belo Horizonte, MG, Brasil
carlosmagno.clemente@gmail.com

Alecir Antônio Maciel Moreira

Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – PUC Minas
Pós-Graduação em Geografia - Tratamento da informação espacial
Belo Horizonte, MG, Brasil
alecirmoreira@hotmail.com

RESUMO

A bacia hidrográfica do rio das Rãs localiza-se no semiárido baiano, no contexto transicional entre os biomas Caatinga e Cerrado. Compreende uma síntese dos aspectos regionais, ambientais e atuações antrópicas do semiárido baiano. Ao longo das últimas décadas a bacia foi submetida a uma série de pressões antrópicas, levando-a a uma perda expressiva de vegetativo natural. Nesse contexto, o objetivo da pesquisa foi analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal em tipos de vegetação de Cerrado e Caatinga, da bacia hidrográfica e seu entorno, entre os anos de 1970 e 2019. Para compreender a dinâmica da cobertura vegetal, no espaço e tempo, fez-se o uso das técnicas do sensoriamento remoto e do geoprocessamento. Nesse período, a redução da cobertura vegetal foi de 360.684,97 ha (18% da área do estudo), sendo que os primeiros 14 anos registraram as maiores diminuições. Os maiores remanescentes de vegetação localizam-se em áreas remotas (afloramentos rochosos/relevos residuais). Observou-se redução significativa da vegetação em áreas de Cerrado e Caatinga, ultrapassando a capacidade dessas fitofisionomias em suportarem pressões antrópicas. O que proporcionou a alteração do uso da terra foi, principalmente, os períodos prósperos da agricultura regional (plântio de algodão) e a prática do carvoejamento ilegal.

Palavras-chave: Pressões antrópicas. Análise espacial. Vegetação. Agricultura regional.

DYNAMICS OF VEGETABLE COVERAGE IN THE BAHIA SEMIARID: A CASE STUDY OF THE RÃS RIVER BASIN

ABSTRACT

The Rio das Rãs watershed is located in the semi-arid region of Bahia, in the transitional context between the Caatinga and Cerrado biomes. It comprises a synthesis of regional, environmental and anthropic aspects of the semi-arid region of Bahia. Over the last few decades, the basin has been subjected to a series of anthropic pressures, leading to a significant loss of natural vegetation. In this context, the objective of the research was to analyze the space-time dynamics of vegetation cover in types of vegetation in the Cerrado and Caatinga, in the watershed and its surroundings, between the years 1970 and 2019. In order to understand the dynamics of vegetation cover, in space and time, remote sensing and geoprocessing techniques were used. During this period, the reduction in vegetation cover was 360,684.97 ha (18% of the study area), with the first 14 years registering the greatest reductions. The largest remnants of vegetation are located in remote areas (rocky outcrops/residual reliefs). A significant reduction of vegetation was observed in Cerrado and Caatinga areas, surpassing the capacity of these phytophysionomies to withstand anthropic pressures. What caused the change in land use was, mainly, the prosperous periods of regional agriculture (cotton planting) and the practice of illegal charcoal production.

Keywords: Anthropic pressures. Spatial analysis. Vegetation. Regional agriculture.

INTRODUÇÃO

O homem é parte do meio em que vive desde o primórdio de sua evolução. Entretanto a forma de interferência na natureza se intensificou no decorrer dos séculos, principalmente com o uso dos componentes naturais para fins de mercadoria (DIEGUES, 1994; MOREIRA, 2015).

Os trópicos contêm grande parte da biodiversidade do planeta, com 75% dos anfíbios, 91% de espécies de aves, com fitofisionomias de vegetação úmidas e secas, entre outras categorias da biodiversidade (BARLOW et al., 2018), além disso nessa faixa territorial estão estabelecidas 40% da população mundial. Apesar de toda a riqueza natural e diversidades culturais, os trópicos têm se caracterizado pela expressiva pressão antrópica, com a modificação do uso dos solos, a degradação da biodiversidade e o desmatamento da cobertura vegetal (BARLOW et al., 2018). Assim, a industrialização, a mecanização e o adensamento dos centros urbanos, desdobramentos da Revolução Industrial, trouxeram em si uma intensificação da interferência do homem nos sistemas naturais, de maneira agressiva (BURSZTYN e BURSZTYN, 2012; MOREIRA, 2015).

No Brasil os biomas foram fortemente degradados. Assegura-se que significativa extensão da cobertura vegetal da Caatinga e do Cerrado foi afetada durante o processo de ocupação territorial (INPE, 2016; 2020). Em específico, até o ano de 2016, a Caatinga exibiu um acumulado de supressão de 25.545.491 ha de sua vegetação (30% da área do bioma) (INPE, 2016). O Cerrado brasileiro apresentou uma lógica semelhante de degradação, com a diminuição de 24.643.550 ha da vegetação natural, entre os anos de 2000-2020 (12% da área do bioma). O estado da Bahia registrou a supressão de 91.915 ha do Cerrado (0,88% da área do bioma Cerrado no estado da Bahia) (INPE, 2020).

O semiárido brasileiro possui aspectos peculiares do clima, com longos períodos de estiagem, concentração temporal e irregularidade espacial das chuvas e intensa evapotranspiração. Para além disso, as chuvas são bastante variáveis interanualmente. Isso implica na constituição de secas em anos consecutivos, no semiárido mais povoado do mundo, com diversidades culturais e ecológicas (AB' SABER, 1999). A região semiárida apresenta em seu histórico ambiental grande variabilidade climática, especialmente no que tange ao comportamento das precipitações. Registros de secas são identificados desde o século XVII (MARENGO, 2008; MARENGO et al., 2020). De 2012 a 2017 a seca atingiu o semiárido do Nordeste de maneira intensa. Sua magnitude não encontra registros similares em várias décadas anteriores, causando impactos negativos na agropecuária e no abastecimento de água para milhares de pessoas (MARENGO; CUNHA; ALVES 2016; MARENGO et al., 2020).

No médio curso do rio São Francisco, semiárido baiano, localiza-se a bacia hidrográfica do rio das Rãs (BA), que abrange uma área de 667.361 ha. A bacia possui um ambiente com comunidades de vegetação adaptadas a uma evapotranspiração intensa e extensos períodos de escassez da precipitação pluviométrica. A região semiárida carrega em seu histórico de ocupação territorial um drama social e interpretações ambientais precipitadas, pois as “bases físicas e ecológicas não tem força para explicar as razões do grande drama dos grupos humanos que ali habitam”, carecendo de estudos adequados dos espaços ecológicos para sua melhor compreensão e gestão territorial (AB'SÁBER, 1999). O semiárido está associado à “região problema”, um estigma social. Nota-se, pois, um determinismo ambiental geográfico que sustenta esse argumento (RIBEIRO, 1999). Nesse sentido, é recorrente, na história brasileira, a preocupação com a relação seca-pobreza do/no Nordeste. Talvez por isso, desde os anos 50, Celso Furtado e seu grupo de trabalho, tenham identificado as raízes socioeconômicas da pobreza regional (FURTADO, 1959/2009).

Essa bacia teve na agricultura algodoeira a sua principal base econômica na década de 1970, principalmente em sua porção ocidental (PEREIRA, 2013). Esse cenário impactou a cobertura vegetal. Entre o período de 1973 a 2019, ocorreu a diminuição de 360.684,97 ha da vegetação natural, sendo que 60% da supressão ocorreu entre as décadas de 1970 ao final da década de 1980. Foram mais de 330 mil ha ocupados por plantações de algodão na região denominada do “vale do lúíú” (FERNANDES, 2004; PEREIRA, 2013; MIRANDA e RODRIGUES, 2015). Na década de 1990, ocorreu o declínio da produção do algodão, causado por um manejo inadequado do solo, irregularidade da precipitação pluviométrica, o aumento das pragas nas lavouras (pragas da mosca branca e o bicudo), entre outras causas (FERNANDES, 2004). A atividade algodoeira deixou um novo cenário no espaço geográfico da bacia, com solos desprovidos de vegetação arbórea e arbustiva, além de áreas abandonadas, agora propícias para recuperação ou regeneração.

Na porção oriental da bacia, empreendimentos eólicos foram instalados nas proximidades de nascentes e áreas de recargas hídricas a partir de 2012 (PEREIRA, 2020). Paralelamente, a presença de práticas de exploração irregular da vegetação natural para o carvoejamento e a exploração do minério de ferro são evidenciadas no espaço geográfico. Uma barragem para destinação de rejeito de minério de ferro, da empresa Bahia Mineração (BAMIN), foi autorizada para construção na parte alta da bacia, acima da represa destinada a captação de água para abastecimento humano e agricultura regional (Represa de Ceraíma), indicando possíveis usos conflitantes com os interesses sociais. Vale registrar que no ano de 2010, o governo do estado da Bahia, por meio do Instituto Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), concedeu a licença de implantação para a mina “Pedra de Ferro” (BAMIN), com validade até novembro de 2017, sendo que no ano de 2019 o órgão ambiental do estado da Bahia prorrogou a licença de instalação em seis anos (BAMIN, 2016; BAHIA, 2019).

Nesse contexto de expressiva pressão antrópica sobre os recursos da bacia, a seguinte pergunta foi formulada: diante do quadro de pressões que se desenha na bacia hidrográfica do rio das Rãs e seu entorno, em qual medida as ações derivadas das atividades econômicas diminuíram as áreas de Cerrado/ e de Caatinga? O objetivo dessa pesquisa foi analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal em fitofisionomias de cerrado e caatinga, da/na bacia hidrográfica e seu entorno, entre 1973 e 2019 (46 anos).

Essa pesquisa funda-se em temas como a concepção regional, da conservação e as geotecnologias. O estudo da conservação da vegetação natural contribui para apresentar o caráter fisionômico e de síntese do meio (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). A contextualização regional e as geotecnologias auxiliam na visão do conjunto geográfico, histórico, das análises e representações do espaço geográfico.

METODOLOGIA

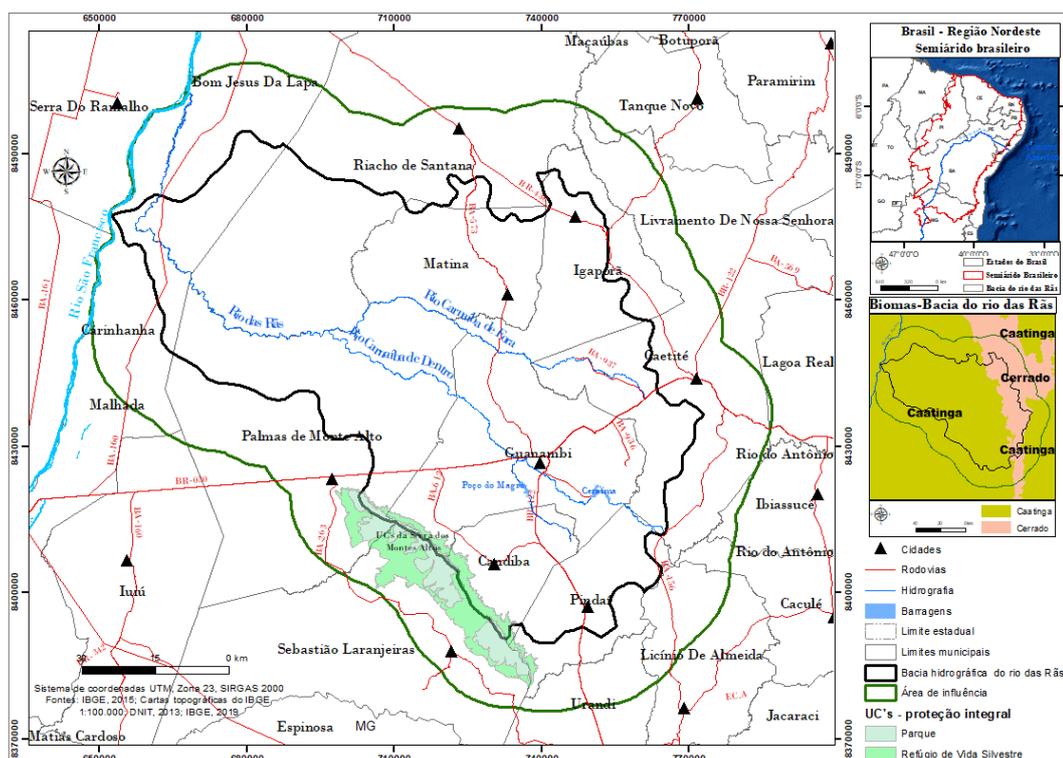
Área do estudo

A bacia hidrográfica do rio das Rãs e sua área de influência localiza-se entre as coordenadas geográficas 13°27'19,39"S; 43°25'53,22"O e 14°41'32,71"S; 42°30'59,56"O. A área do estudo compreende o contexto hidrográfico do médio São Francisco e tem como principais drenagens os rios Carnaíba de Fora e o Carnaíba de Dentro, que ao convergirem no espaço geográfico, na municipalidade de Palma de Monte Alto, torna-se o rio das Rãs, sendo que esse posteriormente deságua no rio São Francisco. O alto curso abrange as serras e os patamares do Espinhaço, o curso médio a depressão de Guanambi e o baixo curso a depressão as planícies e terraços fluviais do rio São Francisco (IBGE, 2021) (Figura 1).

A bacia abarca os biomas do Cerrado (20% 244.769 ha) e da Caatinga (80% 995.127 ha), sendo apresentados os seguintes tipos de vegetação: Contatos entre tipos de vegetação ou ecótono (savana-estépica (caatinga) / Floresta Estacional Decidual (FED); savana (cerrado)/ FED; savana/FED); FED; savana (IBGE, 2019; 2021) (Figura 1).

A escolha pela bacia é, principalmente, pela sua síntese em relação aos atributos naturais, aos aspectos socioeconômicos, às atuações antrópicas, regionais e geográficas, que acompanharam os processos histórico-territoriais no limite natural e na sua área de influência.

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio das Rãs – BA.



Fonte - Os autores, 2022.

Procedimentos metodológicos

Foi utilizado como referência espacial e de nomenclatura a base cartográfica de Otto Pfafstetter de 2006 (ANA, 2006). A rede de drenagem é oriunda das cartas topográficas do IBGE (1974-1980) de 1:100.00 do rio das Rãs (SD-23-X-D-IV), Guanambi (SD-23-Z-B-II), Palmas de Monte Alto (SD-23-X-B-I) e Riacho de Santana (SD – 23- L -III), sendo o rio das Rãs de 6ª ordem.

A partir dos divisores da bacia hidrográfica do rio das Rãs, foi considerada uma distância de 14 km (procedimento *buffer*). Os critérios para essa expansão para além da bacia se baseou em fatores conservacionistas (Unidades de Conservação presentes) e de exploração antrópica (a instalação de parques eólicos e de mineração, por exemplo) (Figura 01). Com isso, a área total apresenta uma extensão de 1.239.898 ha, sendo 54% (667.361 ha) seu limite natural e 46% (572.537 ha) o seu entorno (Figura 01).

As imagens utilizadas no mapeamento da cobertura vegetal foram dos satélites *Landsat 1* (MSS), *Landsat 5* (TM) e o *Landsat 8* (OLI), adquiridas por meio do *site* do *United States Geological Survey* (USGS). As principais justificativas para as escolhas desses satélites relacionam-se às aplicabilidades das faixas espectrais direcionadas aos mapeamentos ambientais, cobertura vegetal e às disponibilidades de imagens de 1973 até os dias atuais. O recorte temporal delimitado para a pesquisa engloba os anos de 1973, 1987, 1997, 2007 e 2019 e as órbitas/pontos de 218/70 e 2018/69, momentos com a baixa ou nenhuma incidência de nuvens e intervalos temporais próximos de 10 anos. Os critérios para a escolha das imagens fundamentaram-se naquelas que abarcassem momentos pretéritos de expansão agrícola regional e períodos mais recentes, para analisar a configuração da modificação da escala espaço-temporal. Todas as imagens foram do período seco, com a finalidade de evitar a superestimação dos resultados de cobertura vegetal, principalmente, devido à rápida resposta de outros tipos vegetais que não sejam arbóreo-arbustiva em períodos chuvosos. Seguiu-se o Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros or Satélite (PMDBBS, 2009) para definir a Menor Área Mapeada (MAM), com a dimensão de 2,00 ha. Para as imagens do *Landsat 1* adotaram-se a escala de mapeamento de 1:160.000 e para as imagens dos *Landsats 5* e *8* a escala de 1:60.000. As escalas foram calculadas de acordo com a equação sugerida por Boggione et al. (2009).

As correções de posicionamentos ou registros foram destinadas às imagens dos satélites *Landsat 5* (bandas R5, G4 e B3) e do *Landsat 1* (bandas R4, G6 e B5), baseadas no produto orbital do *Landsat – 8* (bandas R6, G5 e B4) e o uso de pontos de validações realizadas em campo. O comportamento espectral da vegetação foi considerado para a escolha das bandas, principalmente em intervalos espectrais com característica de absorção da clorofila, biomassa, entre outros (ROSA,2009). Posteriormente, foram realizados os mosaicos e recortes em cada ano analisado. O *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) foi usado para a caracterização dos padrões geomorfológicos, bem como para confecção dos mapas hipsométrico e de declividade.

Foi empregada a classificação supervisionada por meio do algoritmo “Árvore de Decisão” (*Decision Tree*) para a categorização da cobertura vegetal (PAL e MATHER, 2003). Com esse classificador, o técnico pode utilizar variados estágios usando uma série de decisões binárias, sendo cada determinação dividindo o conjunto de pixels e o pesquisador pode utilizar diferentes dados cartográficos para refinar a classificação (MAEDA et al., 2011). No algoritmo foram utilizadas as faixas espectrais das imagens da série *Landsat*, os valores do *Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, MDE (SRTM, 1arc segundo, 30 metros, escala de 1:60.000) e as feições geomorfológicas. Os aspectos geomorfológicos foram utilizados no processo de separação das classes nas árvores (*Decision Tree*), sendo consideradas as definições das áreas e os padrões da Serra do Espinhaço a leste, as UC's (Serra do Espinhaço), a Depressão Sanfranciscana e a área imediata de planície inundada do rio São Francisco. Os valores oriundos do Índice de Vegetação foram relevantes para a separação, dentro de cada feição geomorfológica, pois se mostraram eficientes na distinção da vegetação natural e de outros componentes do espaço geográfico, como o solo exposto e a água. O *software* utilizado para o Processamento Digital de Imagens – PDI foi o ENVI 5.5 (licenciado pelo Centro Universitário UniFG). O uso do programa foi principalmente pela especialização nessa área do conhecimento e por apresentar mais artifícios para as classificações das imagens de satélites da presente pesquisa.

Os aprimoramentos nas classificações foram realizados com fotointerpretações, ajustes poligonais e trabalhos no campo, especialmente, para a retirada das áreas de sombra e ajustes das confusões entre os objetos classificados, para cada ano delimitado na pesquisa (1973, 1987, 1997, 2007 e 2019). Além disso, foram feitos procedimentos estatísticos do índice Kappa e a exatidão global para verificar a robustez da classificação da vegetação utilizando-se o *software* Envi 5.5 (LANDIS e KOCH, 1977). Foram utilizadas

interpretações no campo, imagens de alta resolução do ano de 2018 e 2019 da plataforma *Google Earth*¹ pro (imagens de resolução espacial abaixo de 50cm, séries *WorldView*, *GeoEye-1* e as Plêiades) para avaliação da qualidade das classificações. Vale ressaltar que as imagens de alta resolução do programa *Google Earth* pro foram relevantes para sanar outros pontos de dúvidas e melhorias dos produtos oriundos das classificações (cobertura vegetal nos anos analisados).

Para localização das poligonais e aquisição dos valores de cobertura vegetal relativos à redução e regeneração da vegetação, entre os anos de 1973-1987, 1987-1997, 1997-2007 e 2007 a 2019, foi utilizado o aplicativo IDRISI (atual *TerrSet*¹), *Land Change Modeler* – LCM (CLARK LABS, 2013). A escolha do *software* *TerrSet* justifica-se pelas propriedades direcionadas para as análises envolvendo o desenvolvimento sustentável e a conservação da biodiversidade, além disso apresenta uma conjuntura de artifícios de monitoramento e modelagens ambientais, como o teste *Cramer's V* e os vetores de modificações da cobertura vegetal.

Foi utilizado o teste estatístico exploratório do *Cramer's V* com o intuito de verificar os principais fatores geográficos (distância de rodovias, localidades, cidades, elevação do terreno e declividade) que podem influenciar na modificação da cobertura vegetal. O teste *Cramer's V* é baseado no qui-quadrado de Pearson, variando de 0 a 1, sendo que valores acima de 0,15 podem auxiliar na explicação da modificação do uso da terra, o teste indica a potencialidade de uma variável para explicação em uma modificação do uso da terra (CLARK LABS, 2013; MENGUE et al., 2018).

Foi realizada a preparação dos dados no *software* *Arcgis* 10.2.2 (ESRI, 2014) para o teste *Cramer V*. O uso do *Arcgis* apresentou uma interface mais amigável para manuseio dos dados geográficos, em especial, com a aplicação de distâncias euclidianas nos dados vetoriais de rodovias, das localidades, das cidades, bem como, a preparação dos dados de altimetria e declividade (SRTM). Posteriormente, no aplicativo *TerrSet*, LCM, foi realizado o teste *Cramer V*, que relacionou a modificação da vegetação, a intervalos temporais da presente pesquisa (1973-2019; 1973-1987; 1987-1997; 1997-2007; 2007-2019), para cada variável (distância de rodovias, localidades, cidades, elevação do terreno e declividade), no procedimento *Test and Selection of Site and Driver Variables*. Além disso, no *TerrSet*, foram constituídos os dados de regeneração e redução da vegetação natural para os anos analisados.

Vale registrar que o *software* *Arcgis* 10.2.2² foi usado também para a organização dos dados finalizados (cobertura vegetal, vetores de mudanças da vegetação) e a constituição dos *layouts*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cobertura vegetal pode ser um ponto de partida para a compreensão de outros parâmetros na natureza, como exemplos, os estoques de biomassa e carbono, acima e abaixo do solo.

No período analisado, a década de 1970 foi aquela em que foi observado o maior quantitativo de vegetação nativa. Foram quantificados 785.416,29 ha de cobertura vegetal, compreendendo 63% da bacia e seu entorno. Em 1987 detectou-se 569.721,78 ha (45,94% da área do estudo) de vegetação. Para o ano de 1997, foram 620.652,5765 ha (50% da bacia e seu entorno) de vegetação remanescente. Nos anos de 2007 e 2019, a vegetação natural ocupava 503.329,68 ha (40% da área do estudo) e 551.768,32 ha (44% da bacia e seu entorno), respectivamente (Figura 2). Vale registrar que foi encontrado uma exatidão global de 81,33% e um coeficiente *kappa* de 0,629. Isso aponta para um resultado das classificações dos produtos orbitais de classe muito boa (LANDIS e KOCH, 1977).

O valor líquido (balanço da redução e regeneração) é a diferença entre valores totais dos remanescentes de vegetação entre os anos analisados. Assim, o sinal negativo indica maior quantidade de áreas desmatadas em relação às extensões recuperadas de vegetação na área do estudo. Em 46 anos analisados foi computado um valor líquido de -233.647,97 ha. Esse quantitativo equivale a 18,84 % da área da bacia e seu entorno (1.239.898 ha), concentrados na parte baixa. Foi diagnosticado um impacto negativo na vegetação para o intervalo de 1973 a 1987 (-215.694,52 ha); um saldo positivo de 1987 a

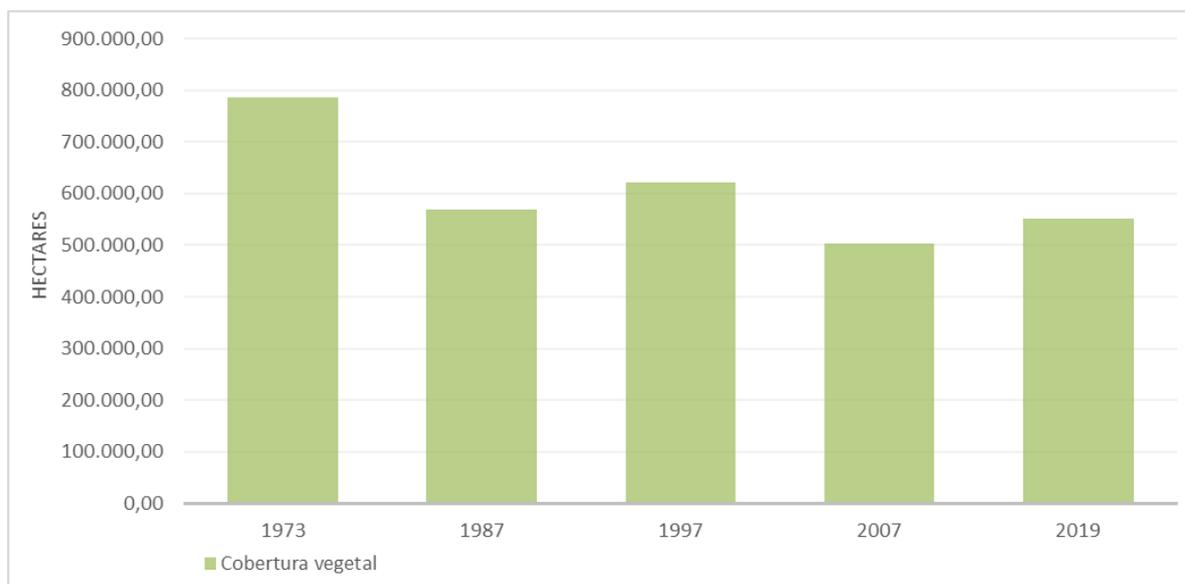
¹ Registro do Programa para finalidade de pesquisa.

² *Software* *Arcgis* licenciado pelo Programa de Pós-graduação em Geografia - Tratamento da Informação Espacial, PUC-MG.

1997 (50.930,79 ha); um impacto negativo entre as décadas de 1973 a 2007 (-117.322,90 ha). Entre 2007 e 2019 observou-se maior regeneração da vegetação, com um valor líquido positivo (48.438,64 ha). Em geral, entre os anos de 1973 e 1987 ocorreu a maior supressão da vegetação natural (17% da área total delimitada). No último período analisado configurou-se um cenário mais otimista em relação a recuperação da vegetação (Figura 2).

A redução da cobertura vegetal ou o desmatamento pode ser associada a agricultura regional, praticada entre a década de 1970 ao final da década de 1980, sendo decisiva para a configuração da vegetação e para os impactos nos serviços ambientais, nos cursos médio e baixo da bacia. Na parte alta do limite natural, intervenções recentes, como a instalação de empreendimentos eólicos e de mineração (leste da bacia), além da prática de carvoejamento, são exemplos de intervenções antrópicas na área do estudo.

Figura 2 - Cobertura vegetal nos anos de 1973, 1987, 1997, 2007 e 2019.



Fontes - USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019. Organização: Os autores, 2021.

Em 46 anos foram suprimidos 360.684,97 ha e ocorreu a regeneração de 127.037,00 ha de vegetação natural. Entre os anos de 1973 e 1987 foi observada a supressão de 298.310,52 ha enquanto se regeneraram 82.616,00 ha de vegetação. Esse foi um período de expressivas pressões agrícolas oriundas do plantio da monocultura algodoeira, nos cursos médio e baixo da bacia. Na bacia do rio das Rãs moradores cultivavam o “ouro branco” ou o algodão desde final do século XIX, em especial, na região conhecida como baixio no “Vale do Iuiú”, sendo que em 1912 foi inaugurada a primeira empresa de beneficiamento do algodão. Na década de 1970 o plantio alcançou 120 mil toneladas e uma área plantada de 150 mil toneladas por ha. No final da década de 1980, o algodão se estabeleceu em uma área de 330.262 ha e contribuiu para 19% do total produzido de algodão no país, alcançando números de 140 mil toneladas (FERNANDES, 2004).

Para o intervalo de 1987 a 1997, os valores foram de 104.431,21 ha e 155.362,00 ha para as categorias supressão e regeneração da vegetação, respectivamente. Entre os anos de 1997 e 2007, as áreas reduzidas contabilizaram 194.991,00 ha enquanto 77.668,10 ha da vegetação se regeneraram. Entre 2007 e 2019 observou-se a supressão de 116.817,36 ha enquanto 165.256,00 ha de áreas recuperadas de 2007 a 2019 de vegetação se regeneraram (Figura 3).

Observa-se que a atuação antrópica (principalmente a expansão da cultura do algodão e o carvoejamento) foi mais agressiva em termos de redução da cobertura vegetal, entre o início dos anos 1970 até o final dos anos de 1980. Na década seguinte, de 1987 a 1997, incremento espacial da cobertura vegetal regenerada foi registrada. Essa dinâmica, inversamente proporcional, entre as classes de

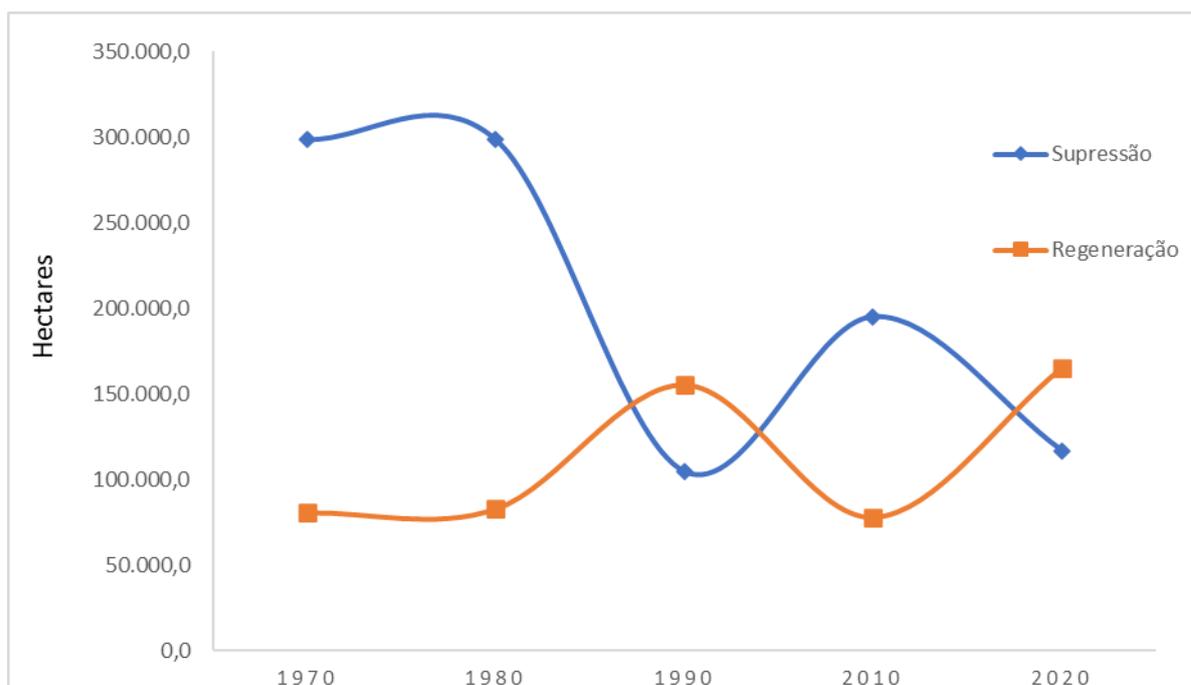
recuperação e redução, são evidenciadas nas décadas subsequentes, com maiores quantitativos de regeneração da vegetação natural ao final do último intervalo temporal analisado, de 2007 a 2019 (Figura 3).

O balanço entre o corte e a regeneração da cobertura vegetal ou ao contrário, remete à sincronicidade da expansão ou redução da atividade agrícola na bacia do rio das Rãs e seu entorno. O período de 1987 e 1988 configura-se como o auge do período agrícola, crescente desde a década de 1970, impulsionado pela monocultura de algodão (FERNANDES, 2004; PEREIRA, 2013). Nesse período foi registrada uma área colhida de mais de 300.000 ha (Figuras 03 e 04). O avanço agrícola impactou, de maneira significativa, a vegetação natural, com o aumento da supressão da cobertura vegetal em momentos históricos de expansão da agricultura. Soma-se à prática da agricultura regional, o carvoejamento e a pecuária, como nexos causais dos impactos negativos na cobertura vegetal. A retração da importância relativa da atividade agropecuária regional, no início e meados dos anos de 1990, pode ter influenciado a regeneração da vegetação, entre outros ambientes, principalmente em terrenos abandonados (FERNANDES, 2004, PEREIRA, 2013; SANTOS - MARTÍN, et al., 2019) (Figuras 03 e 04). A recuperação de uma vegetação depende de variados fatores, sendo que, no semiárido no Brasil estima-se que a regeneração varia em uma escala de 10 a 15 anos (GIONGO, 2014).

A relação conflituosa entre a agricultura e a recuperação da biodiversidade expressa a dificuldade de aplicação de práticas de desenvolvimento sustentável ou de uma relação mais harmoniosa entre a sociedade e a natureza, em uma conjuntura socioambiental apresentada e reforçada nas agendas nacionais e internacionais. Nessa nova conjuntura “(...) o natural e o social são concebidos como elementos de um mesmo processo”, uma “geografia socioambiental” (MENDONÇA, 2001; GAMA; MELO; MORAIS, 2015).

Campos et al., (2015) encontraram um padrão semelhante para caatinga, ao analisarem as microrregiões localizadas no bioma, por meio do “Índice Geral de Degradação – IGD”. Eles constataram que 10% das microrregiões elevaram a degradação caatinga, sendo que os principais fatores dessa deterioração do meio foi o aumento de uma infraestrutura e área vinculada a agropecuária, em geral, como consequência, a redução da cobertura vegetal (CAMPOS et al., 2015).

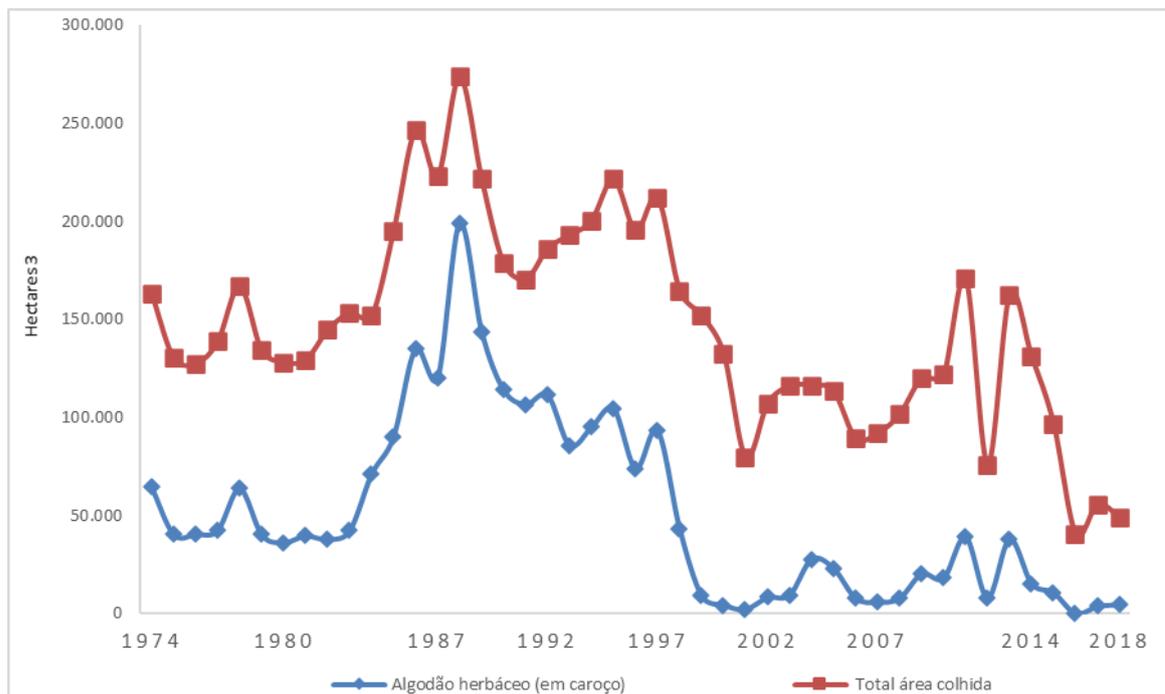
Figura 3 - Dinâmica da vegetação natural entre décadas (1973 a 2019).



Fontes - USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019.

Organização - Os autores, 2021.

Figura 4 - Área colhida (Hectares) total e de Algodão - Microrregião de Guanambi (BA) 1974 a 2018).



Fonte - Dados municipais agrícolas do IBGE, 1974 a 2018. Organização: Os autores, 2021.

Para análise de fatores espacializados (distância de rodovias, localidades, cidades, elevação do terreno e declividade) capazes de influenciar na modificação da cobertura vegetal, fez-se uso do teste estatístico exploratório do Cramer's V. Assim, as variáveis: distâncias das cidades; rodovias; declividade; e altimetria; se apresentaram como potenciais explicações para as matrizes de transição de modificações da cobertura vegetal para outros usos. Detectou-se que estas variáveis são capazes de influenciar a dinâmica da redução ou regeneração da vegetação.

Os relevos residuais (inselbergs) e a Serra do Espinhaço revelaram-se inibidores do avanço do corte de vegetação. Isso se explica pela localização da concentração de cobertura vegetal em áreas remotas e com pouca aptidão agrícola (áreas elevadas, com afloramentos rochosos, declividades acentuadas), configurando-se como áreas favoráveis a conservação da cobertura vegetal e da biodiversidade.

As UC's de proteção integral das Serras dos Montes Altos materializam essa vocação. As UC's da bacia seguem um padrão mundial de localização, pelo fato de se posicionarem em áreas remotas e com pouco potencial agrícola (PAFF et al., 2009). O mesmo padrão é encontrado nas áreas protegidas do Norte de Minas Gerais, ou seja, cobertura vegetal em bom estado de conservação encontra-se em áreas com poucas pressões antrópicas ou de baixo potencial agropecuário ou agronegócio (CLEMENTE; ESPIRÍTO-SANTO; LEITE, 2020). Certamente esse padrão não reduz a importância das áreas protegidas para proteção da biodiversidade. As UC's em questão são refúgios da fauna regional e possuem registros culturais importantes como de populações pretéritas, além de possuírem beleza cênica. Estes são fatores decisivos para o estabelecimento das UC's (Tabela 1; Figura 5).

Ainda que isoladas geograficamente, as áreas protegidas da bacia sofrem pressões de uso. Destaca-se a proposição indicativa nº 21.375/2015, na Assembleia Legislativa da Bahia (ALBA), cujo objetivo foi viabilizar a implantação de parque eólico nas UC's (BAHIA, 2015). A forte reação da população ou o controle social inibiu o avanço da proposta. Com relação aos seus impactos, as torres eólicas afetam áreas sensíveis no aspecto natural, como proximidades de nascentes ou cabeceiras de drenagens. Os procedimentos mais usados nos contratos das instalações das torres eólicas são os "arredamentos eólicos", estabelecidos entre a empresa e os proprietários das terras. Durante a etapa de implantação dos parques são criados empregos temporários, sem que haja pagamento de *royalties* (TRALDI, 2019). Nesse contexto, essa pesquisa traz uma reflexão, sobre o retorno social dos parques eólicos para as comunidades/população da microrregião de Guanambi – BA. Soma-se a isso a fragmentação da vegetação na Serra do Espinhaço, provocada pelo aumento da abertura de estradas vicinais que servem de passagem de caminhões para o transporte das peças das torres na fase de implantação dos parques.

Apesar dessas pressões, a Serra do Espinhaço juntamente com as extensões de inselbergues ainda são áreas com agrupamentos ou continuidades de vegetação natural.

Outro fator de relevância geomorfológica para uso e ocupação do solo é a localização de extensões de terra com maior aptidão agrícola/agropecuária na bacia, concentradas majoritariamente na depressão de Guanambi. Isso reforça os valores indicativos no *Cramer's V* para altimetria e declividade (Tabela 1).

Tabela 1 - Indicadores Cramer's V para os anos analisados.

Intervalos temporais	Cidades	Localidades	Rodovias	Declividade	Altimetria
1973-2019	0,1155	0,0954	0,1290	0,2481	0,3551
1973-1987	0,1046	0,0714	0,1273	0,1018	0,334
1987-1997	0,1106	0,0646	0,0927	0,1819	0,3709
1997-2007	0,1000	0,0783	0,1082	0,1498	0,3689
2007-2019	0,1155	0,0945	0,1290	0,2481	0,3551

*P*valor 0,000 para todas as análises.

Fontes - IBGE, 2010; DNIT, 2021; SRTM, 2000; USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019. Organização: Os autores, 2021.

Figura 5 - Concentração de vegetação natural em terrenos elevados - UC's da serra dos Montes Altos.



Fonte - Autores, 2019.

O contato Savana-Estépica (caatinga)/FED ocupa maiores extensões na bacia hidrográfica do rio das Rãs e sua área de influência alcançava 50% do total de manchas de vegetação na década de 1970, de acordo com a presente pesquisa. Eram 398.915,98 ha de vegetação natural no ano de 1973; 264.848,56 ha no ano de 1987; 267.177,83 ha no ano de 1997; 205.910,23 ha no ano de 2007 e 227.603,26 ha em 2019. A FED ocupava 25,76 % da área, ou 177.235,33 ha em 1973. Daí em diante seus totais verificados foram de: 118.186,09 ha, 154.059,48 ha, 115.645,85 ha, 142.119,54 ha, para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2019, respectivamente (Tabela 2). Para áreas de contato de Savana/FED foram quantificados 148.593,53 ha em 1973; 132.969,56 ha no ano de 1987; 138.431,68 ha em 1997; 124.728,56 ha para o ano de 2007 e no ano de 2019, o quantitativo foi de 125.261,07 ha (Tabela 2).

As manchas de savana (cerrado) somavam-se 56.891,08 ha, 49.715,896 ha, 56.431,38 ha, 53.151,35 ha, 52.572,23 ha, para os anos de 1973, 1987, 1997, 2007 e 2019, respectivamente. O contato

Savana/Savana-Estépica atingiu os valores de 3.780,37 ha no ano de 1973; 4.001,658 ha em 1987; 4.552,19 ha no ano de 1997, 3.893,67 ha em 2007 e em 2019 4.212,21 ha (Tabela 2).

Tabela 2 - Cobertura vegetal por fitofisionomias entre décadas de 1973 a 2019.

Tipos de vegetação	1973	1987	1997	2007	2019
	Hectares				
Savana/FED	148.593,5	132.969,6	138.431,7	124.728,6	125.261,1
Savana/Savana-Estépica	3.780,4	4.001,7	4.552,2	3.893,7	4.212,2
Savana-Estépica/FED	398.916,0	264.848,6	267.177,8	205.910,2	227.603,3
FED	177.235,3	118.186,1	154.059,5	115.645,9	142.119,5
Savana	56.891,1	49.715,9	56.431,4	53.151,4	52.572,2
Total	785.416,3	569.721,8	620.652,6	503.329,7	551.768,3

Valores em hectares; Floresta Estacional Decidual – FED; Savana (Cerrado); Savana – Estépica (Caatinga).

Fontes - USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019. Organização: Os autores, 2021.

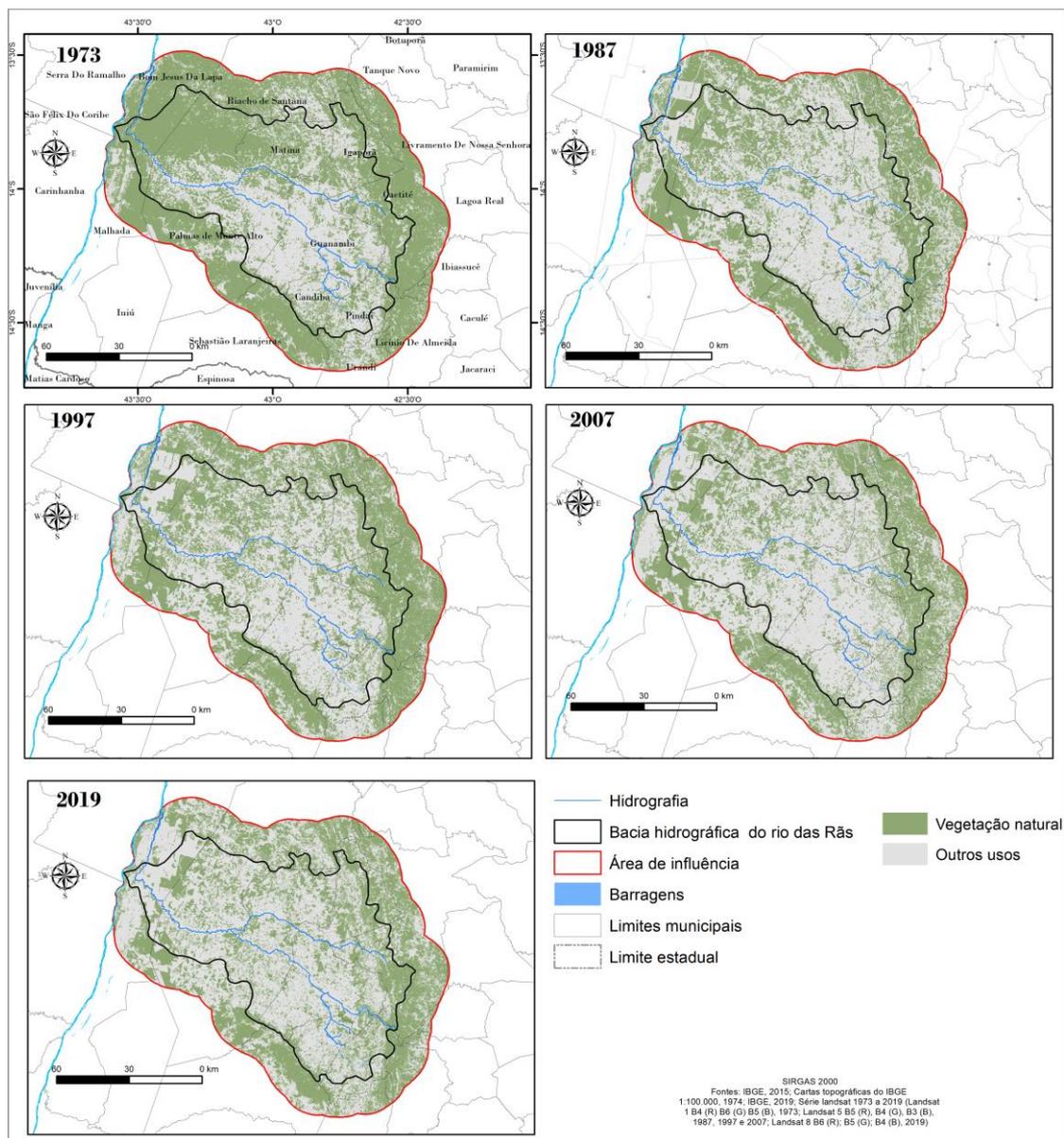
Em relação aos aspectos territoriais, integram total ou parcialmente a bacia os seguintes municípios: Bom Jesus da Lapa (19,6%); Caculé (54,5%); Caetité (62,3%); Candiba (100%); Guanambi (100%); Ibiassucê (7,9%); Igaporã (100%); Iuiú (0,3%); Lagoa Real (0,6%); Licínio de Almeida (30,6%); Malhada (38%); Matina (100%); Palmas de Monte Alto (79,8%); Pindaí (100%); Riacho de Santana (61,5%); Sebastião Laranjeiras (30,7%); Urandi (25,8%) e Tanque Novo (3,5%); todas as municipalidades são pertencentes ao estado da Bahia. Além disso, estão inseridas na bacia as cidades ou distritos sedes de Candiba, Guanambi, Matina, Igaporã e Pindaí. As principais rodovias são BR 030, BR 122, BA 473, BA 156, entre outras (Figura 6).

O município de Guanambi, com 78.833 habitantes, possui a maior população da área do estudo e de toda microrregião (18 municípios). De acordo com o censo do IBGE, realizado no ano de 2010, a população total dos municípios que compreendem a área do estudo é de aproximadamente 251.492 moradores, sendo 140.579 (55,90%) na área urbana e 110.913 (44,10%) habitantes da zona rural. No geral, 61,11% dos municípios (11 de 18 municipalidades) tem população rural maior que a urbana, porém as áreas urbanas de Guanambi e Caetité elevam a média geral da população urbana. Estão inseridas na área do estudo as sedes municipais baianas de Riacho de Santana, Matina, Palmas de Monte Alto, Guanambi, Candiba, Sebastião Laranjeiras, Pindaí, Caetité e Igaporã (IBGE, 2011) (Figura 6).

Nos municípios de Bom Jesus da Lapa - BA, Palmas de Monte Alto - BA, Malhada - BA e Riacho de Santana - BA, porções oeste, sudoeste e noroeste da área do estudo, foram acometidas com maiores pressões antrópicas nos 46 anos, são terrenos com melhores aptidões agrícolas. Além disso, foram detectados, na região central da bacia hidrográfica do rio das Rãs, em específico na municipalidade de Guanambi - BA, supressões da cobertura vegetal anteriores à década de 1970. Percebeu-se nas áreas de contato Savana-Estépica (caatinga)/FED a predominância dos remanescentes de estruturas arbóreas-arbustivas de caatinga em 2019. Houve remoção de madeiras de maiores valores econômicos ou de estruturas arbóreas em momentos pretéritos (como exemplos os municípios de Guanambi, - BA, Bom Jesus da Lapa - BA, Palmas de Monte Alto - BA, Malhada - BA, Matina e Riacho de Santana - BA). A vegetação remanescente em 2019 não se configurava como revestimento primário, especialmente, na Depressão Sertaneja (Figura 6). Atribui-se à expansão da cultura algodoeira e, de forma concomitante, às práticas de carvoejamento, os resultados obtidos. A exploração da madeira para a produção do carvão, em geral, localiza-se em áreas de cobertura vegetal mais densa e dispersa no espaço geográfico (Figura 6). A degradação da vegetação da bacia pode se refletir no comportamento de outros elementos dos ecossistemas, como o balanço de energia e os estoques de carbono principalmente no contexto da região semiárida. No semiárido brasileiro, as mudanças do uso da terra ou redução da cobertura vegetal causam, entre outros efeitos, o aumento do albedo e as trocas de energia e, como consequência, a influenciam o clima regional (CUNHA; ALVALÁ; OLIVEIRA 2013). Entre outros efeitos negativos da fragmentação da cobertura vegetal, ressaltam-se o aumento do efeito de borda e a perda de habitats (FONSECA, 2017).

Um outro tipo de degradação parece acometer a vegetação decídua na bacia do rio das Rãs. Trata-se de uma “perturbação antrópica crônica”. São modificações em ambientes da caatinga que ocorrem de maneira mais lenta ou branda. Entretanto, os impactos negativos sucessivos comprometem as ações naturais sistêmicas, bem como, o arranjo estrutural, a composição e a função ecossistêmica (ANTONGIOVANNI et al., 2020). Sua intensidade é mais branda e lenta quando comparada aos desmatamentos (mais agudos), ocorridos na década de 1970, no período algodoeiro. Entre essas ações crônicas incluem-se: estradas para passagens humanas (promove acesso a áreas remotas da vegetação); corte espaçados de árvores; disposição de lixo (ANTONGIOVANNI et al., 2020). Esse conjunto de fatores compromete a conservação da biodiversidade e o bom funcionamento dos serviços ambientais.

Figura 6 - Bacia hidrográfica do rio das Rãs: Cobertura vegetal entre décadas – 1973 – 2019.



Fontes - USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019.

IBGE, 2015; IBGE, 1974-1980. Organização: Os autores, 2021.

Os tipos de vegetação Savana-Estépica (caatinga)/FED e FED, que se localizam principalmente na Depressão Sertaneja (oeste, sul, sudoeste e noroeste), foram submetidas a maiores pressões antrópicas nos 46 anos analisados, principalmente pela aptidão agrícola desses terrenos (planos e suaves

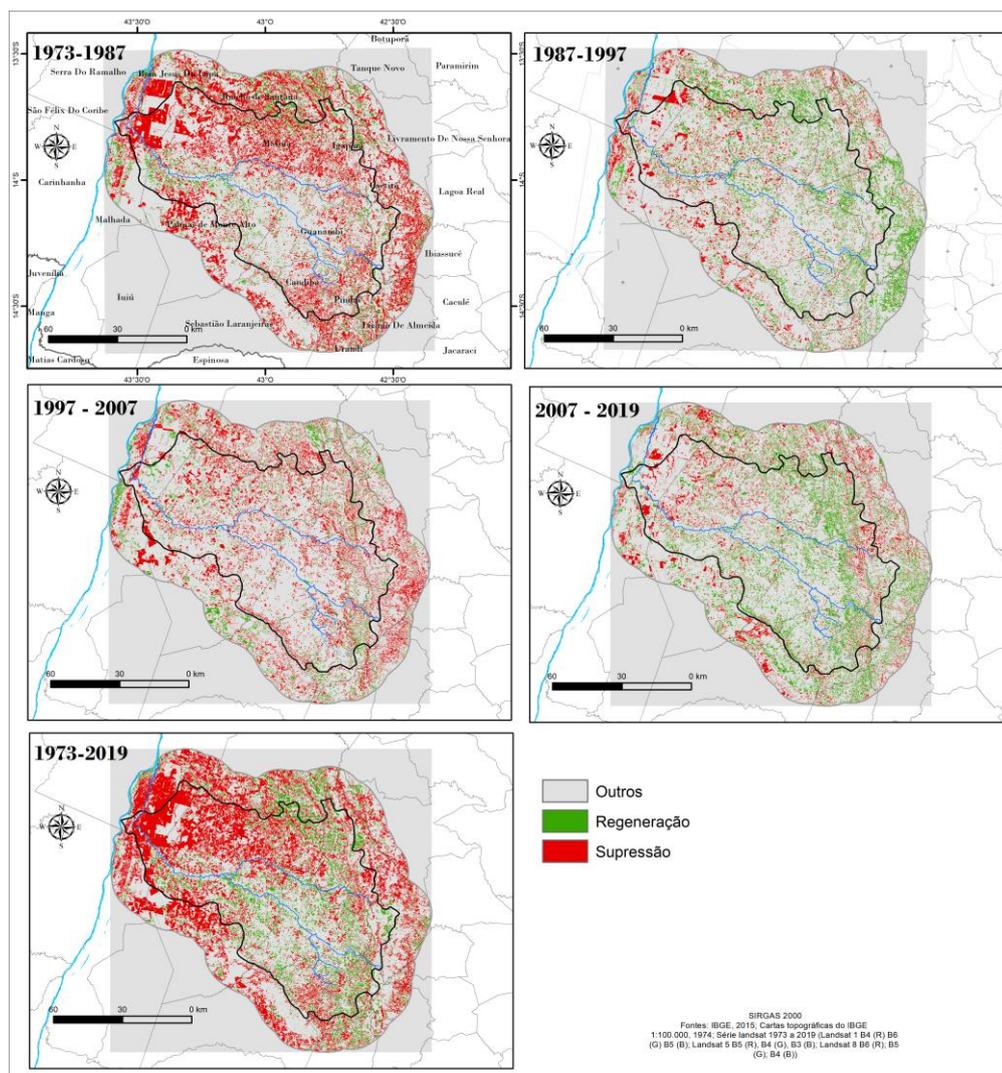
ondulados) (municípios de Bom Jesus da Lapa - BA, Palmas de Monte Alto - BA, Malhada - BA e Riacho de Santana – BA) (Figura 7).

Estima-se que trata-se da contribuição do período algodoeiro e, ainda de forma concomitante, das práticas de carvoejamento. A exploração da madeira para a produção do carvão, em geral, localiza-se em áreas de cobertura vegetal mais densa e dispersa no espaço geográfico. As fitofisionomias do cerrado e seus respectivos ecótonos estão distribuídas nos terrenos da serra do Espinhaço, a leste-sul da bacia hidrográfica e sua área de influência (Figura 7).

A supressão e regeneração da vegetação natural entre as décadas (1973 a 2019) segue a mesma lógica dos resultados apresentados, com concentrações (de supressão) entre as décadas de 1970 ao final de 1980, e nas porções orientais da bacia. Configura-se uma distribuição espacial de corte da vegetação dispersa em toda a bacia, porém, com grupos maiores de supressão nas extensões oeste, sul e noroeste da área do estudo, nas Depressões do São Francisco e Guanambi. Além disso, ocorre a diminuição da vegetação na parte alta da bacia, em terrenos conhecidos como “superfície dos gerais”, são áreas com maiores aplanamentos em terrenos elevados da Serra do Espinhaço (Figura 7).

A recuperação da vegetação natural se evidencia nas décadas de 1987 a 1997 e 2007 a 2019, sendo o padrão de supressão da cobertura vegetal difuso no espaço geográfico. Percebe-se uma recuperação da cobertura vegetal nos patamares do Espinhaço e nas “superfícies dos gerais do Espinhaço” após o ano 2000 (Figura 7).

Figura 7 - Bacia Hidrográfica do rio das Rãs supressão e regeneração entre décadas – 1973 – 2019.



Fontes - USGS: Landsat 1, 1973; Landsat 5, 1987, 1997, 2007; Landsat 8, 2019.

IBGE, 2015; IBGE, 1974-1980. Organização: Os autores, 2021.

O cenário que se desenhou no processo de exploração dos recursos naturais na bacia hidrográfica do rio das Rãs e seu entorno, influenciou a queda e recuperação dos estoques de biomassa e carbono, alterando, idealmente, a potencialidade dos serviços ambientais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conjunto de pressões antrópicas na bacia hidrográfica do rio das Rãs e seu entorno, diminuiu de maneira significativa as áreas de vegetação natural. Os primeiros 14 anos da análise, períodos áureos da agricultura na região, foram decisivos para a redução da cobertura vegetal, principalmente em feições geomorfológicas das Depressões de Guanambi e do São Francisco. Os aspectos geomorfológicos foram decisivos para a conservação dos remanescentes de vegetação, principalmente na serra do Espinhaço e em relevos residuais ou inselbergues. Sua topografia acidentada e localização remota foram, de certa maneira, inibidores do desenvolvimento agrícola em larga escala nessa região do semiárido baiano.

Outro importante elemento para avaliação é a instalação dos parques eólicos na serra do Espinhaço. Detecta-se impactos ecossistêmicos negativos em sua fase de instalação ou implantação, através da abertura de estradas para o transporte dos equipamentos das torres. Há que se observar as nascentes próximas as torres além de seu impacto sobre rotas migratórias de aves.

A redução da vegetação natural por meio do carvoejamento ocorreu de maneira difusa no espaço geográfico, com diferentes intensidades na escala tempo. Em geral, foi intensa em períodos econômicos favoráveis da indústria do sudeste brasileiro. Apesar da rigidez climática com períodos prolongados de secas, a prática da criação de gado foi consolidada em terrenos da região oeste-sudoeste da bacia, nos municípios de Guanambi - BA, Palma de Monte Alto - BA, Riacho de Santana - BA. Esse conjunto de fatores degradou a vegetação natural na bacia.

O desmatamento ou a retirada da vegetação natural em regiões do semiárido do Brasil aumenta a erosão e expõe o solo a ações diretas da natureza como a insolação. Além disso, é o primeiro impacto negativo na natureza em uma conjuntura maior de degradação, bem como, a perda da fertilidade de terras e a desertificação de áreas no semiárido brasileiro.

Recomenda-se estudos que versam sobre soluções mais harmoniosas da relação entre a sociedade e natureza e a conservação dos ecossistemas, como exemplos, o Pagamento por Serviços Ambientais - PAS, quantificação dos estoques de carbono, recuperação de áreas degradadas, entre outros artifícios.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES (Código de Financiamento 001) e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia - Tratamento da Informação Espacial da PUC-MG.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. Dossiê Nordeste seco. **Estudos Avançados**. 13 (36), 1999. Disponível em <<https://www.revistas.usp.br/eav/article/download/9474/11043>> Acesso em: 23 fev. 2022.

ANA - Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. **Método de construção e modelagem da base hidrográfica para suporte à gestão das águas**. Brasília. Agência Nacional das águas/Ministério do Meio Ambiente. 2006. 29p. Disponível em <https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/en/resources.get?id=47&fname=manual_base_ottocodifica_da.pdf&access=private> . Acesso em: 08 abr. 2020.

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E.M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C.R. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**. 2020. 57, p. 2064-2074. Disponível em <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>>. Acesso em: 07 jul. 2020.

BAHIA (Estado). **Proposição Indicativa nº-21.375/2015**. Indica a Implantação do Parque Eólico dos Montes Altos, relativizando o Decreto Estadual nº 12.486, de 29 de novembro de 2010, que Cria o Parque Estadual dos Montes Altos. (processo anulado e arquivado a pedido da autora). ALBA - Assembleia Legislativa da Bahia. Bahia, BA. 31 de agosto de 2015. Disponível em <<https://www.al.ba.gov.br/atividade-legislativa/proposicao/IND-21.375-2015>> Acesso em: 19 mai. 2021.

_____. **Portaria 17.973 de 20 de março de 2019**. Concede a licença de instalação, válida por 06 (seis) anos, à Bahia Mineração S/A. Diário oficial. Bahia, BA. 21 de março de 2019. Disponível em <<https://doool.eqba.ba.gov.br/ver-html/5826/#e:5826>> Acesso em: 15 mar. 2022.

BAMIN - Bahia Mineração. **Projeto Pedra de Ferro**. 2016. Disponível em <<https://www.bamin.com.br/pagina.php?cod=1>> Acesso em: 10 jun. 2019.

[BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDENER, T.A.; HICKS, C.C.; LENNOX, G.D.; BERENQUER, E.; CASTELLO, L.; ECONOMO, E.P.; FERREIRA, J.; GUÉNARD, B.; LEAL, C.G.; ISSAC, V.; LEES, A.C.; PARR, C.L.; WILSON, S.K.; YOUNG, P.J.; GRAHAM, N.A.J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature*, v. 559, p.517-526, 26 jun. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>>. Acesso em: 05 nov. 2018.](#)

BOGGIONE, G. A.; SILVA, M. V. A.; JUNIOR, N. R. C.; TELES, T.L.; NAZARENO, N. R. X. Definição da escala em imagens de sensoriamento remoto: uma abordagem alternativa. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. *Anais ...* Natal: INPE, 2009. p. 1739-1746. Disponível em: <http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.18.03.28/doc/1739-1746.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2022.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. **Fundamentos de política e gestão ambiental: caminhos para a sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

CAMPOS, S.A.C.; FERREIRA, M. D. P.; COELHO, A. B.; LIMA, J. E. Degradação ambiental agropecuária no bioma caatinga. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 46, p. 155-170, 2015. Disponível em <<https://bnb.gov.br/documents/80223/1095809/9.pdf/b61c1392-67ec-4085-9eec-18c8c24c2167>>. Acesso em: 13 abr. 2021.

CLARK LABS. **TerrSet - Land Change Modeler - LCM**. 2013. Disponível em <<https://clarklabs.org/terrset/land-change-modeler/>> Acesso em: 24 mar 2020.

CLEMENTE, C. M. S.; ESPÍRITO-SANTO, M. M. E.; LEITE, M. E. Estimates of deforestation avoided by protected areas: a case study in Brazilian tropical dry forests and Cerrado. *Landscape Research*, p. 1-14, 2020. Disponível em <<https://doi.org/10.1080/01426397.2020.1730773>> Acesso em: 06 abr. 2020.

CUNHA, A.P.M.A.; ALVALÁ, R.C.S.; OLIVEIRA, G.S. Impactos das mudanças de cobertura vegetal nos processos de superfície na região semiárida do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.28, n.2, 139 - 152, 2013. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbmet/v28n2/v28n2a03.pdf>> Acesso em: 13 abr. 2020.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: NUPAUB-USP, 1994.

DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. **Rodovias federais e estaduais**. Brasília, DF, 2021. Disponível em <<http://servicos.dnit.gov.br/vgeo/>>. Acesso em: 25 fev. 2022.

ESRI - Environmental Systems Research Institute **ArcGIS**. 10.2.2. 2014. – ESRI

HARRIS – GEOSPATIAL SOLUTIONS. SULSOFT. **Envi**. 5.5.

FERNANDES, J. C. **Comportamento de cultivares de algodoeiro submetidos aos preparos de solo com grade pesada e com escarificador e avaliação de leguminosas e gramíneas visando à integração lavoura-pecuária no Vale do Iuiu, Região Sudoeste da Bahia**. 2004. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Escola de Agronomia, Universidade Federal da Bahia, Cruz das Almas, 2004. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufrb.edu.br/bitstream/123456789/611/1/JAIRO%20COSTA%20FERNANDES.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2019.

FONSECA, M.A. **Fragmentação, conservação e restauração da Caatinga**. 2017. 102 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Ecologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufrn.br:8080/jspui/bitstream/123456789/24678/1/Fragmenta%C3%A7%C3%A3oConserv%C3%A7%C3%A3oRestaura%C3%A7%C3%A3o_Fonseca_2017.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2020.

FURTADO, C. **O Nordeste e a saga da Sudene (1958-64)**. Rio de Janeiro: Centro Celso Furtado / Arquivos Celso Furtado 3, Editora Contraponto, texto original de 1959, 1ª edição, 2009. 283 p.

GAMA, C. M.; MELO, J. A. B.; MORAIS, N. R. Evolução da ciência geográfica e tratamento à questão ambiental. *Caminhos de Geografia*, [S. l.], v. 16, n. 55, 2015. Disponível em: <<https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/27875>>. Acesso em: 20 jan. 2022.

GIONGO, V. Carbono no Semiárido brasileiro. In: LEITE, L.F.C.; MACIEL, G.A; Araújo, A.S.F. **Agricultura Conservacionista no Brasil**. Brasília: Embrapa, 2014. Cap. 2. p. 288-307. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/862154/carbono-no-semiarido-brasileiro>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

GOOGLE. **Google Earth Pro**. Séries *WorldView*, *GeoEye-1* e as Plêiades. 2018-2019. Disponível em < <https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em 26 fev. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cartas topográficas**. 1974-1980. Disponível em: < <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>>. Acesso em: 03 jun. 2019.

_____. **Dados agrícolas municipais – 1974 a 2018**. Disponível em < <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas> > acesso em: 01 abr. 2020.

_____. **Localidades**. 2010. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/27385-localidades.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 25 fev. 2022

_____. **Censo da população do Brasil 2010**. 2011. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home>>. Acesso em: 16 set. 2021.

_____. **Limites municipais**. 2015. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home>>. Acesso em: 16 set. de 2019.

_____. **Censo Agropecuário**. 2017. Disponível em: < <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/resultados-censo-agro-2017.html>>. Acesso em: 04 maio 2020.

_____. **Biomás Brasileiros (1:250.000)**. 2019. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 26 mar. 2020.

_____. **BDIA - Banco de Dados de Informações Ambientais**. 2021. Disponível em: < <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>>. Acesso em: 21 jan. 2022

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Coordenação geral de observação da terra. **Programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Avisos – Bioma Caatinga. 2016. Disponível em: <http://terrabilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 29 mar. 2021.

LANDIS, J.; KOCH, G. G. The measurements of agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.3, p.159-179, 1977. Disponível em < <https://doi.org/10.2307/2529310>> Acesso em: 15 dez. 2020.

MAEDA, E. E.; ARCOVERDE, G.F.B.; PELLINKKA, P.K.E.; SHIMABUKURO, Y.E. Fire risk assessment in the Brazilian Amazon using MODIS imagery and change vector analysis. **Applied Geography**, 31 (1), 2011, 76 – 84. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.02.004>. Acesso: 22 jan. 2022.

MARENGO, J. A. **Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semiárido do Brasil. Parcerias Estratégicas**, Brasília, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2008. Disponível em < http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/view/329> Acesso em: 15 dez. 2020.

MARENGO, J.A.; CUNHA, A.P.M. A.; NOBRE, C.A.; NETO, G.G.R.; MAGALHÃE, R.R.T.; SAMPAIO, G.; ALEXANDRE, F.; ALVES, L.M.; CUARTAS, L.A.; DEUSDARÁ, K.R.L.; ÁLVALA, R. C. S. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 °C. **Natural Hazards**, v. 102, p. 1-26, 2020. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04097-3>. Acesso em: 27 nov. 2020.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P. M. A.; ALVES, L. M. A Seca de 2012-15 no Semiárido do Nordeste do Brasil no Contexto Histórico. **Revista Climanalise**, v. 04, p. 49-54-54, 2016. Disponível em < <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/revista/pdf/30anos/marengoetal.pdf> > Acesso em: 15 dez. 2020.

MENDONÇA, F. A. Geografia Socioambiental. **Terra Livre**, São Paulo, v. 1, n.16, p. 113-132, 2001. Disponível em < <https://www.agb.org.br/publicacoes/index.php/terralivre/article/view/352>> Acesso em: 15 dez. 2020.

MENGUE, V. P.; SILVA, T. S.; FONTANA, D.C.; SCOTTA, F. C. Detecção de mudanças espaciais relacionadas à expansão da fronteira agrícola no Bioma Pampa. RBC. **Revista Brasileira de Cartografia (ONLINE)**, v. 70, p. 40-70, 2018. Disponível em <https://doi.org/10.14393/rbcv70n1-45189>. Acesso em: 26 fev. 2022.

MIRANDA, J. E.; RODRIGUES, S. M. M. História do bicudo no Brasil. In: BELOT, J.L. (Org.). **O bicudo-do-algodoeiro (Anthonomus grandis BOH., 1843) nos cerrados brasileiros: Biologia e medidas de controle**. 1º Ed. Cuiabá: Instituto Mato-grossense do Algo

MOREIRA, A.A.M. **Desafios à conservação na Bacia do Paraopeba-MG: identificando valores**. 2015. 287 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Geografia - Tratamento da Informação Espacial, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015. Cap. 4.

USGS - United States Geological Survey. **Landsat TM 1, R (4); G(6); B(5)**. Órbita 218/ pontos 69 e 70. Reston, Virgínia: United States Geological Survey - USGS, 16/08/1973-23/06/1973. Disponível em < <https://www.usgs.gov/>>. Acessado em: 28 fev. 2022.

_____. **Landsat TM 5, R(5); G(4); B(3)**. Órbita 218/ pontos 69 e 70. Reston, Virgínia: United States Geological Survey - USGS, 18/08/1987-16/10/1997-24/07/2007. Imagem de satélite. Disponível em < <https://www.usgs.gov/>>. Acessado em: 28 fev. 2022.

_____. **Landsat TM 8, R(6); G(5); B(4)**. Órbita 218/ pontos 69 e 70. Reston, Virgínia: United States Geological Survey - USGS, 29/10/2019-27/09/2019. Imagem de satélite. Disponível em < <https://www.usgs.gov/>>. Acessado em: 28 fev. 2022.

PAFF, A.; ROBALINO, J.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; ANDAM, K. S.; FERRARO, P. J. PARK location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across Costa Rica. **Journal of Economic Analysis & Policy**, 9(2), 1–24, 2009. Disponível em < <https://doi.org/10.2202/1935-1682.1990> > Acesso em: 06 abri. 2020.

PAL, M.; MATHER, P. M. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. **Remote Sensing of Environment**. 86, 4, 2003. 554–565. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00132-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00132-9) > Acesso em: 03 set. 2019.

PEREIRA, S. R.N. **Guanambi**: Centralidade, rede urbana e dinâmica regional no centro-sul baiano. Dissertação. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia- UFBA. Salvador, 2013. Disponível em < <https://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/20146>>. Acesso em: 23 fev. 2022.

_____. **Políticas energéticas e desenvolvimento sócio-espacial**: as transformações geradas pela energia eólica no semiárido baiano. Tese. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia- UFBA. Salvador, 2020. Disponível em < <https://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/32820>>. Acesso em: 20 set. 2019.

PMDBBS - Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite. **Biomas do Cerrado e Caatinga**. 2009. Disponível em < http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biomass/>. Acesso em: 10 jun. 2019.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Efraim Rodrigues, 2001. 328 p.

RIBEIRO, R. W. Seca e Determinismo: a Gênese do Discurso do Semiárido Nordestino. **Anuário do Instituto de Geociências**. v. 28, n. 22, p. 60-91. 1999. Disponível em < https://doi.org/10.11137/1999_0_60-91>. Acesso: 23 fev. 2022.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. Uberlândia, EDUFU, 7 ed. 2009

SANTOS-MARTÍN, F.; ZORRILLA-MIRAS, P.; PALOMO, I.; MONTES, C.; BENAYAS, J.; MAES, J. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. **Ecosystem Services**, v.35, 43–51. 2019 Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.006>>. Acesso em: 20 jan. 2022.

TRALDI, M. **Acumulação por despossessão**: a privatização dos ventos para a produção de energia eólica no semiárido brasileiro. 2019. 1 recurso online (378 p.). Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, SP. Disponível em < <https://www.unicamp.br/unicamp/teses/2019/07/15/acumulacao-por-despossecao-privatizacao-dos-ventos-para-producao-de-energia-br>>. Acesso em: 05 abr. 2021.

Recebido em: 13/07/2021

Aceito para publicação em: 18/03/2022