

Aplicação de Abordagem Metodológica para Proxy de Degradação da Terra Usando Amplitude Temporal do Índice *Rain Use Efficiency* – RUE – para os Biomas Cerrado e Caatinga no Brasil

Application of a Methodological Approach for Land Degradation Proxy Using a Time Range of RUE Index in the Cerrado and Caatinga Biomes of Brazil

Gabriela Alves Carreiroⁱ

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
São José dos Campos, Brasil

Gustavo Felipe Balué Arcoverdeⁱⁱ

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
São José dos Campos, Brasil

Jocilene Dantas Barrosⁱⁱⁱ

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
São José dos Campos, Brasil

Resumo: Este estudo consiste na análise espacial de degradação da terra, com objetivo de identificar padrões espaciais de tendência à baixa resposta hidro-vegetacional em pastagens nos biomas Cerrado e Caatinga entre os anos 2000 a 2018. Os padrões foram avaliados por meio da metodologia para proxy de degradação utilizando-se a razão de produtividade líquida (PPL) e a precipitação que resultou no índice *rain use efficiency* – RUE. Este índice constitui um indicador de degradação para zonas áridas, semiáridas e subúmido. Os resultados obtidos por meio da metodologia abordada foram linhas de padrão de tendência de resposta hidro-vegetacional – endmember e dois mapas de classificação de tendências de processos degradativos, logo os resultados podem apresentar falsos negativos e uma validação em campo se faz necessária.

Palavras-chave: Degradação; Cerrado; Caatinga; RUE.

Abstract: This study of the spatial analysis of land degradation has the objective of identifying spatial patterns of low hydro-vegetational response in pasture located in the Cerrado and Caatinga biomes between the years of 2000 and 2018. The patterns were eval-

ⁱ Pesquisadora do LADIS – Laboratório de Análise e Desenvolvimento de Indicadores para a Sustentabilidade. gabrielaalvescarreiro@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-7157-8868>

ⁱⁱ Doutor, INPE, DIIAV, <https://orcid.org/0000-0002-0082-5710>, gustavo.arcoverde@inpe.br.

ⁱⁱⁱ Mestre, INPE, DIIAV, <https://orcid.org/0000-0001-7869-7424>, jocilene.barros@inpe.br.

uated using a methodology for proxy of degradation according to net productivity ratio (NPP) and precipitation. A rain-use efficiency index (RUE) was devised for evaluating degradation in arid, semi-arid and sub-humid areas of these biomes. The results presented reflect trend lines of hydro-vegetational response as depicted in endmember and two classification trend maps of degradation processes. As the results may present false negatives, field validation is deemed necessary.

Keywords: Land Degradation; Cerrado; Caatinga; RUE.

Introdu o

O conceito de degrada o da terra possui v rias defini es, basicamente permeiam tr s grandes  mbitos: perda da capacidade biológica ou econ mica produtiva da terra (JOHNSON; LEWIS, 2007), perda da capacidade da terra em prover bens e serviços ecossistêmicos (LADA, 2013), e, altera o do regime de equilíbrio original (SCHEFFER, 2009; D'ODORICO et al., 2013).

Geralmente as paisagens em processo de degrada o passam a ter um regime – bacia de atra o – alternativo de equilíbrio, tornando-se mais difícil o retorno ao regime inicial, de quando era estável (D'ODORICO et al., 2013). Tal circunstância modifica a paisagem de estabildiades (WALKER et al., 2004), considerando que a degrada o da terra   um fen meno complexo e de altera o de resiliência socioecológica, essa perspectiva pode ser considerada como “a capacidade do sistema continuar a apresentar as mesmas fun es, estruturas e feedbacks ao passar por mudanças abruptas ou graduais, sejam estas de ordem natural ou social” (WALKER, 2004).

A degrada o da terra no Brasil, quando se observa os biomas Cerrado e Caatinga, está relacionada em grande parte com as a es antrópicas, como o desmatamento (SOUZA et al., 2015; KLINK e MACHADO, 2005). Considera-se que o desmatamento corresponde   baixa cobertura vegetal que se mostra como um indicador para o início do processo de degrada o da terra (ARAÚJO, 2010).

As áreas de pastagem no Brasil possuem naturalmente maior suscetibilidade   degrada o (FELTRAN-BARBIERI; FÉRES, 2021), tendo em vista que são utilizadas em grande parte de forma extensiva com baixo investimento em tecnologia, mão de obra e práticas de conserva o do solo, sendo muito dependentes dos padrões de precipita o. Sendo assim, as áreas de baixo potencial agrícola geralmente são destinadas às pastagens no Brasil (DIAS-FILHO, 2014). Por serem consideradas áreas de baixo investimento, muitas vezes são utilizadas como primeiro uso após o desflorestamento (DIAS-FILHO, 2014), ou como uma área de transi o ou espera – especula o – para usos de maior investimento e retorno financeiro. Estão associadas   pastagem natural, cuja vegeta o local natural   tipicamente semiaberta – t pico de certas fitofisionomias dos biomas Cerrado e Caatinga –, ou   pastagem plantada, com a introdu o de forrageiras ou plantio de leguminosas de alto teor proteico. A degrada o das pastagens geralmente está associada ao manejo inadequado, em particular o uso sistemático de taxas de lota o que excedem a capacidade do pasto de se recuperar do pastejo e do pisoteio (DIAS-FILHO, 2014).

Os processos socioecon micos e os padrões climáticos também são considerados importantes fatores explicativos quando se analisa a degrada o da terra. A partir da im-

plementação de pastagens, sob as características citadas no parágrafo anterior, inicia-se um processo de perda de produtividade e da sua capacidade de recuperação natural. Esse processo traz desencadeamentos sistêmicos no âmbito econômico e ambiental que, associado às mudanças climáticas, em destaque à amplitude de períodos de estiagem nos biomas Cerrado e Caatinga, tende a provocar o declínio na fertilidade do solo, redução da condição estrutural, erosão, alcalinidade, acidez e salinidade, culminando na perda da capacidade de regulação do ambiente (CGEE, 2016; KILL; PORTO, 2016; NUNES PARENTE; OLIVEIRA; PARENTE, 2010; QUEIROZ et al., 2006; UNCCD, 2013). O processo de degradação da terra em terras secas (zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas) concerne o termo desertificação (UNCCD, 2013). De acordo com Sampaio, Araújo e Sampaio (2010) o semiárido brasileiro é uma das maiores áreas do mundo suscetível ao processo de desertificação. Este é um fenômeno que está em evolução nestes biomas, e tem trazido a redução da capacidade dos ecossistemas em fornecer sustentação para o equilíbrio do mesmo.

A resposta da vegetação em relação à disponibilidade hídrica constitui um dos elementos de análise de degradação, ou de alteração do regime de resiliência ecossistêmico, de uma região sensivelmente dependente da sazonalidade hídrica. Esta premissa faz parte de um processo de retroalimentação positivo direto entre disponibilidade de chuva, desenvolvimento vegetativo e albedo, também constitui um dos tradicionais e principais elementos de análise de degradação em terras secas. Com isso o Cerrado e a Caatinga possuem aspectos de resiliência que permitem a análise do acontecimento de pastagens e sua respectiva degradação (BASTIN et al., 1993; BAI et al., 2008).

Referencial Teórico

No domínio dos chapadões tropicais do Brasil Central está o Cerrado, sua área core é marcada por planaltos, possuindo áreas de transição com outros biomas (AB'SÁBER, 2003; IBGE, 1992). Este ecossistema vem sofrendo com ações antrópicas durante décadas. No Cerrado existe um acelerado processo de ocupação, com intenso desmatamento, que leva à perda de solo por erosão, e que leva também à supressão da fauna e flora (NASCIMENTO, 2001).

O Cerrado está situado predominantemente no clima tropical estacional, com estações muito chuvosas entre os meses de outubro a abril, alternadas com estações mais secas, possuindo um total de precipitações anuais maiores das quais ocorrem nos domínios das caatingas, efetuando assim, a existência de padrões de perenidade dos cursos d'água regionais (AB'SÁBER, 2003; MIRANDA et al., 2009). A vegetação possui diferentes padrões, cerrados, campos e florestas. Estas diferentes fitofisionomias são explicadas pelos fatores climáticos (PEREIRA; VENTUROLI; CARVALHO, 2011). De acordo com Arens (1958), a flora deste bioma está suscetível a receber longos períodos de iluminação solar pelo clima, que possui um número elevado de dias de céu descoberto, e pela fitofisionomia rala, que produz sombra mínima. Isto se enquadra no período de inverno seco, mas é modificado durante o verão chuvoso (AB'SÁBER, 2003).

A expansão agropecuária ao longo do Cerrado, sobretudo em suas porções planas de fácil mecanização (GIUSTINA; CHRISTIAN, 2013), tem sido associada ao uso de queimadas, seja no manejo do fogo para a limpeza de áreas, preparação de colheita ou para a renovação de pastagens, como técnica de caça e gerenciamento de gado (IBAMA,

2002). O primeiro uso tem sido em grande parte em áreas naturais do bioma. O Cerrado apresenta-se com alta resiliência às queimadas e secas, sobretudo através das espécies lenhosas, que foi integrada às condições geomorfoclimáticas dos trópicos ao longo de sua evolução, sujeita assim a forte sazonalidade e alto potencial regenerativo natural (ARENS, 1958). Tal regeneração ocorre por rebrota, por meio de estruturas subterrâneas, que são influenciadas por sua vez pelos fatores edáficos (DURIGAN et al., 1998).

A Caatinga encontra-se no domínio das depressões interplanálticas semiáridas do Nordeste brasileiro (AB'SÁBER, 2003). O solo dessa região possui a característica de conter um reservatório faunístico, com grande diversidade de organismos que garantem o funcionamento e a sustentação de todo o bioma. Portanto, os nutrientes disponíveis no solo para o crescimento das plantas derivam de complexas relações entre os microrganismos e a fauna do solo, assim observa-se a complexidade e a vulnerabilidade desses ecossistemas (BONKOWSKI; GRIFFITHS; SCRIMGEOUR, 2000; VAN GESTEL; KRUIDENIER; BERG, 2003; JACOBS et al., 2010).

A Caatinga, igualmente como o Cerrado, possui duas estações climáticas bem estabelecidas, uma quente e seca, quando a sua vegetação apresenta-se seca, sem folhagem e o solo exibindo as raízes, e outra quente e chuvosa. O primeiro padrão climático se concentra nos meses de junho a setembro nas regiões mais a oeste e sudoeste da Caatinga, e quanto mais ao leste e norte desse bioma o período de seca é deslocado para os meses de novembro a janeiro, enquanto que o período de chuva fica complementar aos padrões citados (KOUSKY, 1979). Contudo, deve-se salientar que a evapotranspiração é permanentemente alta ao decorrer do ano todo (ARAUJO, 2010; SILANS; SILVA; BARBOSA, 2006).

A vegetação nativa possui um mecanismo adaptativo, que por conta das primeiras chuvas dá origem a um dossel semelhante a uma floresta baixa, capaz de atenuar os efeitos do impacto da chuva sobre o solo (ALBUQUERQUE et al., 2005). A fitofisionomia da Caatinga apresenta meios de adaptação (SILANS; SILVA; BARBOSA, 2006; SULTAN, 2003) como a resistência aos períodos de estiagem, reduzindo a perda de água por meio da transpiração, ocasionando a perda antecipada das folhas (CHAVES et al., 2008). Já na década de 1990, 80% da vegetação deste bioma encontrava-se alterada, cujas causas são, principalmente, o extrativismo e a agropecuária, em que maioria dessas áreas apresentam-se em estádios iniciais ou intermediários de sucessão ecológica (ARAÚJO FILHO, 1996; SOUZA et al., 2015). De acordo com Ribeiro Filho et al. (2016), o desmatamento para a produção de lenha e carvão compromete a superfície do solo à ação direta das chuvas, e o pastoreio excessivo leva à redução de recursos, visto que a remoção da vegetação herbácea, em qualquer âmbito, desempenha o favorecimento da compactação do solo e da desertificação.

A Caatinga apresenta alta resiliência, com a regeneração vegetativa, característica das espécies arbustivas, durante o período de chuva, apresentando mudanças às espécies herbáceas que se modificam brevemente de uma coloração esbranquiçada para um verde intenso (QUEIROZ et al., 2006). Conforme Silva (2015), provavelmente essas adaptações têm contribuído para o desenvolvimento da resiliência, possibilitando a permanência destas espécies em ambientes sob elevada condição de estresse.

Considerando o aspecto de resiliência de sistemas no que diz respeito à degradação da terra, conforme citado acima, os biomas Caatinga e Cerrado podem ser considerados sistemas altamente resilientes do ponto de vista de resposta de desenvolvimento vegeta-

tivo em relação à marcada sazonalidade de chuvas nesses biomas, haja vista que com o retorno do período chuvoso o desenvolvimento vegetação passa a ser evidente. Esta característica permite análises observacionais e indiretas acerca do estado de estabilidade em que se encontram estes biomas, uma vez que a diminuição do retorno vegetativo após períodos de estiagem – resposta hidro-vegetacional – permite inferir a existência de uma bacia de atração alternativa, sendo menos resiliente que a original, deflagrando um processo de degradação ou desertificação – quando em terras secas (BULHÃO; FIGUEIREDO, 2002; MACHADO et al. 1997; D’ODORICO et al., 2013).

Para análises em nível regional e, portanto, de ampla distribuição espacial, é preciso um número maior de observações, tanto em nível espacial como temporal. Uma das alternativas de avaliação da resposta hidro-vegetacional, como análise de processos de resiliência após períodos de secas, deflagrando processos de degradação da terra. Portanto, para esse tipo análise, vêm sendo utilizadas imagens de sensoriamento remoto, junto do índice de Eficiência do Uso da Chuva pela Vegetação – *Rain Use Efficiency* – RUE (DIOUF; LAMBIN, 2001; WEI et al., 2019).

O RUE é resultado da divisão da produtividade primária líquida (PPL) pela quantidade de chuva mensurada em milímetros (mm) em um período estipulado. Este índice tem apresentado alta correlação com valores de evapotranspiração, contudo deve ser analisado de forma específica para cada tipo de bioma (ISUNDWA, MOURAD; 2019). Em estudos utilizando imagens de sensoriamento remoto, PPL é comumente substituído por índices de vegetação, a fim de que possa ter maior período de análise (BAI et al., 2008; FENSHOLT; RASMUSSEN, 2011).

Um dos índices de vegetação amplamente utilizado é o EVI (*Enhanced Vegetation Index*) (LIU; HUETE, 1995). Este índice está disponível como um produto do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), produto MOD13, com resolução espacial de 250 metros. É produzido pelas bandas na faixa espectral do azul, vermelho e infravermelho próximo, minimizando o retorno da reflectância do solo e da atmosfera (JUSTICE et al., 1998; DIDAN, 2015). Este índice se aplica para a avaliação da atividade vegetal, por estar diretamente relacionado com as variações ocorridas na cobertura vegetal da terra, e apresentar súbita resposta às variações fenológicas (KARNIELI et al., 2002; JUSTICE et al., 1998).

Em relação à disponibilidade do histórico de precipitação a partir de imagens com ampla resolução temporal, atualmente existe o dado CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*). Trata-se de um produto que conjuga dados de satélite e estações meteorológicas, em que se procurou diminuir falhas que são inerentes a estas duas fontes de dados. A sua resolução espacial é de 0,05°, com dados diários de precipitação desde 1981 (FUNK et al., 2015).

A razão entre o EVI dividido pela precipitação resulta em uma aproximação plausível do índice de Eficiência do Uso da Chuva (*rain use efficiency* – RUE), compreendendo um indicador de degradação. Desta forma, contribui para a elucidação das influências antropogênicas e climáticas que afetam negativamente a produtividade da terra e do desenvolvimento vegetativo. A distribuição ou o padrão das chuvas de RUE é normalmente diferenciado em relação aos diferentes biomas (HUXMAN et al., 2004).

Considerando os aspectos de marcada sazonalidade de precipitação anual associada à resiliência vegetacional dos biomas Cerrado e Caatinga, e considerando que a degrada-

 a íon destes biomas ocorre predominantemente sobre pastagens plantadas ou naturais (MA-CEDO et al., 2013), este trabalho teve como hipótese central de que   possível averiguar processos de degrada a a partir de dados de resposta hidro-vegetacional de forma anual e em ampla escala (biomas) a partir de uma metodologia mais direta por dados de sensoriamento remoto. O objetivo geral do trabalho foi a identifica a de padrões espaciais de tendência   baixa resposta hidro-vegetacioanal em pastagens nos biomas Cerrado e Caatinga entre os anos 2000 a 2018, sendo um proxy ao processo de degrada a da terra.

Desenvolvimento (Materiais e Métodos)

 rea de Estudo

Foi considerada como área de estudo as áreas de pastagem invariantes entre os anos de 2000 a 2018, compreendidas nos biomas Cerrado e Caatinga (Figura 1). Foi utilizado o Mapbiomas 5.0 para identificar a classe de uso e cobertura de pastagem ao longo dos anos citados. Os pixels que se mantiveram como pastagem ao longo dos anos de estudo foram processados como máscara para os processamentos seguintes. Como citado na introdu a, as pastagens são as de maior uso extensivo no meio rural nestes biomas, e que estariam mais expostas a processos de degrada a.

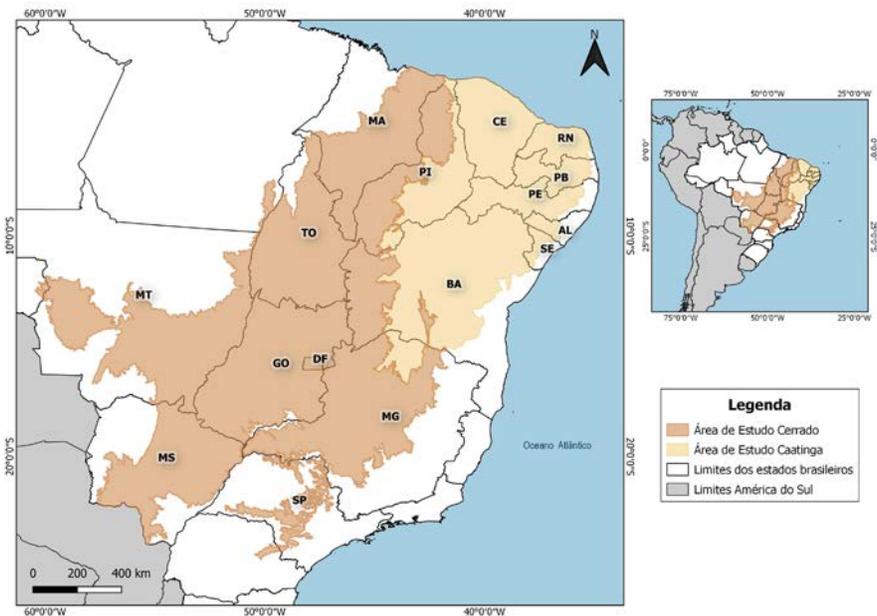


Figura 1 –  rea de estudo.

Fontes: Biomas (IBGE, 2019); Limites Estaduais (IBGE, 2019); Limites América do Sul (IBGE, 2019); Elabora a cartográfica: Gabriela Alves Carreiro, 2021. Proje a EPSG 5880. Coordenadas geográficas, datum SIRGAS 2000.

Materiais

Para as análises realizadas neste estudo, foram utilizados os seguintes materiais:

- imagens de EVI (*enhanced vegetation index*) provenientes do produto MOD13Q1 do sensor Modis a bordo da plataforma orbital TERRA;
- imagens de precipitação do produto CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*).

Procedimentos Metodológicos

O período de processamento das imagens de EVI e CHIRPS compreendeu fevereiro do ano 2000 (período em que os produtos do Modis começam a ser disponibilizados) até dezembro do ano de 2018. O dado do EVI é apresentado a cada 16 dias e possui resolução espacial de 250 metros, enquanto o valor de precipitação do CHIRPS refere-se ao total diário com resolução de 0,05° (aproximadamente 5 quilômetros).

Considerando as diferenças de resoluções espaciais e temporais entre os dados de EVI e CHIRPS, foi preciso realizar processamentos para que estes pudessem estar em resoluções compatíveis, para então gerar as imagens de RUE.

Neste caso, as imagens CHIRPS foram reamostradas para 250 metros de resolução espacial e seus valores de precipitação diária somados a cada 16 dias, de forma que pudessem ser equiparadas com as imagens EVI e possibilitando a geração das imagens RUE a cada 16 dias.

Foi realizada a média anual das imagens disponíveis de RUE para que fossem verificados padrões espaciais de menor resposta hidro-vegetacional ao longo dos anos nas pastagens nos biomas do Cerrado e Caatinga, sendo este o proxy de degradação neste estudo.

Estas etapas estão detalhadas nos próximos capítulos. A Figura 2 situa o trabalho em termos de ordem cronológica das atividades citadas.

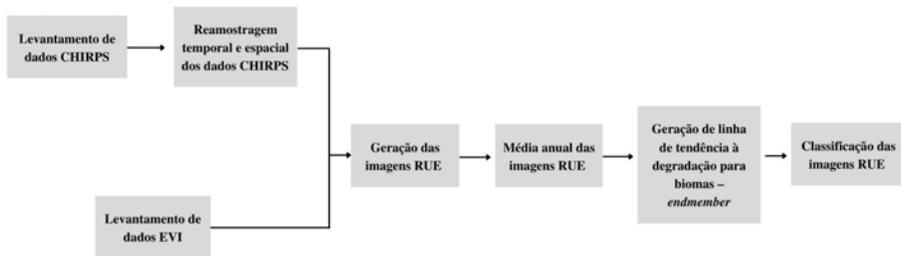


Figura 2 – Ordem cronológica das atividades.

Levantamento de dados EVI

Para as etapas de download de imagens EVI, foi utilizado o pacote MODISsp no software R (BUSETTO; RANGHETTI; WASSER, 2020). Para esse processamento foram

selecionadas as seguintes categorias: (i) *Ecosystem Variables – Vegetation Indices*; (ii) Produto MOD13Q1, na versão 6 da plataforma Terra, selecionando a camada original EVI 16 dias; (iii) Extensão espacial de saída foi indicada por tiles – retângulos – com 12/14 na horizontal e 9/11 na vertical; (iv) Proje o determinada como EPSG 5880; (v) Resolu o espacial de 250m; (vi) Formato de saída selecionado como GeoTIFF.

Armazenaram-se as imagens temporais de forma anual, correspondendo a 23 dados por ano, exceto para o ano 2000, cujo produto MOD13Q1 está disponível para o dia 18 de fevereiro daquele ano, tendo em vista que o lançamento do sensor TERRA/MODIS foi realizado em 18 de dezembro de 1999.

Levantamento de Dados CHIRPS

O *download* do produto CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*) foi realizado a partir do pacote RCurl no R (LANG, 2020). As imagens foram organizadas de forma anual e foram recortadas – fun o *crop* – de acordo com a área de estudo – biomas -, pois inicialmente elas abrangiam praticamente todo o globo, latitudes 50 S e 50 N, e todas as longitudes.

Reamostragem Temporal de Dados CHIRPS

Como citado anteriormente, as resolu es temporais e espaciais do EVI/MODIS e do CHIRPS são diferentes. Para que fosse possível a gera o das imagens RUE, seria preciso que elas estivessem com as mesmas resolu es espaciais e temporais. Neste sentido, as imagens do CHIRPS foram reamostradas para as resolu es temporal e espacial do EVI.

A interpola o temporal das informa es diárias de chuva do CHIRPS foi realizada para a cada 16 dias, exatos aos das imagens do produto EVI/MODIS. Esta interpola o foi realizada pela soma dos valores de precipita es a cada 16 dias.

Para a interpola o temporal habilitou-se os pacotes Rgdal e Raster no processo de recorte das imagens CHIRPS. Para essa etapa de processamento, também foi utilizado o pacote Rts, realizando análises de séries temporais *raster* e fornecendo classes e métodos para manipula o. (BIVAND et al., [s.d.]; HIJMANS, 2020; NAIMI, 2019; R-CORE ORG, [s.d.]).

Reamostragem dos Dados CHIRPS e Gera o das Imagens RUE

Uma vez realizada a interpola o temporal dos dados CHIRPS, foi realizada a reamostragem espacial das imagens de 5 quil metros para 250 metros, resultando nas imagens CHIRPS reamostradas (CHIRPSR), conforme os dados do EVI (MOD13Q1), possibilitando a gera o das imagens RUE Eq. (1).

$$RUE = \frac{EVI}{CHIRPSR}$$

Foram organizadas as datas e os nomes das imagens CHIRPSR e EVI em uma planilha para que fossem processados os empilhamentos – *stack* – das imagens EVI e CHIRPS e assim resultar nas imagens de RUE (conforme equação 1). O processamento de *stack* e RUE foi realizado por bimestre de cada ano civil para otimizar o tempo de processamento. Em média, para cada ano foram geradas 23 imagens de RUE. O ano 2000 constou apenas 21 dados e 5 bimestres por conta do início da contagem, já os anos 2001 a 2018 apresentaram 6 bimestres.

O processamento levou aproximadamente 63 horas, utilizando-se de 435 dados de ambos os produtos, tanto o CHIRPS com os dados de precipitação interpolados a cada 16 dias, e o MOD13Q1 EVI com produto disponibilizado no mesmo intervalo de tempo, gerando-se, assim, 113 bimestres correspondendo ao proxy RUE.

Preparação das Imagens RUE

Com as imagens bimestrais de RUE desmembradas foi realizada a média anual – anos de 2000 a 2018 – a fim de que pudesse diminuir a quantidade de informação a ser processada e também observar padrões de forma anual, conforme citado anteriormente. Para que se realizasse as análises de valores médios dos dados RUE por ano, foi necessário o desmembramento das imagens bimestrais, tornando assim em bandas de 21 a 23 dados que correspondiam aos *Stacks* de 16 dias, através do programa R por intermédio do plugin GRASS GIS e a função *r.series* no QGIS.

A partir das imagens anuais de RUE foi realizado o *stack* destas imagens anuais (2000 a 2018), seguido do recorte espacial para o bioma Cerrado (Stack-anual-Cerrado) e para o bioma Caatinga (Stack-anual Caatinga).

Construção da Linha Padrão de Tendência de Resposta Hidro-vegetacional – Endmember

A partir dos Stack-anual-Cerrado e Stack-anual Caatinga foram identificados os valores de RUE mínimos e máximos para cada um dos anos para cada bioma. Estes valores foram ordenados de forma decrescente para cada um dos anos de forma síncrona, gerando uma linha de tendência de decréscimo de resposta hidro-vegetacional máxima possível, sendo considerada o padrão de máxima degradação possível para cada um dos biomas – *endmember* por bioma.

Classificação das Imagens RUE

Os *endmembers* gerados foram utilizados para treinamento de classificação supervisionada pelo algoritmo *Spectral Angle Mapper* (SAM) (KRUSE et al., 1993; YAN; ROY, 2015). Foram utilizadas imagens denominadas de “Regras” (*Rules* em inglês) resultantes do processo de classificação. Trata-se de imagens que apresentam probabilidades, angulações etc., da relação entre a imagem classificada (dado de saída) com o *endmember*, conforme o algoritmo do classificador. Neste trabalho, os mapas de regras pelo algoritmo *Spectral Angle Mapper* (SAM) representaram o ângulo em radianos em relação à distân-

cia da linha padrão do *endmember*, assim, quanto menor for o valor do mapa de regras, mais próximo estará desta linha e, portanto, mais próximo de uma tendência   degrada o, considerando o conjunto dos anos considerados e o recorte por bioma.

Resultados Linhas de Padrão de Tendência de Resposta Hidro-vegetacional – Endmember

Em rela o às linhas de resposta hidro-vegetacional de padrão de tendência   degrada o, a do bioma Caatinga obteve uma amplitude maior em rela o a do Cerrado. Esta resposta de amplitude se deve de que na Caatinga as chuvas são mais concentradas e a vegeta o, que se encontra com pouca área foliar na seca, obt m uma alta recupera o no período chuvoso. Este padrão também se encontra no Cerrado, todavia   menos acentuado que na Caatinga.

O maior e o menor valor de RUE entre períodos para a Caatinga corresponderam a 631,02 e 33,21, respectivamente. Considerando que as imagens de RUE variaram de 0 a 10.000. A Figura 3A apresenta esta amplitude de valores máximos e mínimos, apresentados de forma decrescente, de modo a caracterizar uma curva padrão de tendência   degrada o hipotética. Esta curva serviu para treinamento do algoritmo SAM para as imagens anuais de RUE da Caatinga.

O maior e o menor valor de RUE entre períodos para o Cerrado corresponderam a 244,07 e 12,85, respectivamente. A Figura 3B apresenta a amplitude de valores máximos e mínimos, apresentados de forma decrescente, de modo a caracterizar uma curva padrão de tendência   degrada o hipotética. Esta curva serviu para treinamento do algoritmo SAM para as imagens anuais de RUE do Cerrado.

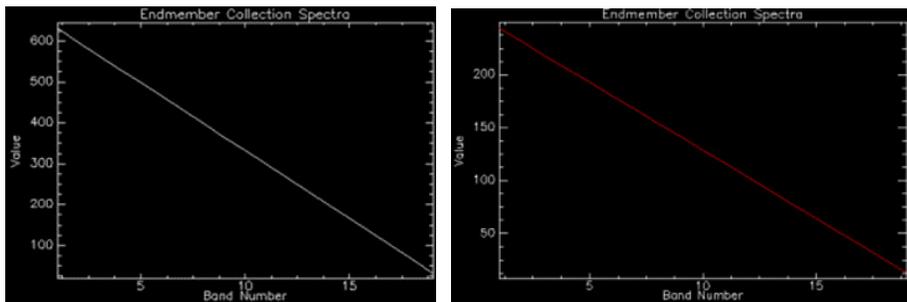


Figura 3 – Valores RUE dos *endmembers* para treinamento do algoritmo SAM. 3A – Bioma Caatinga; 3B – Bioma Cerrado.

Classifica o de Tendências de Processos Degradativos

As Figuras 4A 4B apresentam os mapas de Regras para o Cerrado e Caatinga, respectivamente, em que foram atribuídas cores mais quentes aos seus menores valores, representando as áreas de maior tendência   degrada o conforme este trabalho.

Ao se observar os mapas que seguirão abaixo, os tons mais avermelhados significam maior tendência à degradação.

O bioma Cerrado, no mapa (Figura 5) elaborado apresenta uma tendência hipotética à degradação nos estados do Mato Grosso do Sul (MS), Mato Grosso (MT), Goiás (GO), Minas Gerais (MG), São Paulo (SP), Tocantins (TO), Piauí (PI) e Maranhão (MA):

- a) MS: exibe a tendência nas porções Centro-Norte e Leste nas proximidades com o estado do Goiás;
- b) MT: apresenta esse aspecto nos municípios próximos ao Pantanal e a Amazônia;
- c) GO: exibe de forma menos concentrada, porém em mais regiões, como o Sudoeste do estado, área próxima ao estado do MS, ao Oeste, municípios próximos ao estado de MT, ao Norte, nas proximidades do estado de TO, a Nordeste, na vizinhança da mesma região do estado de MG, e por fim nas regiões Sudeste e ao entorno do Distrito Federal;
- d) MG: exibe essa tendência na região Central, nas proximidades do Alto São Francisco e Campos das Vertentes, e Triângulo Mineiro;
- e) SP: apresenta de modo pontual entre as regiões Centro-Oeste e Médio Parapanema;
- f) TO: apresenta pequena tendência ao longo do território, com leve área em maior evidência na região Norte, na divisa com a Amazônia e na região Sul, na divisa com o estado do GO;
- g) PI: apresenta a tendência entre as regiões Norte e Centro-Norte do estado;
- h) MA: dentre os estados citados, foi o que apresentou menor tendência ao longo de seu território, com pequenos fragmentos na área próxima à Amazônia.

Por meio do mapa (Figura 4B) elaborado para o bioma Caatinga, observa-se uma possível tendência à degradação, com evidências nos municípios localizados no agreste e no sertão, com mais evidência para os estados da Bahia (BA), Sergipe (SE) e Alagoas (AL), contudo, os demais estados como Pernambuco (PE), Paraíba (PB), Rio Grande do Norte (RN), Ceará (CE) e Piauí (PI) também apresentaram, com isso:

- a) BA: exibe tendência na região Sudeste, com maior evidência no Centro-Leste e Centro-Norte, na região Norte nas proximidades com o estado do PE e Nordeste ao entorno dos estados de AL e SE;
- b) SE: apresenta tendência na região Centro-Sul, nos municípios próximos ao estado da BA e Agreste Central;
- c) AL: apresenta tendência de maneira concentrada e com bastante evidência no Sertão e no Agreste Alagoano.
- d) PE: exibe tendência na região do São Francisco e Sertão, nas proximidades do estado do PI, e no Agreste pernambucano próximo ao estado de AL;
- e) PB: apresenta tendência com maior evidência no Alto Sertão, nos municípios próximos ao estado do RN e CE, na região da Borborema também se manifesta, e no Brejo Serrano de modo pouco pontual;
- f) RN: apresenta maior tendência na região do Alto Oeste do estado, nas proximidades do estado do CE;

- g) CE: exibe tendência mais acentuada nas regiões Centro-Sul e Jaguaribe, nas proximidades dos municípios dos estados da PB e RN;
- h) PI: na porção do estado que está localizada no domínio da Caatinga a tendência se apresenta na região Sudoeste, e na região Sudeste, próximo ao estado do PE.

Comparabilidade com outros mapeamentos semelhantes de degradação

Como ponto de comparação aos dados apresentados através de mapas de tendência à degradação para os biomas Cerrado e Caatinga, foram utilizados mapas de pastagem plantados em más condições do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2019) conforme Figuras 5A e 5B, respectivamente. Segundo o IBGE (2019), os resultados apresentados são de natureza autodeclaratória por meio de entrevistas diretas com os responsáveis pelos estabelecimentos agropecuários.

No bioma Cerrado, de acordo com o mapa do IBGE, a região que mais apresentou degradação foi nas proximidades e nas áreas de transição com a Amazônia e Caatinga. Em relação ao mapa gerado por esse estudo para o bioma em análise, a tendência à degradação não se apresentou com tanta evidência assim nas áreas citadas acima, porém podem ser observadas relações com as áreas apontadas de cada estado. Existem áreas classificadas com alto índice de degradação por hectare pelo IBGE, que também foram apontadas na Figura 4A. Um exemplo é a distribuição pelo estado do Goiás.

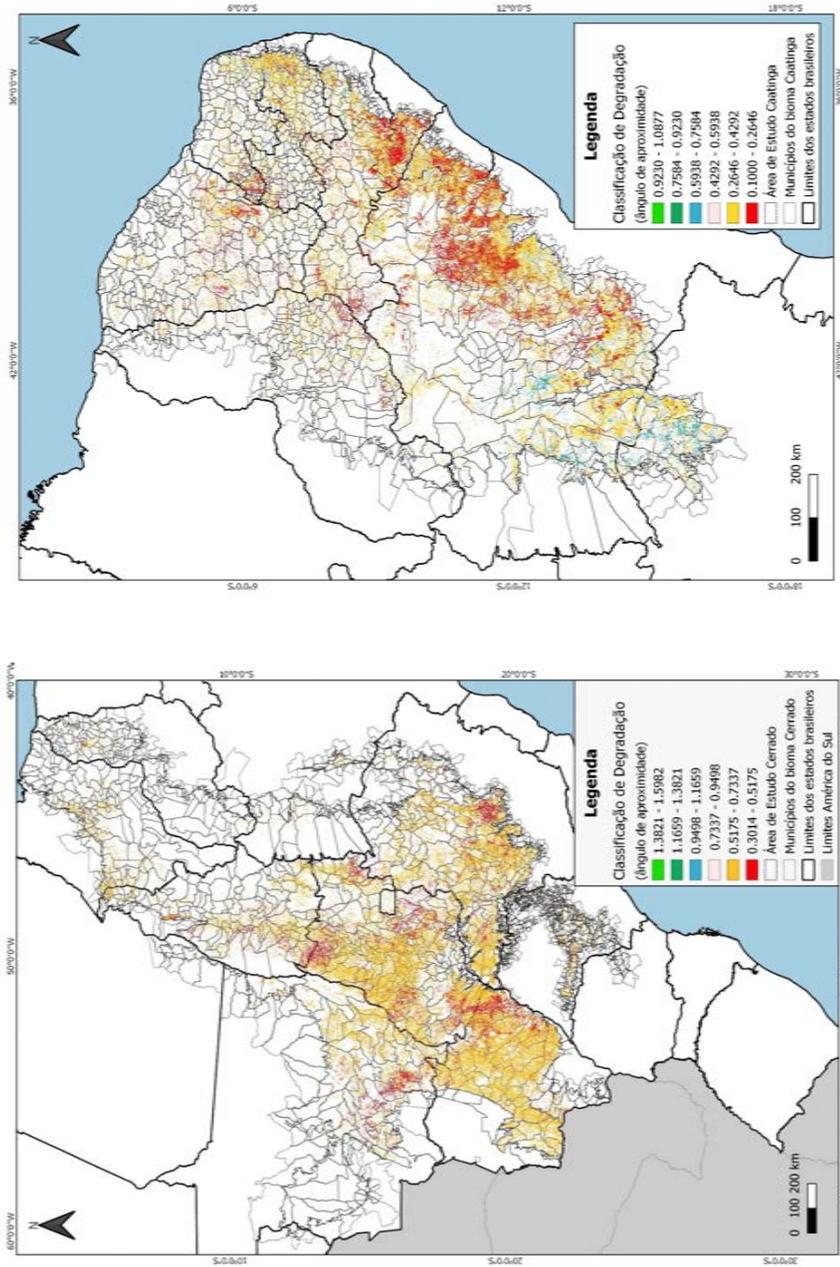


Figura 4 – Mapa de tendência à degradação. **4A** – Cerrado; **4B** – Caatinga. Fontes: Municípios (IBGE, 2019); Biomas (IBGE, 2019); Limites Estaduais (IBGE, 2019); Limites América do Sul (IBGE, 2019); Classificação de degradação, próprio autor. Projeção EPSG 5880. Coordenadas geográficas, datum SIRGAS 2000. Elaboração: Gabriela Alves Carreiro, 2021.

No bioma Caatinga, ainda de acordo com o mapa do IBGE, as regiões que mais apresentaram pastagens em m s condi es – degradadas – foram o Agreste e Sertão dos estados da Bahia e Pernambuco, sendo estas também as mesmas regiões apontadas pelo mapa de tendência   degrada o hipotética (Figura 4B), junto de Sergipe, Ceará e Piaui que também evidenciaram esse  ndice.

Para uma segunda compara o com dados gerados através deste trabalho, foram utilizados mapas de áreas de pastagem do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG. Segundo um documento produzido pelo LAPIG, o mapeamento foi fundamentado em dados *Landsat* e sua classifica o foi realizada de modo não supervisionado na plataforma *Google Earth Engine*, através do *Random Forest* (BREIMAN, 2001).

De acordo com o mapa gerado pelo LAPIG para o bioma Cerrado (Figura 6A), apresenta-se uma maior tendência   degrada o as áreas próximas   Amazônia. Os estados do Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Minas Gerais e Tocantins também apresentam índices de degrada o. Com isso, em rela o a Figura 4A, os pontos apresentados para cada região são similares.

Já o bioma Caatinga, no mapa gerado pelo LAPIG, mais uma vez pontua a região do Agreste e Sertão como mais degradado nos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Ceará e a porão do Alto Oeste do Rio Grande do Norte, e também são classificadas com maior tendência   degrada o hipotética na Figura 4B.

Possíveis explica es para as diferenças em algumas áreas envolvem a aplica o de metodologias distintas e a unidade representativa do dado. Enquanto no presente estudo foi realizada uma comparabilidade a partir de uma linha de tendência extrema   degrada o por meio de algoritmo de classifica o, considerando imagens orbitais do  ndice de RUE, no IBGE foi analisado o ano de 2017 a partir de dados do censo agropecuário, e o dado do LAPIG foi obtido a partir de áreas de pastagem do projeto MapBiomias para o ano de 2019, ou seja, trata-se também de uma análise temporal (LAPIG, 2019; PARENTE et al., 2022). Em rela o   unidade, no primeiro caso são áreas reamostradas com tamanho mínimo de 250 metros e no segundo e terceiro caso, o valor para municípios.

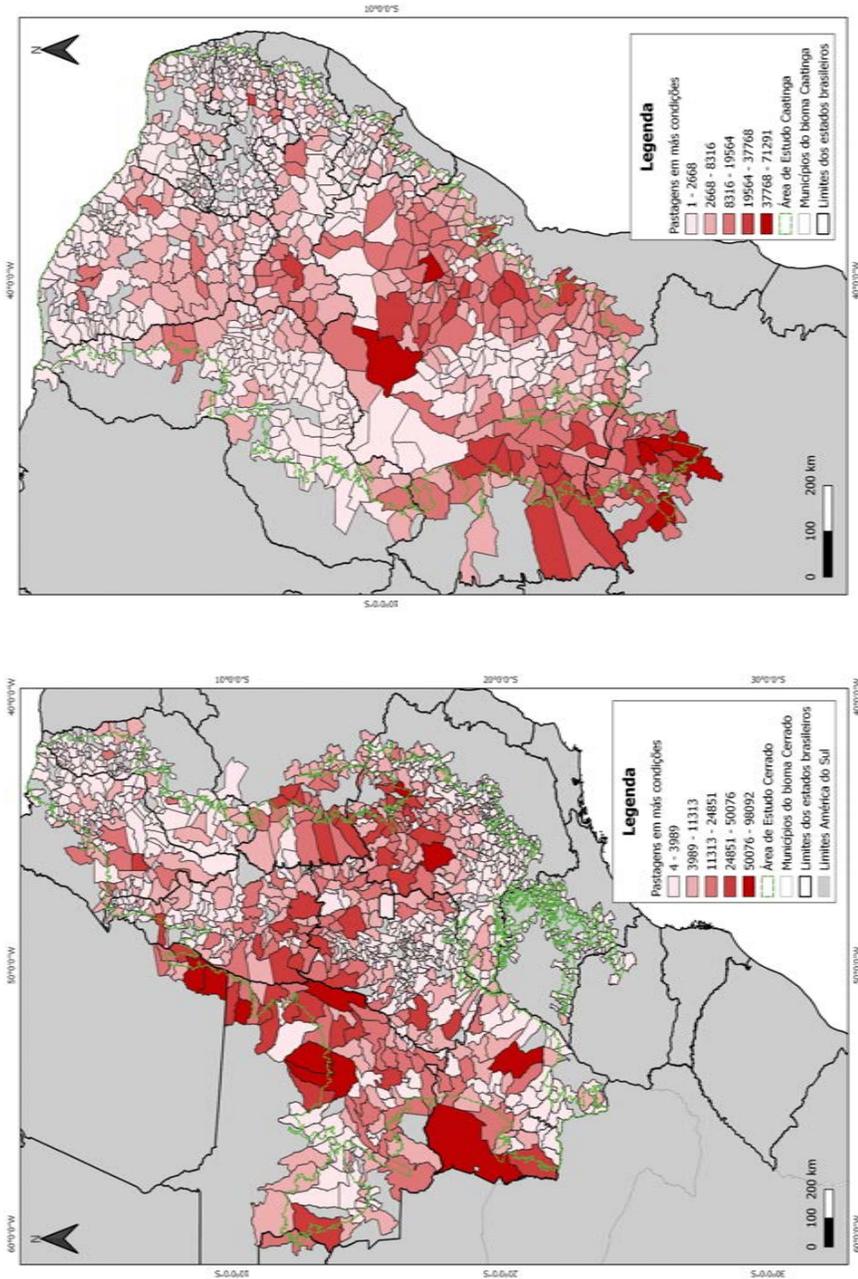


Figura 5 – Pastagens em más condições (IBGE); **5A** – Cerrado; **5B** – Caatinga.
Fontes: Municípios (IBGE, 2019); Biomas (IBGE, 2019); Limites Estaduais (IBGE, 2019); Limites América do Sul (IBGE, 2019); Classificação de pastagens em más condições (IBGE, 2019). Projeção EPSG 5880; Coordenadas geográficas, datum SIRGAS 2000.
Elaboração cartográfica: Gabriela Alves Carreiro, 2021.

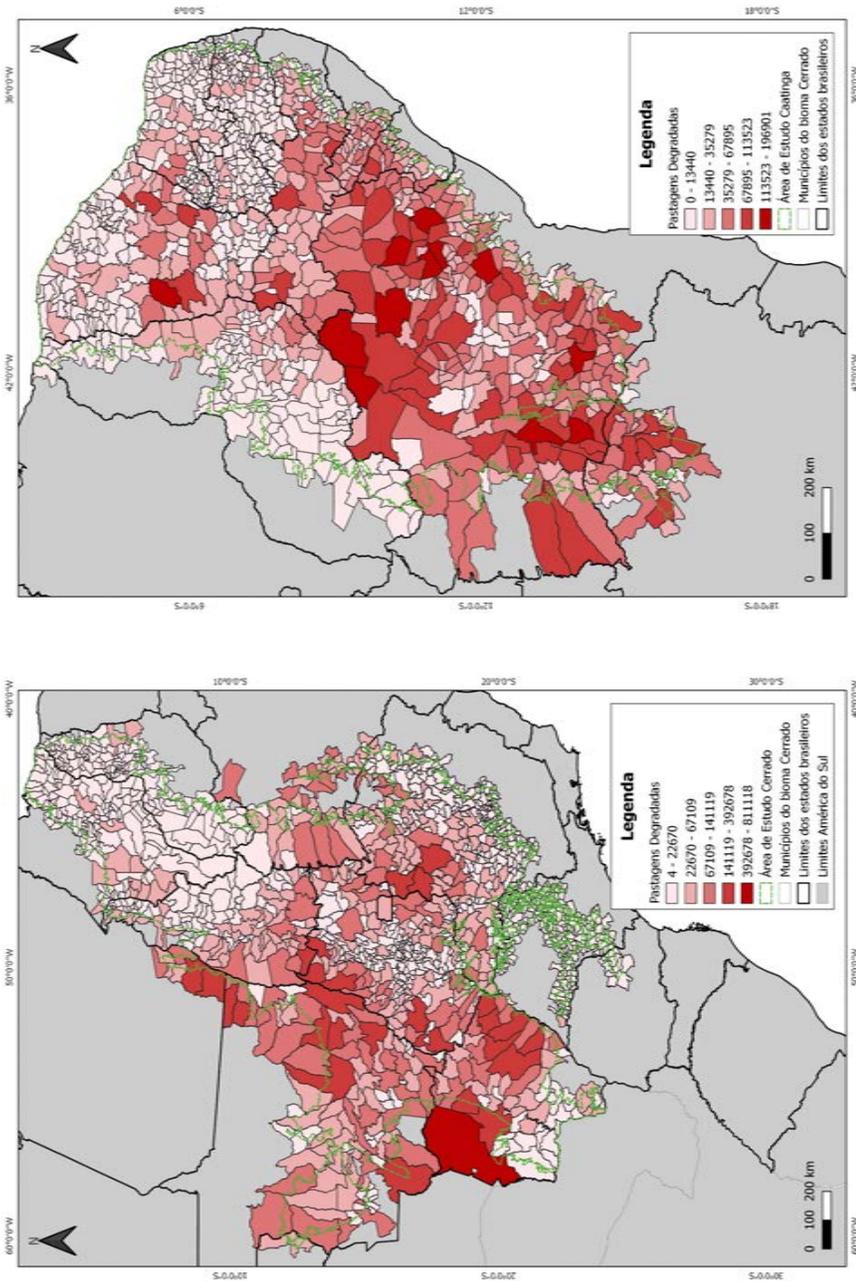


Figura 6 – Pastagens degradadas (LAPIG).
Fontes: Municípios (IBGE, 2019); Biomas (IBGE, 2019); Limites Estaduais (IBGE, 2019); Limites Estaduais (IBGE, 2019); Classifica o de pastagens degradadas (LAPIG, 2019). Proje o EPSG 5880;
Coordenadas geográficas, datum SIRGAS 2000.
Elabora o: Gabriela Alves Carreiro, 2021.

Conclusão

Conforme observado nos resultados obtidos pelo método proposto por essa pesquisa em comparação com outros mapeamentos de pastagens degradadas, a abordagem adotada apresenta-se coerente com possíveis tendências aos processos degradativos para os biomas Cerrado e Caatinga.

Para que se analisasse a série histórica de 2000 a 2018, devido ao elevado número de dados espaciais e distinções temporais, o processo metodológico foi realizado em seis diferentes etapas. Os procedimentos iniciais de obtenção dos dados não apresentaram complexidade, já a etapa de reamostragem exigiu organização, lógica e compreensão metodológica relacionada à resolução espacial dos dois dados utilizados para a geração do indicador RUE.

Ao se observar as análises desenvolvidas e quando comparadas a outros mapeamentos com propósitos semelhantes, notou-se que o bioma Cerrado apontou maior tendência à degradação nas áreas de transição com a Amazônia. Os métodos de análise utilizados por essa pesquisa e pelas demais são distintos, mas, apesar disto, muitas regiões apresentaram semelhanças de resposta para a degradação da terra.

A vulnerabilidade das áreas de pastagens nesses biomas está relacionada à sazonalidade e à espacialidade dos períodos chuvosos e secos. Quando se supõe que nessas áreas existem perturbações antrópicas com elevada frequência, e seguido a isso um conjunto de estados desencadeados relativos à ação inicial, pode-se apontar que esses ecossistemas iniciam o regime alternativo de equilíbrio, logo como consequência da degradação, portanto, ficam suscetíveis aos efeitos limiares como a desertificação.

Dentre as limitações desse estudo é válido pontuar a parte operacional. A manipulação de um grande volume de dados de sensoriamento remoto exige planejamento, logística para o armazenamento, sistematização para o processamento dos dados, além de critérios para os que serão gerados e como organizá-los de maneira otimizada para que os resultados sejam obtidos e não haja erros voltados às funcionalidades da pesquisa.

Deve-se considerar também que o ideal seria usar dados de 16 dias em vez de anuais, mas que devido à grande quantidade de dados e grande processamento, acabou sendo inviável pelo tempo disponível de processamento. Salienta-se dessa forma que esta metodologia pode ser considerada como rápida em relação a outras que consideram tendências com RUE, por exemplo a RESTREND (DARDEL et al., 2014).

O fato de trabalhar com uma linha de tendência padrão, de máxima degradação, como *endmember*, resulta na premissa que a região de estudo detém um padrão hipotético comum de tendência de degradação máximo. Por tal motivo é aconselhável utilizar esta metodologia para um único tipo de uso e cobertura que se manteve ao longo do tempo e em um mesmo bioma, como foi o caso com a pastagem e a divisão por biomas neste trabalho.

De qualquer forma, é plausível dizer que a metodologia pode apresentar falsos negativos, tendo em vista que não necessariamente é preciso estar próximo ao padrão máximo de degradação para ter uma tendência de degradação. Por isso, o fator de corte da legenda do mapa de regras final pode ser determinante para verificações de padrões também. Uma análise de campo se faz necessária para validação.

Referências Bibliográficas

AB’SÁBER, A. *Os domínios de natureza no Brasil*. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ALBUQUERQUE, A. W.; M. F., G.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P.; SOUZA, J. L. Determina o de fatores da equa o universal de perda de solo em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 153-160, 2005.

ARAÚJO, K. D. *Análise da vegeta o e organismos edáficos em áreas de caatinga sob pastejo e aspectos socioecon micos e ambientais de São João do Cariri – PB*. 2010, 2010. 151f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/3380>. Acesso em: 11 nov. 2020.

ARAUJO FILHO, J. A.; GADELHA, J. A.; LEITE, E. R.; SOUZA, P. Z.; CRISPIM, S. M. A.; REGO, M. C. *Composi o botânica e química da dieta de ovinos e caprinos em pastoreio combinado na Região dos Inhamuns*. Ceará: Embrapa, 1996.

ARENS, K. O cerrado como vegeta o oligotrófica. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo. Bot nica*, n. 15, 59p., 1958. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2318-5988.v15i0p59-77>. Acesso em: 15 nov. 2020.

BAI, Z. G.; DENT, D. L.; OLSSON, L.; SCHAEPMAN, M. E. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management*, v. 24, n. 3, p. 223-234, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x>. Acesso em: 19 fev. 2021.

BASTIN, G.; SPARROW, A.; PEARCE, G. Grazing gradients in central australian rangelands: ground verification of remote sensing-based approaches. *The Rangeland Journal*, v. 15, n. 2, p. 217-233, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/RJ9930217>. Acesso em: 11 nov. 2020.

BIVAND, Roger. *Rgdal*: bindings for the ‘geospatia’ data abstraction library. p. 5-32. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html>. Acesso em: 14 out. 2019.

BONKOWSKI, M.; GRIFFITHS, B.; SCRIMGEOUR, C. Substrate heterogeneity and microfauna in soil organic ‘hotspots’ as determinants of nitrogen capture and growth of ryegrass. *Applied Soil Ecology*, v. 14, n. 1, p. 37-53, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(99\)00047-5](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00047-5). Acesso em: 12 jan. 2020.

BREIMAN, L. Random forests. *Machine Learning*, n. 45, p. 05-32, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>. Acesso em: 03 mar. 2021

BULHÃO, C. F.; FIGUEIREDO, P. S. Fenologia de leguminosas arbóreas em uma área de cerrado marginal no nordeste do Maranhão. *Revista Brasileira de Bot nica*, v. 25, n. 3,

p. 361-369, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000300012>. Acesso em: 05 fev 2020.

CGEE – Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. *Degradação neutra de terra: o que significa para o Brasil?* 2016. Disponível em: <http://www.cgee.org.br>. Acesso em: 15 jan. 2020.

CHAVES, I. B., LOPES, V. L.; FFOLIOTT, P. F.; SILVA, A. P. P. Uma classificação morfoestrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*, v. 21, n. 2, p. 204-213, 2008. Acesso em: 21 jan. 2021. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/750>.

DARDEL, C.; KERGOAT, L.; HIERNAX, P.; GRIPPA, M.; MOUGIN, E.; CIAIS, P.; NGUYEN, C. C. Rain-Use-Efficiency: what it tells us about the conflicting sahel greening and sahelian paradox. *Remote Sensing*, v. 6, n. 4, p. 3446-3474, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs6043446>. Acesso em: 13 dez 2020.

DIAS-FILHO, M.B. *Diagnóstico das pastagens no Brasil*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. Disponível em: www.cpatu.embrapa.br/publicacoes_online. Acesso em: 06 nov. 2020.

DIDAN, K. *MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006*. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.006>. Acesso em: 09 dez. 2020.

DIOUF, A.; LAMBIN, E. F. Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments*, v. 48, n. 2, p. 129-148, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0744>. Acesso em: 10 fev. 2020.

D'ODORICO, P.; BHATTACHAN, A; DAVIS, K. F.; RAVI, S.; RUNYAN, C. W. Global desertification: drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, n. 51, p. 326-344, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>. Acesso em: 20 ago. 2019.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W. A.; FRANCO, G. A. D. C.; GARRIDO, M. A. O. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasilica*, v. 12, n. 3 – suppl. 1, p. 421-429, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33061998000400011>. Acesso em: 10 fev. 2020.

FELTRAN-BARBIERI, R.; FÉRES, J. G. Degraded pastures in Brazil: improving livestock production and forest restoration. *Royal Society Open Science*, v. 8, n. 7, p. 01-15, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsos.201854>. Acesso em: 14 nov 2021.

FENSHOLT, R.; RASMUSSEN, K. Analysis of trends in the Sahelian ‘rain-use efficiency’ using GIMMS NDVI, RFE and GPCP rainfall data. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, n. 2, p. 438-451, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.09.014>. Acesso em: 09 nov. 2020.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations – a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, v. 2, n. 1, p. 01-21, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>. Acesso em: 08 dez. 2020.

GIUSTINA, D.; CHRISTIAN, C. *Degrada o e conserva o do cerrado: uma história ambiental do estado de Goiás*. Brasília: UnB, 2013. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/14387>. Acesso em: 19 fev. 2021.

HIJMANS, Robert J. *Raster: geographic data analysis and modeling*, n. 3, p. 5-29. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>. Acesso em: 14 out. 2019.

HUXMAN, T. E.; SMITH, M. D.; FAY, P. A.; KNAPP, A. K.; SHAW, M. R.; LOIK, M. E.; SMITH, S. D.; TISSUE, D. T.; ZAK, J. C.; WELTZIN, J. F.; POCKMAN, W. T.; SALA, O. E.; HADDAD, B. M.; HARTE, J.; KOCH, G. W.; SCHWINNING, S.; SMALL, E. E.; WILLIAMS, D. G. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, v. 429, n. 6992, p. 651-654, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature0256>. Acesso em: 09 nov. 2020.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *GEO BRASIL 2002: Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*, 2002. Disponível em: <https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/geo-brasil-2002-perspectivas-do-meio-ambiente-no-brasil.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual técnico da vegeta o brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE-Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo Agropecuário 2017*, Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

ISUNDWA, K. F.; MOURAD, K. A. The potential for water stewardship partnership in Kenya. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 12, n. 12, p. 389, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4506-x>. Acesso em: 17 ago. 2019.

JACOBS, L.; ELTZ, F.; ROCHA, M.; GUTH, P.; HICKMAN, C. Diversidade da fauna edáfica em campo nativo, cultura de cobertura milho + feijão de porco sob plantio direto

e solo descoberto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, XXXI, Gramado – RS. *Anais*, p. 1-4, 2007. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/read/12759602/diversidade-da-fauna-edafica-em-campo-nativo-cultura-ufsm>. Acesso em: 16 dez. 2020.

JOHNSON, D.; LEWIS, L. *Land degradation: creation and destruction*, v. 1. Washington: Rowman & Littlefield Publishers, 2007.

JUSTICE, C. O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R.; ROY, D. P.; HALL, D. K.; SALOMONSON, V. V.; PRIVETTE, J. L.; RIGGS, G.; STRAHLER, A.; LUCHT, W.; MYNENI, R. B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S. W.; NEMANI, R. R.; ZHENGMING WAN, HUETE, A. R.; VAN LEEUWEN, W.; WOLFE, R. E.; BARNESLEY, M. J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/36.701075>. Acesso em: 25 nov. 2020.

KARNIELI, A.; GABAI, A.; ICHOKU, C.; ZAADY, E.; SHACHAK, M. Temporal dynamics of soil and vegetation spectral responses in a semi-arid environment. *International Journal of Remote Sensing*, v. 23, n. 19, p. 4073-4087, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431160110116338>. Acesso em: 01 dez. 2020.

KILL, L. H. P.; PORTO, D. D. Bioma Caatinga: oportunidades e desafios de pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: SIMPÓSIO DO BIOMA CAATINGA, I, *Anais*. Petrolina: EMBRAPA Semiárido, p. 65-79, 2016. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/197408/1/Kiill.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2020.

KLINK, C.; MACHADO, R. A conservação do Cerrado brasileiro. *MEGADIVERSIDADE*, n.1, p. 148-155, 2005. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Texto_Adicional_ConservacaoID-xNOKMLsupY.pdf. Acesso em: 13 nov. 2020.

KOUSKY, V. E. Frontal Influences on Northeast Brazil. *Monthly Weather Review*, v. 107, n. 9, p. 1140-1153, 1979. Disponível em: [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1979\)107<1140:FIONB>2.0.CO;277](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1979)107<1140:FIONB>2.0.CO;277). Acesso em: 03 dez. 2020.

KRUSE, F. A.; LEFKOFF, A. B.; BOARDMAN, J. W.; HEIDEBRECHT, K. B.; SHAPIRO, A. T.; BARLOON, P. J.; GOETZ, A. F. H. The spectral image processing system (SIPS) – interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, v. 44, n. 2/3, p. 145-163, 1993. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90013-N](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90013-N). Acesso em: 05 dez. 2020.

LADA – Land Degradation Assessment in Drylands. *Assessing the status, causes and impact of land degradation*. In: FAO, GEF, *Mecanismo Global de la UNCCD*. 2013.

LANG, Duncan. *RCurl: General Network (HTTP/FTP/...) Client Interface for R*. n. 3, p.5-29. [S.l.], 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>. Acesso em: 15 out. 2019.

LAPIG. *Atlas das Pastagens*. Goi nia: UFG, 2019. Disponível em: <https://lapig.iesa.ufg.br/p/38972-atlas-das-pastagens>. Acesso em: 20 nov. 2020.

LIU, H. Q.; HUETE, A. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 33, n. 2, p. 457-465, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/TGRS.1995.8746027>. Acesso em: 10 nov. 2020.

MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H.; KICHEL, A. N.; ALMEIDA, R. G.; ARAÚJO, A. R. *Degrada o de pastagens, alternativas de recupera o e renova o, formas e mitiga o*. Brasília: EMBRAPA, 2013. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/976514/degradacao-de-pastagens-alternativas-de-recuperacao-e-renovacao-e-formas-de-mitigacao>. Acesso em: 13 nov. 2020.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. *Biotropica*, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00006.x>. Acesso em: 23 jan. 2021.

MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; NETO, W. N.; AIRES, F. S. Fires in the cerrado, the brazilian savanna. In: *Tropical Fire Ecology*. Berlin Heidelberg: Springer, 2009. p. 427-450. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15. Acesso em: 27 nov. 2020.

NAIMI, B. *Rts: Raster Time Series Analysis*, n. 1, p. 1-7. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/rts/index.html>. Acesso em: 15 out. 2019.

NASCIMENTO, I. Cerrado: o fogo como agente ecológico. *Territorium*, n. 8, p. 25-35, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.14195/1647-7723_8_3. Acesso em: 16 nov. 2020.

NUNES PARENTE, H.; OLIVEIRA, M.; PARENTE, M. Impacto do pastejo no ecossistema Caatinga. *Vet. Zool. UNIPAR*, v. 1, n. 13, Issue 2, p. 115-120, 2010.

PARENTE, L. L.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; AZEVEDO, T. R.; MESQUITA, V. V. *Nota Técnica sobre Mapeamento de Pastagens*. MapBiomias – Nota Técnica, 2022. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 23 fev. 2021.

PEREIRA, B. A. S.; VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A. Florestas estacionais no Cerrado: uma visão geral. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 41, n. 3, p. 446-455, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pat/a/dFfjSsSvWWFdMt8Q83DGQXv/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 27 jan. 2021.

QUEIROZ, J. A.; TROVÃO, D. M. B. M.; OLIVEIRA, A. B.; OLIVEIRA, E. C. S. Análise da estrutura fitossociológica da Serra do Monte, Boqueirão, Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 6, n. 1, p. 251-259, 2006. Disponível em: <http://joaootavio.com.br/bioterra/workspace/uploads/artigos/serradomonte-5181a7791c1f5.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2020.

RIBEIRO, F. M.; BARROS, G. M.; RIBEIRO, M. Manejo, uso e conservação dos solos do Bioma Caatinga. In: SIMPÓSIO DO BIOMA CAATINGA, I, *Anais*, Brasília: Embrapa, p. 23-33, 2016. Disponível em: <http://www.embrapa.br/fale-conosco/sac/>. Acesso em: 04 dez. 2020.

SAMPAIO, E.; ARAÚJO, M. S.; SAMPAIO, Y. *Propensão à desertificação no semiárido brasileiro*. VIII Congresso Internacional de Zootecnia, Pernambuco – PE, v. 22, 2. ed., p. 59-76, 2005. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/228643#:~:text=PROPENSÃO%20À%20DESERTIFICAÇÃO%20NO%20SEMI-ÁRIDO%20BRASILEIRO,-Everardo%20V.S.B.%20Sampaio&text=Elas%20envolvem%20aspectos%20do%20uso,e%20piora%20nas%20condições%20sociais>. Acesso em: 7 dez. 2020.

SCHEFFER, M. *Critical transitions in nature and society*. Princeton: Princeton University Press, 2009.

SILANS, A. P., SILVA, F. M.; BARBOSA, F. A. R. Determinação in loco da difusividade térmica num solo da região de Caatinga (PB). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n. 1, p. 41-48, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000100005>. Acesso em: 10 nov. 2020.

SILVA, C. C. A. *Caracteres de resiliência e usos antrópicos em espécies vegetais da caatinga*. 2015. 155f. Dissertação (Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SOUZA, B.; ARTIGAS, R.; LIMA, E. Caatinga e desertificação (the Caatinga and desertification). *Mercator* (Fortaleza), v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/1089>. Acesso em: 14 fev. 2021.

SULTAN, S. E. Phenotypic plasticity in plants: a case study in ecological development. *Evolution and Development*, v. 5, n. 1, p. 25-33, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1525-142X.2003.03005.x>. Acesso em: 11 nov. 2020.

UNCCD – The United Nations Convention to Combat Desertification. *Land Degradation Neutrality Resilience at Local, National and Regional Levels*, 2013. Disponível em: https://catalogue.unccd.int/858_V2_UNCCD_BRO_.pdf. Acesso em: 15 nov. 2020.

VAN GESTEL, C. A. M.; KRUIDENIER, M.; BERG, M. P. Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biology and Fertility of Soils*, v. 37, n. 2, p. 115-123, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0575-0>. Acesso em: 11 nov. 2020.

WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R.; KINZIG, A. P. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, v. 9, n. 2, p. 01-09, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>. Acesso em: 11 nov. 2020.

WEI, W.; LI, H.; WANG, B.; ZHANG, K. Rain – and water – use efficiencies of a shrub ecosystem and its resilience to drought in the Central Asia region during 2000–2014. *Global Ecology and Conservation*, n. 17, e00595, p. 01-15, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00595>. Acesso em: 16 nov. 2020.

YAN, L.; ROY, D. P. Automated crop field extraction from multi-temporal Web Enabled Landsat Data. *Remote Sensing of Environment*, n. 144, p. 42-64, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.006>. Acesso em: 24 out. 2020.

Recebido em: 09/06/2022.

Aceito em: 14/09/2022.