



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - IG
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS

FERNANDO HIAGO SOUZA FERNANDES

**ESTIMATIVA DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS CULTIVADAS DO
CERRADO MINEIRO COM BASE NA TÉCNICA DE EFICIÊNCIA NO USO
DA ÁGUA (WUE - *WATER USE EFFICIENCY*)**

Dissertação nº 117

Área de Concentração: Geoprocessamento e Análise Ambiental

Brasília - DF

Junho de 2017

FERNANDO HIAGO SOUZA FERNANDES

**ESTIMATIVA DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS CULTIVADAS DO
CERRADO MINEIRO COM BASE NA TÉCNICA DE EFICIÊNCIA NO USO
DA ÁGUA (WUE - *WATER USE EFFICIENCY*)**

Dissertação nº 117

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Área de concentração: Geoprocessamento e Análise Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Eyji Sano

Brasília - DF

2017

FERNANDO HIAGO SOUZA FERNANDES

**ESTIMATIVA DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS CULTIVADAS DO
CERRADO MINEIRO COM BASE NA TÉCNICA DE EFICIÊNCIA NO USO
DA ÁGUA (WUE - WATER USE EFFICIENCY)**

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Dr. Edson Eyji Sano
Embrapa Cerrados - Orientador

Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista
Universidade de Brasília – Examinador Interno

Dr. Daniel de Castro Victoria
Embrapa Informática Agropecuária – Examinador Externo

FICHA CATALOGRÁFICA

FERNANDES, Fernando Hiago Souza

Estimativa da degradação de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro com base na técnica de eficiência no uso da água (WUE - *water use efficiency*). Fernando Hiago Souza Fernandes; orientação: Edson Eyji Sano. Brasília, 2017.

121p.

Dissertação de Mestrado nº 117 - Universidade de Brasília/Instituto de Geociências, 2017.

1. MODIS; 2. Timesat; 3. Degradação biológica; 4. Produtividade primária líquida; 5. Evapotranspiração real; 6. Sensoriamento remoto.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FERNANDES, F. H. S. Estimativa da degradação de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro com base na técnica de eficiência no uso da água (WUE - *water use efficiency*). Brasília, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2017, 121p. Dissertação de mestrado.

“O que o homem vê não é o que importa: o homem vê a face, mas o Senhor olha o coração”.

– 1 Samuel 16:7.

Dedico esta dissertação de mestrado, com todo amor e respeito, a meus pais Terezinha e Elton, motivo de força maior que move diariamente.

AGRADECIMENTOS

Vejo a conclusão desse mestrado como um ciclo, talvez até similar a um ciclo fenológico, no qual se tem o ponto de partida, a fase de crescimento, a maturação, a senescência e, por fim, o término de uma estação. Uma longa trajetória percorrida, por vezes bastante tortuosa e difícil, mas me sinto nesse momento muito contente por saber que o Deus que me concedeu a Vida, caminha ao meu lado todos os dias e acredita em meu potencial, assim, só me resta agradecer por mais esse momento em minha Vida.

Gostaria de agradecer de forma mais do que especial, aos meus pais Terezinha e Elton, fonte de humildade, carinho e conforto e que, dentre tantas dificuldades encontradas na Vida, se propuseram a construir uma família de base sólida, me educando e ensinando as virtudes da Vida. Assim, não há palavras encontradas no vocabulário que possa definir o meu amor e gratidão a Vocês.

Agradeço também às minhas irmãs Fernanda e Karlla, pela confiança e afeto desde criança, ajudando-me a crescer e fortalecendo-me na busca dos meus ideais. Ah, e claro, aos meus sobrinhos Melynne, Allyce e Arthur, que me enchem de motivação e esperança.

Agradeço muito ao professor Edson Sano, a quem sempre me espelhei na carreira acadêmica dentre os pesquisadores na área de sensoriamento remoto desse país, confesso que não me imaginava ser orientando do senhor. Por isso, sou extremamente grato pelo voto de confiança e por ter acreditado nesse trabalho, auxiliando-me de forma íntegra, profissional e ética.

À M.Sc. Alice Fassoni e ao Dr. Natasha Penatti, pela ajuda técnica sobre o Timesat, cujo uso foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Dr. Anderson Ruhoff e ao Eng. Jairon Soares, pelos esclarecimentos para validação dos dados de evapotranspiração do produto MOD16.

Ao Dr. Daniel Victoria, pela ajuda prestada sobre o modelo de regressão “slope”.

Ao Dr. João Antunes, pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária, pelos esclarecimentos sobre uso consorciado das imagens Aqua e Terra/MODIS.

Ao professor Gustavo Baptista, pelos princípios e por acreditar no desenvolvimento deste trabalho.

Ao geógrafo Jorge Santos, pelas informações auxiliares prestadas sobre a ferramenta *r.report* no aplicativo Quantum GIS.

Aos meus amigos, M.Sc. Adriana Moreira e M.Sc. Lorrane Rodrigues, pelas sugestões e ajuda, e ao meu grande amigo Manoel Aguiar, que me amparou e me ajudou de forma única na capital do Brasil.

Aos meus colegas de mestrado, em especial, Diogo Olivetti, Mayara Araújo, Ilanna Rego, Victor Lima, Jessflan Santos e Henrique Bernini, pelos momentos de descontração e discussão nas disciplinas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro para realização do mestrado.

Por fim, a todos os amigos, pelas orações realizadas para concretização desse objetivo e pelo entendimento da minha ausência nos momentos difíceis e especiais dos quais não pude comparecer.

Muito obrigado!

RESUMO

Estudos espaço-temporais das condições agronômicas de pastagens cultivadas são essenciais para elaboração de diretrizes e ações de políticas público-privadas para aumentar a produtividade da pecuária. Neste contexto, este trabalho tem por finalidade avaliar as condições de degradação das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, por meio de estimativas de Eficiência no Uso da Água (WUE – *water use efficiency*) no período de 2003 a 2014. WUE corresponde a uma relação entre produtividade primária líquida (NPP) e evapotranspiração real (ETR). O mapa de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro utilizado nesse estudo foi obtido pelo projeto TerraClass Cerrado de 2013, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). As séries temporais do índice de vegetação realçado (EVI) das plataformas Terra e Aqua do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) (produtos MOD/MYD13Q1) foram utilizadas para estimar e descrever a variabilidade espaço-temporal da NPP, por meio do aplicativo Timesat. As imagens mensais de ETR foram obtidas do produto MOD16A2 e comparadas com dados de ETR oriundas de 20 estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A NPP média das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro no período de 12 anos foi de 5,98. As maiores taxas de ETR estiveram associadas aos valores mais elevados da NPP. Em geral, áreas de pastagens cultivadas apresentam ETR média anual de 690 mm, com 67% da ETR ocorrendo durante a estação chuvosa (outubro a abril). Tendências positivas da ETR foram encontradas em mais de 80% das áreas de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro. Valor médio de WUE no período considerado foi de 0,08. Ainda de acordo com esses dados de WUE, 46% (5,48 milhões de hectares) do total de áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro apresentaram processo de degradação biológica. As mesorregiões Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba e Norte de Minas apresentaram as maiores produtividades e as menores perdas de água para a atmosfera, portanto, as pastagens mais produtivas. A técnica de WUE permitiu avaliar as condições de degradação das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro. A restauração dessas pastagens degradadas pode auxiliar no aumento da produção da carne bovina dessa região, auxiliando na redução da taxa de conversão da vegetação natural para novas áreas de pastagens.

Palavras-chaves: MODIS, Timesat, degradação biológica, produtividade primária líquida, evapotranspiração real, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Spatio-temporal studies of the agronomic conditions of cultivated pastures are essential for the elaboration of guidelines and actions of public-private policies to increase the productivity of livestock. In this context, this study aims to evaluate the degradation conditions of the cultivated pastures found in the Minas Gerais State covered by the Cerrado biome, using water use efficiency (WUE) estimates from 2003 to 2014. WUE corresponds to a relation between net primary productivity (NPP) and real evapotranspiration (ETR). The cultivated pasture map used in this study was obtained by the TerraClass Cerrado project of 2013, coordinated by the Ministry of the Environment (MMA). The time series of the enhanced vegetation index (EVI) obtained by the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) onboard the Terra and Aqua platforms (MOD/MYD13Q1 product) were used to estimate and describe the spatial and temporal variability of NPP through the Timesat software. The monthly ETR images were obtained from the MOD16A2 product and validated with observed ETR estimates from 27 meteorological stations of the National Institute of Meteorology (INMET). The average NPP of pastures grown in the Cerrado of Minas Gerais in the 12-year period was 5.98. The highest ETR rates were associated with higher NPP values. In general, cultivated pasture areas had a mean annual ETR of 690 mm, with 67% of the ETR occurring during the rainy season (October to April). Positive ET trends were found in more than 80% of the cultivated pastures. Mean value of WUE in the period considered was 0.08. According to these WUE data, 46% (5.48 million hectares) of the total cultivated pasturelands in the study area presented biological degradation processes. The Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba and Norte de Minas mesoregions had the highest yields and the lowest losses of water to the atmosphere, therefore, the most productive pastures. The WUE technique allowed to evaluate the degradation conditions of cultivated pastures of the study area. The restoration of these degraded pastures can help increase beef production in this region, helping to reduce the rate of conversion of natural vegetation to new pasture areas.

Keyword: MODIS, Timesat, biological degradation, net primary productivity, real evapotranspiration, remote sensing.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	18
CONSIDERAÇÕES INICIAIS	18
1.1 Introdução	18
1.2 Hipótese	19
1.3 Objetivos	20
1.4 Estrutura da dissertação	20
CAPÍTULO 2	21
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	21
CAPÍTULO 3	30
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	30
3.1 Pastagens cultivadas no Cerrado mineiro	30
3.2 Degradação de pastagens tropicais	33
3.3 Caracterização biofísica das pastagens	35
3.4 Uso do sensoriamento remoto para o mapeamento e monitoramento das pastagens	36
3.5 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)	38
3.6 Índices de vegetação	41
3.7 Séries temporais de índice de vegetação para o monitoramento de pastagens	42
3.8 Fenologia da superfície terrestre	45
3.9 Extração de métricas fenológicas no Timesat	47
3.10 Evapotranspiração	49
3.11 Eficiência no uso da água	53
CAPÍTULO 4	55
AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS CULTIVADAS COM BASE NOS DADOS DE EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO CERRADO MINEIRO	55
4.1 Materiais	55
4.1.1 Pastagens cultivadas (Terra Class Cerrado 2013)	55
4.1.2 EVI (MOD13Q1 e MYD13Q1/MODIS)	55

4.1.3 Evapotranspiração (MOD16A2/MODIS)	56
4.1.4 Variáveis meteorológicas obtidas do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)/INMET para estimativa da evapotranspiração	56
4.2 Métodos	57
4.2.1 Pontos amostrais/pastagens cultivadas	57
4.2.2 Pré-processamento das imagens EVI (MOD13Q1 e MYD13Q1/MODIS).....	58
4.2.3 Preparação das imagens EVI/MODIS – Timesat	59
4.2.4 Processamento dos dados EVI/MODIS – Timesat.....	60
4.2.5 Extração das métricas fenológicas – Timesat.....	61
4.2.6 Evapotranspiração real (MOD16A2/MODIS).....	62
4.2.7 Validação (MOD16A2/MODIS)	63
4.2.8 Eficiência no uso da água (WUE)	64
4.3 Resultados e Discussão.....	65
4.3.1 Produtividade primária líquida (NPP)	65
4.3.2 Evapotranspiração real (ETR)	76
4.3.2.1 Validação do algoritmo MOD16A2	76
4.3.2.2 Variabilidade espacial e temporal da evapotranspiração real (ETR)	84
4.3.3 Eficiência do uso da água (WUE)	90
CAPÍTULO 5	98
CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
REFERÊNCIAS	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de pastagens presentes no Cerrado mineiro.....	21
Figura 2 - Bacias hidrográficas presentes no Cerrado mineiro.	22
Figura 3 - Mapa de precipitação média anual (mm) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990.	23
Figura 4 - Mapa de índice de umidade (Iu) de Thornthwaite do Cerrado mineiro, no período de 1961 – 1990.	24
Figura 5 - Mapa de temperatura média anual (°C) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990.	25
Figura 6 - Mapa de insolação total (horas/ano) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990.	26
Figura 7 - Mapa hipsométrico do Cerrado mineiro, gerado a partir dos dados altímetros do projeto <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> (SRTM), com resolução espacial de 30 metros... ..	27
Figura 8 - Mapa de declividade do Cerrado mineiro, gerado a partir dos dados altímetros do projeto <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> (SRTM), com resolução espacial de 30 metros.....	28
Figura 9 - Mapa de solos do Cerrado mineiro.....	29
Figura 10 - Pastagem natural, cultivada e total no municípios do Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006.....	30
Figura 11 - Distribuição das pastagens naturais no Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006.	31
Figura 12 - Distribuição das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006.	32
Figura 13 - Representação gráfica simplificada do processo de degradação de pastagens cultivadas em suas diferentes etapas no tempo. Fonte: Macedo (1999).....	33
Figura 14 - Métricas fenológicas que são extraídas pelo programa Timesat (espectro esquemático). Os pontos <i>a</i> e <i>b</i> marcam o início e o final do ciclo sazonal, respectivamente. Os pontos <i>c</i> e <i>d</i> representam o nível de 80% de distribuição dos dados. O ponto <i>e</i> mostra o máximo valor, <i>f</i> é a amplitude sazonal e <i>g</i> é a duração da estação. As integrais <i>h</i> e <i>i</i> mostram o efeito cumulativo de crescimento da vegetação durante a temporada. Fonte: adaptado de Jönsson e Eklundh (2012).	48

Figura 15 - Fluxograma metodológico simplificado sobre os principais passos utilizados para avaliação das pastagens no Cerrado mineiro.	57
Figura 16 - Distribuição espacial dos pontos amostrais e verificação visual por meio das imagens disponíveis no programa Google Earth das áreas de pastagens no Cerrado mineiro.....	58
Figura 17 - Regressão linear do índice de vegetação realçado dos produtos MYD13Q1 e MOD13Q1 para amostras de áreas de pastagens no Cerrado mineiro para o ano de 2014.....	59
Figura 18 - Variação espaço-temporal da produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014.	66
Figura 19 - Variação temporal da produtividade primária líquida (NPP) média das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014. A linha 1:1 é representada pela cor preta.	67
Figura 20 - Precipitação total (mm-período chuvoso ⁻¹) do Cerrado mineiro obtida das estações meteorológicas do INMET e a variação temporal da produtividade primária líquida (NPP) média das pastagens cultivadas entre os anos de 2003 a 2014.....	68
Figura 21 - Influência das anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) no Oceano Pacífico, diretamente relacionadas com os fenômenos climáticos El Niño e La Niña, nos valores de produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas de oito mesorregiões do Cerrado mineiro.	70
Figura 22 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (slope) da produtividade primária líquida (NPP) das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014.	74
Figura 23 - Precipitação média mensal da mesorregião Norte de Minas entre os de 2003 a 2014.	76
Figura 24 - Resultados de validação mensal do produto MOD16A2 utilizando dados de estações meteorológicas (mm mês ⁻¹) no Cerrado mineiro (2003-2014): (A) Araxá; (B) Bambuí; (C) Bom Despacho; (D) Divinópolis; (E) Espinosa; (F) Formoso; (G) Frutal; (H) Ituiutaba; (I) Janaúba; (J) João Pinheiro; (K) Mocambinho; (L) Monte Azul; (M) Montes Claros; (N) Paracatu; (O) Patos de Minas; (P) Pirapora; (Q) Pompeu; (R) Sete Lagoas; (S) Uberaba e (T) Unaí. A linha 1:1 é representada pela cor preta.....	78
Figura 25 - Médias mensais de evapotranspiração real (MOD16A2) das pastagens cultivadas e precipitação das estações meteorológicas do INMET no Cerrado mineiro por mesorregião, com destaque para a estação seca, para o período 2003-2014.	84

Figura 26 - Distribuição espacial da evapotranspiração real (ETR) (médias semestrais) durante as estações de baixa atividade fotossintética (maio/outubro) (A) e alta atividade fotossintética (novembro/abril) (B) das pastagens do Cerrado mineiro, para a série temporal de 2003-2014.....	85
Figura 27 - Variabilidade espacial da evapotranspiração real (ETR) média anual (2003-2014) nas áreas de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro.	87
Figura 28 - Anomalias de evapotranspiração real (ETR) em mm mês^{-1} das áreas de pastagens do Cerrado mineiro, normalizadas para o período de 2003-2014.....	88
Figura 29 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (<i>slope</i>) da evapotranspiração real das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014. Estimativas realizadas a partir dos dados de evapotranspiração do produto MOD16A2 entre os anos de 2003 a de 2014.	89
Figura 30 - Eficiência do uso da água (WUE) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014.	90
Figura 31 - Coeficiente de determinação entre a eficiência do uso da água (WUE) e produtividade primária líquida (NPP) (A) e evapotranspiração real (ETR) (B) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro, entre os anos de 2003 a 2014. A linha 1:1 é representada pela cor preta. A linha 1:1 é representada pela cor preta.	92
Figura 32 - Gráfico de mínimos quadrados ponderados pela distância entre eficiência no uso da água (WUE), produtividade primária líquida (NPP) e evapotranspiração real (ETR) das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, entre os anos de 2003 a 2014.	93
Figura 33 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (<i>slope</i>) da eficiência no uso da água (WUE) das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014.....	95
Figura 34 - Localização das microrregiões de Montes Claros (forte tendência de degradação), Unai e Paracatu (áreas mais extensas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro) e Araxá (sem indicativo de degradação) no Cerrado mineiro	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produtos da superfície terrestre gerados pelo sensor MODIS.....	40
Tabela 2 - Atributos dos pixels relativos ao produto MOD13Q1 <i>Pixel Reliability</i>	40
Tabela 3 - Quantitativo das tendências da produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro.	73
Tabela 4 - Dados de evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET e estimada a partir do produto MOD16A2. R^2 = coeficiente de determinação; EQM = erro quadrático médio.	77
Tabela 5 - Desempenho da evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET com a ETR obtida do produto MOD16A2 para o período chuvoso (outubro a março). R^2 = coeficiente de determinação; EQM = erro quadrático médio.	81
Tabela 6 - Desempenho da evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET com a ETR obtida do produto MOD16A2 para a estação seca (abril a setembro).	83
Tabela 7 - Total de áreas de pastagens cultivadas com três níveis de indicativos (Forte, Média e Fraca), e sem indicativos e tendências de processos de degradação biológica por microrregiões no Cerrado mineiro, entre 2003 e 2014.....	96
Tabela 8 - Anos completos para estimativa da evapotranspiração real das estações meteorológicas do INMET.....	121

SIGLAS

ABC	Agricultura de baixa emissão de carbono
ARVI	Índice de vegetação resistente à atmosfera
BDMEP	Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa
BRDF	Função de distribuição da reflectância bidirecional
CAMS	<i>Calibrated airborne multispectral scanner</i>
ENOS	El niño oscilação sul
EOS	<i>Earth observing system</i>
ERTS-1	<i>Earth resource technology satellite</i>
ETP	Evapotranspiração potencial
ETR	Evapotranspiração real
EVI	Índice de vegetação realçado
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
fPAR	Fração da radiação fotossinteticamente ativa
GDI	<i>Grassland degradation index</i>
GEE	Gases de efeito estufa
GMAO	<i>Global Modelling and Assimilation Office</i>
GPP	Produtividade primária bruta
HDF	<i>Hierarchical data format</i>
IAF	Índice de área foliar
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDL	<i>Interactive data language</i>
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
Iu	Índice de umidade
Kc	Coefficiente da cultura
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MRT	<i>Reprojection tool</i>
MSS	<i>Multispectral scanner system</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDVI	Índice de vegetação por diferença normalizada
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NPP	Produtividade primária líquida
OLI	<i>Operational land imager</i>
PIB	Produto interno bruto
PROCEDER	Programa Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado
POLOCENTRO	Programa de Desenvolvimento do Cerrado
SATVeg	Sistema de análise temporal da vegetação
SAVI	Índice de vegetação ajustado ao solo
SEBAL	<i>Surface energy balance algorithm for land</i>
SERVIRI	<i>Spinning enhanced visible and infrared imager</i>
TM	<i>Thematic mapper</i>
TRMM	<i>Tropical rainfall measuring mission</i>
TSM	Temperatura da superfície do mar
VANT	Veículo aéreo não-tripulado
WMO	<i>World Meteorological Organization</i>
WUE	Eficiência no uso da água

1.1 Introdução

As pastagens representam a mais importante fonte de alimento para produção animal do planeta (FAO, 2003). Distribuídas em 52,5 milhões de km², ocupam um quinto de toda a superfície terrestre (KEMP e MICHALK, 2013). Igualmente significativo é o grande número de funções desses ecossistemas, garantindo a segurança alimentar de milhões de pessoas (BARRETT et al., 2014).

No Brasil, as forrageiras, especialmente as oriundas do continente africano (por exemplo, *Brachiaria spp.*), constituem o uso da terra mais extenso (~ 20% de todo território brasileiro). A agropecuária brasileira responde por aproximadamente 25% do produto interno bruto (PIB) do país (FGV, 2016). O predomínio de pastagens no Brasil decorre, em larga escala, das condições climáticas favoráveis e pela extensão continental que permite uma gama de diferentes espécies de forrageiras em todo o país (DIAS-FILHO, 2014). Todavia, pelo fato da pecuária brasileira ser desenvolvida predominantemente de forma extensiva (PETERS et al., 2013), sobretudo no bioma Cerrado, a degradação das pastagens tem sido um grande desafio para o setor, uma vez que causa prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

Segundo dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), cerca de 50% ou 60% das pastagens do Cerrado apresentam algum grau de degradação (MAPA, 2014). Estimativas do Projeto TerraClass Cerrado 2013 indicaram que as pastagens no Cerrado mineiro ocupam uma área de 11.874.140 hectares (MMA, 2015) e que, desse total, aproximadamente 26% estão sob diferentes formas de degradação (ANDRADE et al., 2015), contribuindo de forma direta para que o setor agropecuário tenha despontado nos últimos anos como uma das principais atividades emissoras de gases de efeito estufa (GEEs) no Brasil, pois a degradação das pastagens reduz a fixação de CO₂, elevando os níveis de GEE para atmosfera, sendo o estado de Minas Gerais o segundo maior emissor em 2013 (IMAFLOA, 2015).

Apesar de desafiador, tal cenário de degradação de pastagens representa uma grande oportunidade para a pecuária, principalmente a de corte, na redução de GEEs,

caso haja o uso de técnicas apuradas de recuperação e melhoria de pastagens e de sistemas integrados de produção (MACEDO et al., 2012).

Segundo Assad e Martins (2015), trabalhos de levantamento de estoque de carbono em solos de diferentes regiões do Brasil apontaram uma diferença de 10 t C /ha entre pastos de alta produtividade e baixa produtividade (1 t C /ha). Em relação à produtividade animal, estima-se que, em uma pastagem degradada, o rendimento gira em torno de 3 arroba-ha⁻¹-ano⁻¹ (KICHEL et al., 2012), enquanto em uma forrageira em bom estado de conservação, esse valor praticamente quadruplica, com um ganho aproximado entre 11-12 arroba-ha⁻¹-ano⁻¹.

Em 2010, o governo federal criou o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, também denominado de Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), o qual almeja, dentre outros objetivos, a restauração de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas no Brasil (MAPA, 2012). No entanto, as informações sobre a condição das pastagens são dispersas, pouco detalhadas e desatualizadas (FERREIRA et al., 2014), o que revela a necessidade e urgência de análises mais apuradas sobre o tema.

Para avaliação das condições das pastagens no Cerrado, o sensoriamento remoto é promissor tanto na escala local (JENSEN et al., 1998; FASSNACHT et al., 2015) quanto na regional (REEVES et al., 2002; GAO et al., 2006; WU, 2012; HOTT et al., 2015), frente à possibilidade da extração de medidas como produtividade primária líquida (NPP – *net primary productivity*) e evapotranspiração real (ETR) com grande cobertura espaço-temporal. A literatura é escassa na avaliação de fluxos de água e carbono para a região do Cerrado mineiro (ROSA e SANO, 2013; AGUIAR et al., 2017), sendo tradicionalmente avaliada por índices de vegetação (ANJOS et al., 2013; FERREIRA et al., 2013; ANDRADE et al., 2015).

1.2 Hipótese

Alterações nos padrões fenológicos afetam a eficiência do uso da água das plantas e podem ser utilizadas para avaliar o processo de degradação biológica das pastagens do Cerrado mineiro.

1.3 Objetivos

O objetivo principal desse estudo é estimar a degradação de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro com base na técnica de eficiência no uso da água (WUE – *Water Use Efficiency*), a partir de produtos derivados do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). Como objetivos específicos, têm-se:

- ✓ Descrever a variabilidade espacial da NPP das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro, extraídas de séries temporais do Índice de Vegetação Realçado (EVI – *Enhanced Vegetation Index*) do sensor MODIS;
- ✓ Validar os dados de ETR do produto MOD16A2, com medidas extraídas das estações meteorológicas do INMET;
- ✓ Analisar a dinâmica espaço-temporal do processo de evapotranspiração das pastagens do Cerrado mineiro;
- ✓ Estimar a eficiência no uso da água e identificar as tendências de degradação biológica das pastagens do Cerrado mineiro, utilizando um modelo de regressão.

1.4 Estrutura da dissertação

Esta dissertação foi estruturada em cinco capítulos. No primeiro capítulo, foram abordados os objetos de investigação, a hipótese e os objetivos da pesquisa. No capítulo 2, são descritas as principais características econômicas, ambientais e biofísicas da pastagem, enquanto no capítulo 3 são abordadas as principais metodologias, os conceitos e as aplicações desenvolvidas a nível mundial para avaliação das condições de capacidade produtiva das pastagens. O capítulo 4 compreende os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento da pesquisa, além dos resultados e discussão. No último capítulo são abordadas as sugestões para futuros trabalhos.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A maior parte do estado de Minas Gerais é coberta pelo bioma Cerrado (Figura 1). Uma porção ao norte é coberta pela Caatinga, enquanto a região Sudeste e Sul é coberta pela Mata Atlântica. Existente em oito mesorregiões e 329 municípios mineiros (IBGE, 2010), a região do Cerrado apresenta uma singularidade sobre os aspectos socioeconômicos entre as mesorregiões do Norte (Jequitinhonha) em relação ao Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, Noroeste, Central Mineira, Metropolitana de Belo Horizonte, Oeste de Minas e Sul/Sudoeste de Minas, sendo que o último grupo apresenta um maior adensamento populacional e desenvolvimentos econômico, científico e tecnológico.

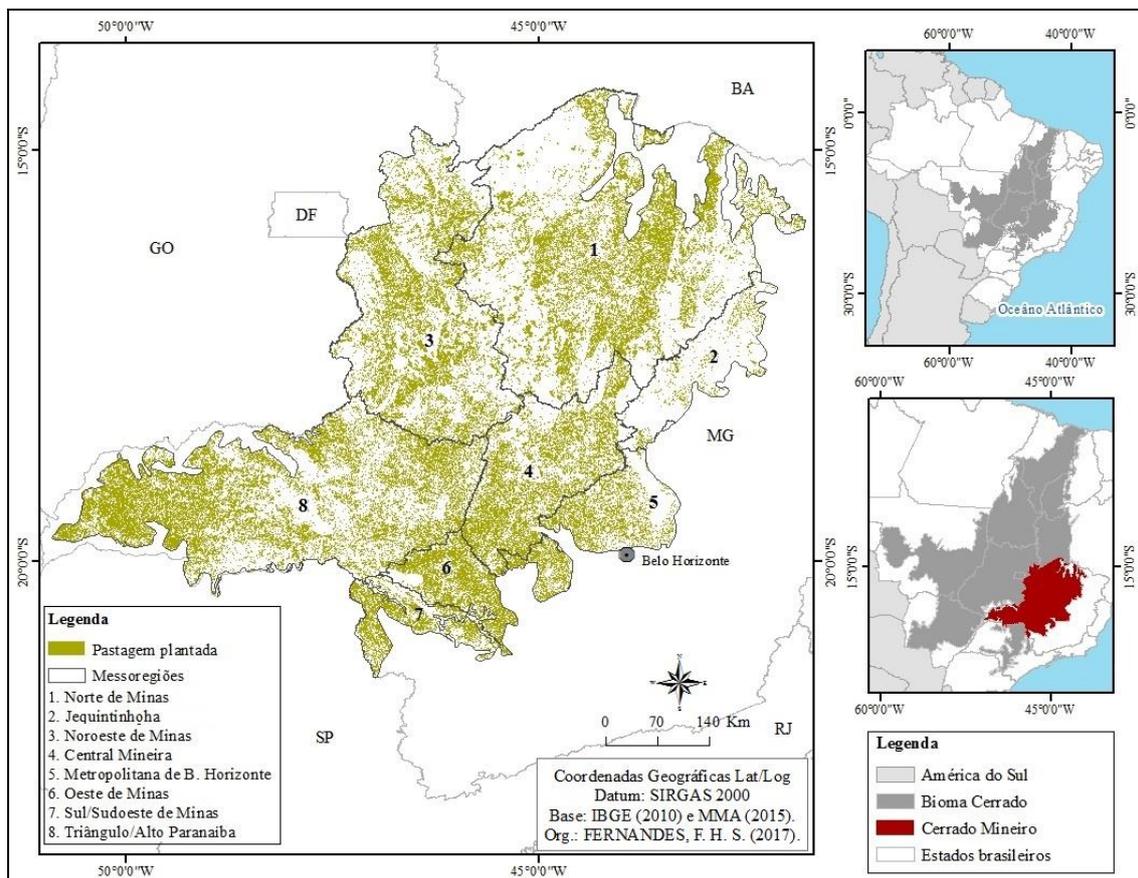


Figura 1 - Localização das áreas de pastagens presentes no Cerrado mineiro.

Em se tratando de fisionomia, a vegetação do bioma Cerrado apresenta três grandes tipos de formações: florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO e WALTER, 2008). Ainda segundo esses autores, estes três grupos podem ser descritos em onze tipos

fitofisionômicos, enquadrados em formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerrado), savânicas (cerrado *sensu stricto*, parque de cerrado, palmeiral e vereda) e campestres (campo sujo, campo rupestre e campo limpo). Segundo Cole (1986), embora varie de região para região, dentre os principais fatores ambientais que determinam as savanas incluem-se o clima, o solo, a hidrologia, a geomorfologia, o fogo e o pastejo. São dados destaques ao clima e ao solo, pois exercem os efeitos mais significativos na fisionomia do bioma.

Do ponto de vista hidrológico, o Cerrado mineiro é composto por seis bacias hidrográficas federais (Figura 2), apresentando destaque nacional quanto à sua malha hídrica. Ressalta-se a presença de nascentes como a do rio São Francisco, fundamental pelo volume de água transportada para a região do semiárido brasileiro e as dos rios Paranaíba e Grande, afluentes da bacia do Paraná que engloba regiões com o maior desenvolvimento econômico do país. As nascentes do rio Jequitinhonha aparecem inseridas em uma região de baixo índice pluviométrico, denotando a importância desses mananciais (ANA, 2017).

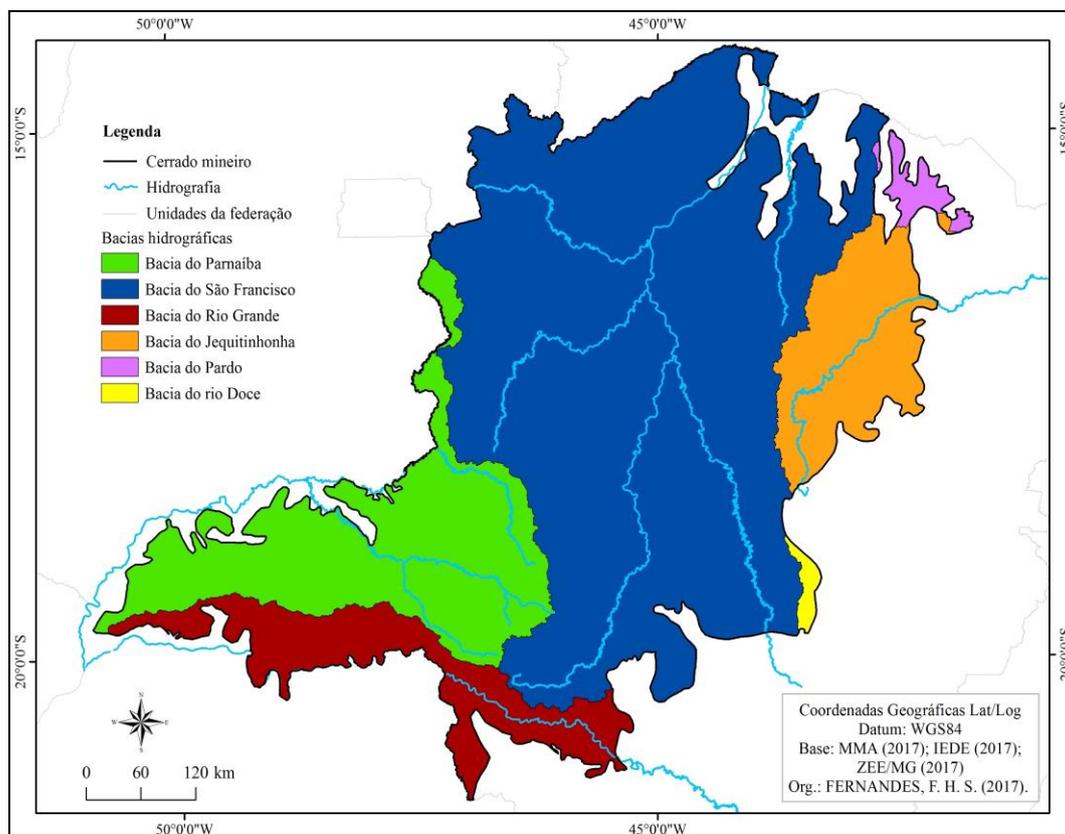


Figura 2 - Bacias hidrográficas presentes no Cerrado mineiro.

Por outro lado, grande parte desses mananciais encontra-se atualmente com graves problemas ambientais, desde a não preservação das nascentes, retirada da mata ciliar, assoreamento do leito dos rios, além da disposição inadequada de efluentes domésticos.

Em relação ao clima predominante no Cerrado mineiro, duas estações são bem definidas: invernos secos e verões chuvosos. A precipitação média anual varia de 745 a 1.663 mm (Figura 3). Os maiores valores pluviométricos são encontrados nas porções oeste, centro-sul, Triângulo Mineiro e Alto Parnaíba, com precipitações médias anuais variando entre 1.043 mm e 1.663 mm. Nas regiões mais ao norte (norte de Minas e Jequitinhonha), são encontradas precipitações anuais entre 745 mm e 950 mm. É válido salientar que esse gradiente de precipitação média anual observada no Cerrado mineiro é coincidente com as áreas adjacentes ao bioma Mata Atlântica, com maior volume pluviométrico, localizado na porção sudeste e sul, e ao bioma Caatinga, limítrofe ao norte de Minas e Jequitinhonha, caracterizadas por regiões de clima semiárido (GALVÃO e RODRIGUES, 2005).

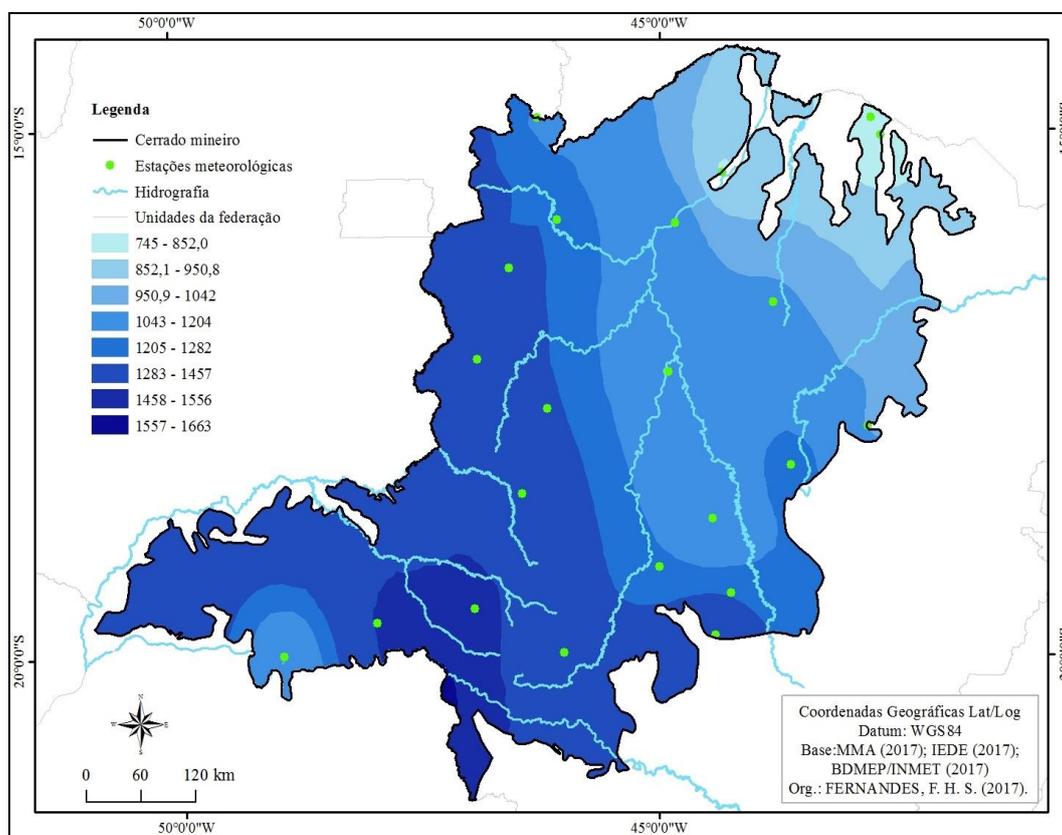


Figura 3 - Mapa de precipitação média anual (mm) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990, determinadas por Krigagem, derivada dos dados climatológicos INMET.

De acordo com Carvalho et al. (2008), o Cerrado mineiro possui seis unidades em relação ao índice de umidade (Iu) proposto por Thornthwaite e Mather (1955) (Figura 4). As regiões mais úmidas abrangem boa parte das mesorregiões Sul/Sudoeste de Minas, Oeste de Minas, Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba, parte sul da Central Mineira, leste da região Metropolitana de Belo Horizonte e oeste do Noroeste de Minas, caracterizadas pelos índices úmidos B3 ($60 \leq Iu < 80$); B2 ($40 \leq Iu < 60$) e B1 ($20 \leq Iu < 40$). Essas regiões podem ser classificadas como de clima úmido, sendo a região B3 caracterizada por um padrão médio de chuvas mais elevadas do que B2 e B1. Situação oposta é encontrada para a temperatura, sendo B1 com as temperaturas médias mais elevadas durante todo o ano. Já as regiões ao norte de Minas Gerais são classificadas por dois grupos, C1 – subúmido seco ($-33,3 \leq Iu < 0$) e D – semiárido ($-66,7 \leq Iu < -33,3$), caracterizadas por baixo índice pluviométrico (CARVALHO et al., 2008). O clima semiárido apresenta elevados índices de aridez com volumes de precipitação médios anuais inferiores a 850 mm anuais.

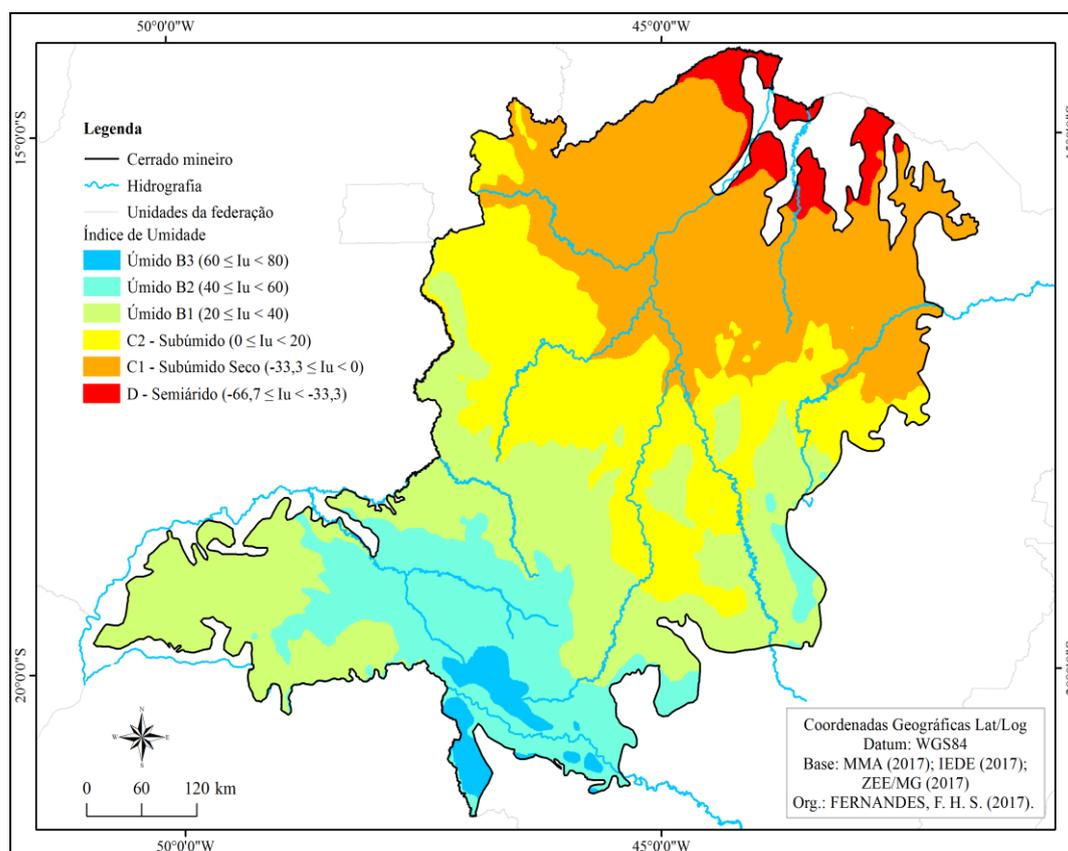


Figura 4 - Mapa de índice de umidade (Iu) de Thornthwaite do Cerrado mineiro, no período de 1961 – 1990. Adaptado de Carvalho et al. (2008).

Entre as regiões norte e porções mais ao sul do Cerrado mineiro, são encontradas áreas de clima C2 – subúmido ($0 \leq Iu < 20$). Essas áreas de transição apresentam índice hídrico médio inferior às regiões úmidas e superior aos climas C1 – subúmido seco – e D – semiárido, com precipitação média anual em torno de 1.250 mm. Por sua vez, a temperatura média anual gira em torno de 22 °C. As chuvas na região concentram-se no período de outubro a março e a estação seca vai de abril a setembro, com predominância de veranicos nas estações chuvosas (MINUZZI et al., 2005).

A temperatura média anual no Cerrado mineiro gira em torno de 18 °C a 24 °C (Figura 5). Essa variação é observada em um gradiente sudeste-noroeste. As porções ao norte, oeste e grande parte da mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba apresentam as temperaturas médias mais elevadas, com valores acima de 22 °C. Tais valores estão localizados sobretudo nas bacias do médio São Francisco, Parnaíba e oeste da bacia do Rio Grande. Nas demais mesorregiões, como Central Mineira, Oeste de Minas, Sul/Sudoeste de Minas, Metropolitana de Belo Horizonte, leste do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba e sul do Jequitinhonha, observam-se temperaturas médias anuais abaixo de 22 °C.

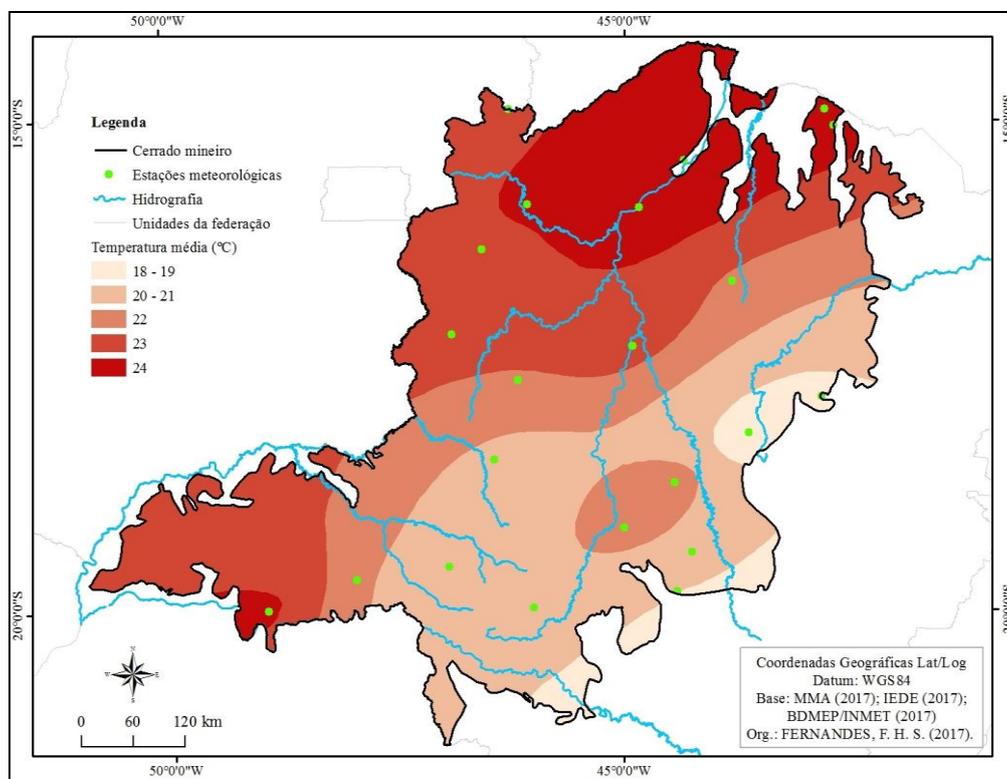


Figura 5 - Mapa de temperatura média anual (°C) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990, determinadas por Krigagem e derivada de dados climatológicos do INMET.

A variabilidade espacial da insolação para a região do Cerrado mineiro apresenta uma espécie de um corredor entre as regiões do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba, passando pelo sul do Noroeste de Minas e noroeste da porção Central Mineira em direção a região norte, com valores superiores a 2.500 horas-ano⁻¹ (Figura 6). As regiões com maior incidência solar, com valores superiores a 2.600 horas/ano coincidem com as áreas de menor índice pluviométrico anual, abaixo de 950 mm e em áreas com temperaturas médias anuais mais elevadas. Essas variáveis contribuem de forma direta nos processos da evapotranspiração (ALLEN et al., 1998), influenciando nos índices hídrico e de aridez, utilizados para estimativa do índice de umidade e altamente relacionadas com balanço hídrico (CARVALHO et al., 2008; RUHOFF et al., 2012).

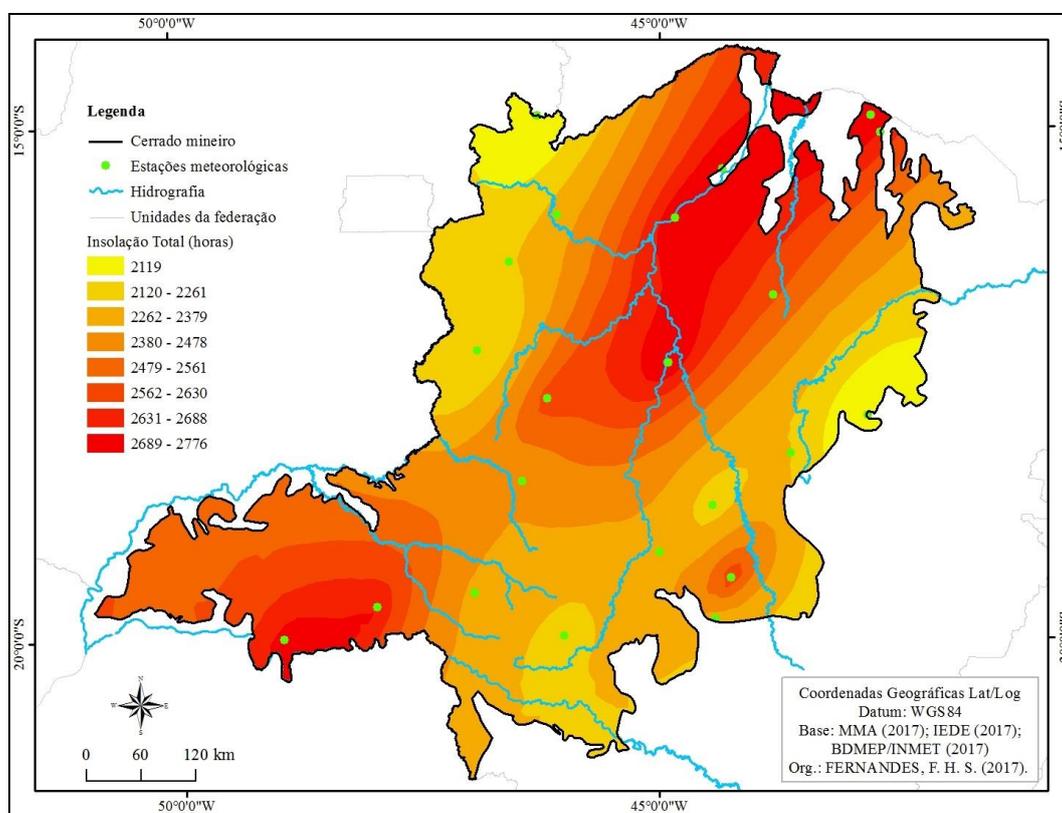


Figura 6 - Mapa de insolação total (horas/ano) do Cerrado mineiro no período de 1961 – 1990, determinadas por Krigagem e derivada de dados climatológicos do INMET.

Em relação à altitude da região (Figura 7), é possível observar que as áreas mais baixas aparecem próximas aos cursos d'água, principalmente nas áreas adjacentes aos afluentes do rio São Francisco, caracterizadas por um domínio morfoestrutural de depósitos sedimentares quaternários, representadas por planícies (IBGE, 2009). De forma semelhante, verifica-se que grande parte do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba

possui baixa elevação, representada pelo domínio de bacias e coberturas sedimentares fanerozóicas. Trata-se de uma região com compartimento de relevo caracterizado por planaltos (BACARRO, 1991) e banhada pelo rio Grande na fronteira com o estado de São Paulo na região Sul e, em extremidade oposta, banhado pelo rio Paraná.

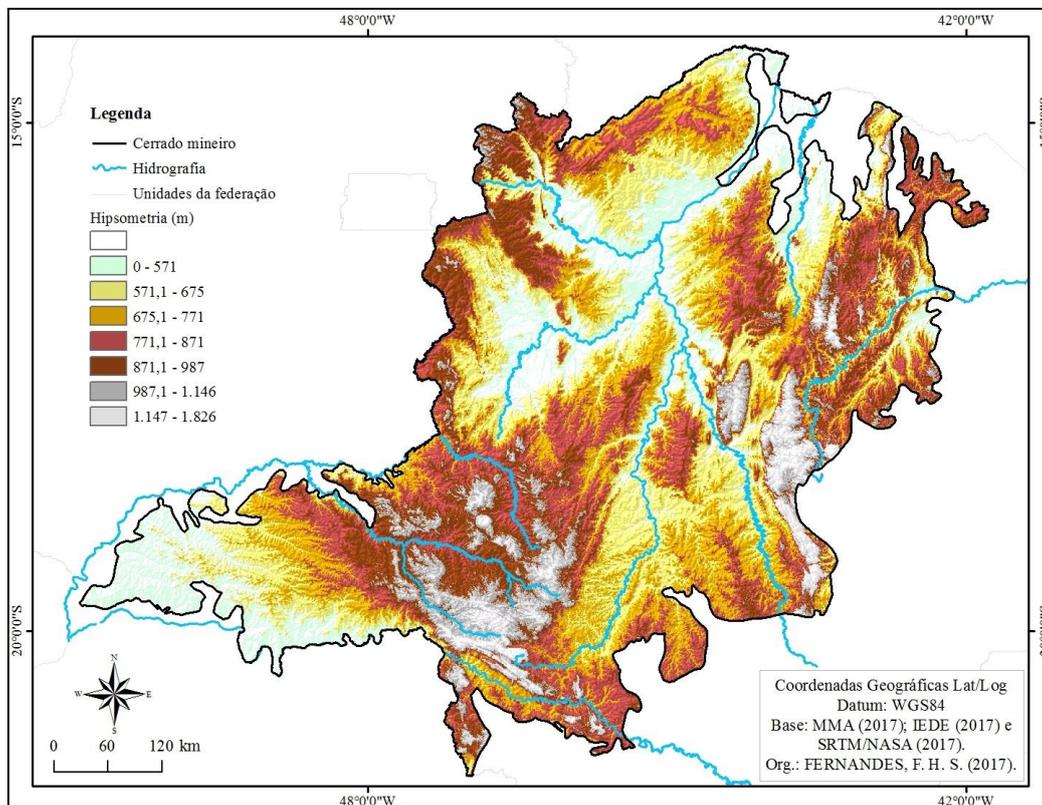


Figura 7 - Mapa hipsométrico do Cerrado mineiro, gerado a partir dos dados altímetros do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 metros.

Em contraste, as nascentes dos principais cursos d'água do Cerrado mineiro estão localizadas em regiões mais elevadas, em grande parte no bioma Mata Atlântica, em compartimento de serras e domínio de cinturões móveis neoproterózoicos (IBGE, 2009). Apesar da distribuição espacial diversificada das áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, as regiões mais adensadas com pastagens cultivadas encontram-se localizadas em áreas com relevo mais suavizado, como mostra o mapeamento do projeto TerraClass Cerrado 2013. O mapa altimétrico possui relação inversa com o mapa de insolação total em horas, isto é, as regiões mais baixas apresentam maior insolação e vice-versa. Essa relação entre insolação e altitude pode ser atrelada à maior

nebulosidade presente nas áreas mais elevadas, o que reduz a incidência da radiação solar.

As declividades mais acentuadas ocorrem em regiões com altitudes mais elevadas (Figura 8). Vale ressaltar que as áreas de pastagens localizadas em declividades mais altas estão susceptíveis a uma maior fragilidade aos fenômenos naturais como vento e chuva, podendo ocasionar e/ou acelerar processos de degradação do solo. Por outro lado, a disposição da forrageira em áreas de baixa declividade e próximas aos cursos d'água que não atendam às legislações ambientais vigentes são, em sua maioria, atores que contribuem para assoreamentos dos cursos d'água (FERNANDES et al., 2014).

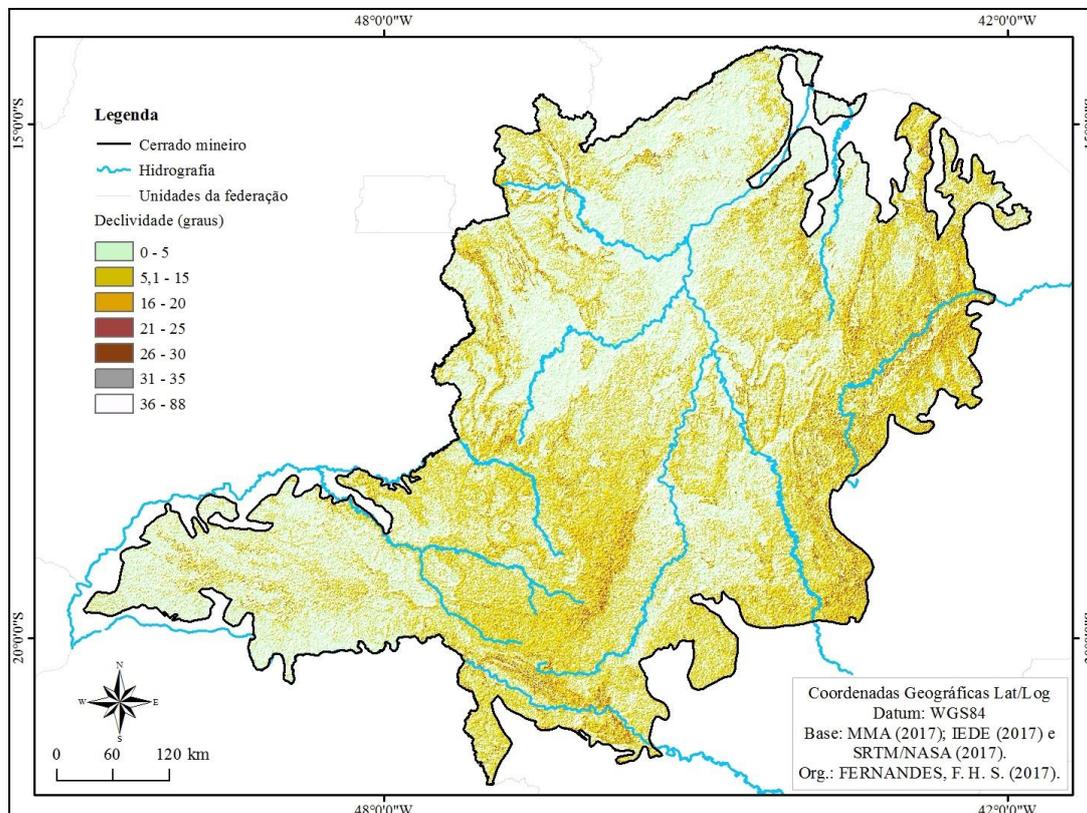


Figura 8 - Mapa de declividade do Cerrado mineiro, gerado a partir dos dados altimétricos do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 metros.

Com relação aos tipos de solos, a textura, a baixa disponibilidade de nutrientes e a pequena profundidade de alguns solos constituem-se em importantes elementos na distribuição das diferentes paisagens do Cerrado. Essa influência também é exercida na

capacidade de drenagem e na disponibilidade de nutrientes no solo (RIBEIRO e WALTER, 2008).

O Cerrado mineiro apresenta variados tipos de solos dentro de cada mesorregião (Figura 9) (UFV, 2010). São encontrados solos mais novos como o Cambissolo Háplico predominantemente nas regiões central, oeste de Minas e noroeste; o Argilossolo Vermelho Amarelo nas regiões norte, Jequitinhonha, região metropolitana de Belo Horizonte e Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba; o Neossolo Flúvico, presente nas planícies; os Afloramentos, representados pela Serra Geral do Espinhaço a leste do Cerrado mineiro; e o Neossolo Quartzarênico, ao norte da área de estudo.

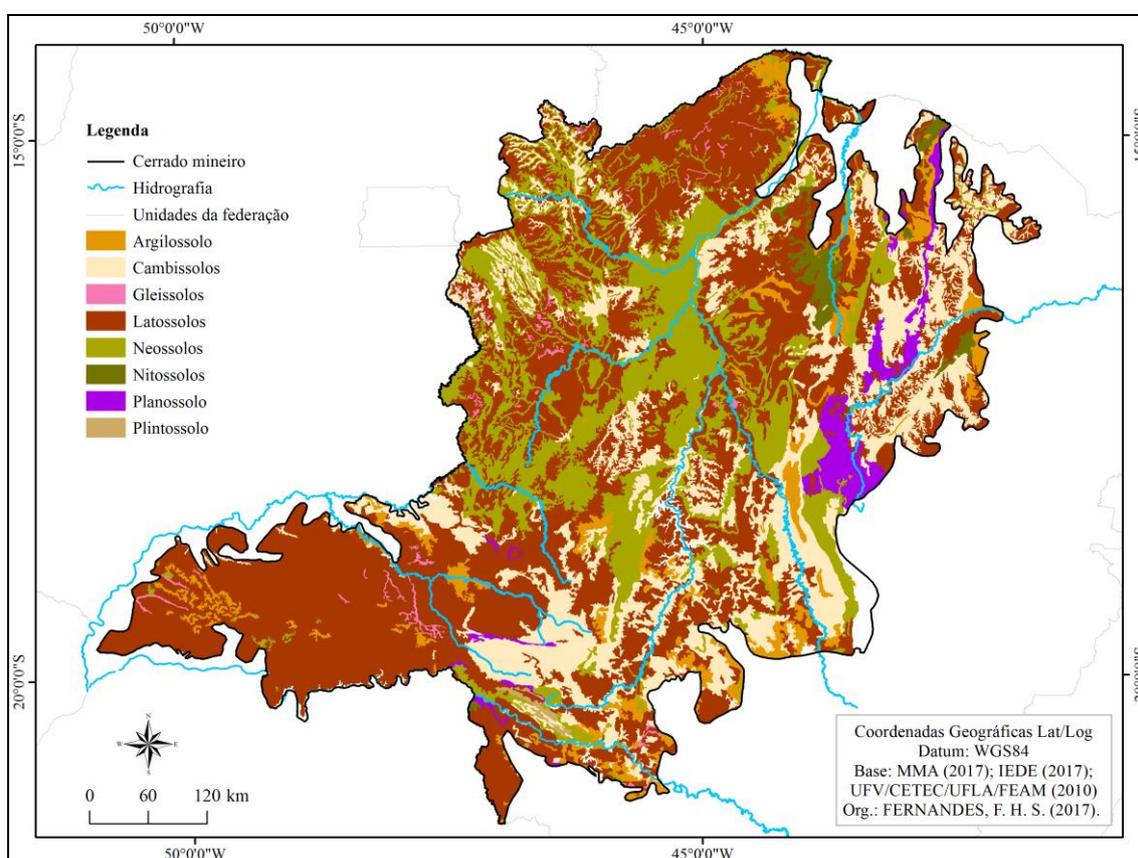


Figura 9 - Mapa de solos do Cerrado mineiro. Adaptado de UFV/CETEC/UFLA/FEAM (2010).

Os Latossolos Vermelho Amarelo e Vermelho são os tipos de solos predominantes em todas as mesorregiões do Cerrado mineiro, principalmente ao Norte e no Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba, respectivamente. São solos profundos e bem desenvolvidos, moderadamente drenados, ácidos e de baixa fertilidade.

3.1 Pastagens cultivadas no Cerrado mineiro

As pastagens cultivadas representam, por área, a unidade dominante frente às demais formas de atividades antrópicas existentes na região do Cerrado mineiro (MMA, 2015). Historicamente, essas áreas possuíam baixa representatividade em relação às pastagens naturais (IBGE, 2006) (Figura 10). No século XIII, época do Brasil Colônia, a lotação de bovinos era baixa e em sua grande maioria voltada à subsistência dos trabalhadores e seus familiares envolvidos na extração do ouro. Com a redução da mineração, a criação de gado se tornou um meio de sobrevivência (SILVA et al., 2013).

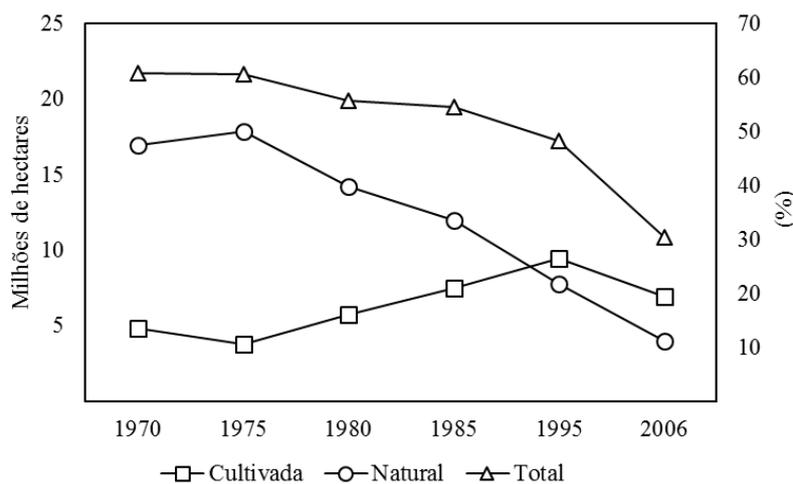


Figura 10 - Pastagem natural, cultivada e total nos municípios do Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006. Org.: Próprio autor.

A partir da década de 1970, houve então o que se chama de revolução do Cerrado, um conjunto de ações movidas pela iniciativa pública/privada de projetos como o Programa Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado (PRODECER), instituído em parceria com o governo japonês, e o Programa de Desenvolvimento do Cerrado (POLOCENTRO) (ALENCAR, 1975). Aliados aos sistemas ferroviários e malhas viárias construídas na década de 1950, o Cerrado mineiro deixou de ser apenas uma exploração de cunho extrativista, associada à agricultura familiar, passando para uma exploração altamente mecanizada, associada à agricultura de exportação e à

agroindústria (JESUS, 1998), fazendo com que as pastagens naturais cedessem lugar às espécies cultivadas (Figura 10) como *Panicum*, *Andropogon* e principalmente *Brachiaria* (MARTHA JÚNIOR e VILELA, 2002).

Com relação à distribuição espacial das pastagens naturais, é possível perceber o declínio de suas áreas em todas as mesorregiões do Cerrado mineiro a partir de 1975 (Figura 11), principalmente nas regiões do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, noroeste e centro-sul do bioma, reflexo dos grandes centros urbanos já instalados nesta região e por compreenderem áreas do projeto POLOCENTRO (SANTANA, 2004).

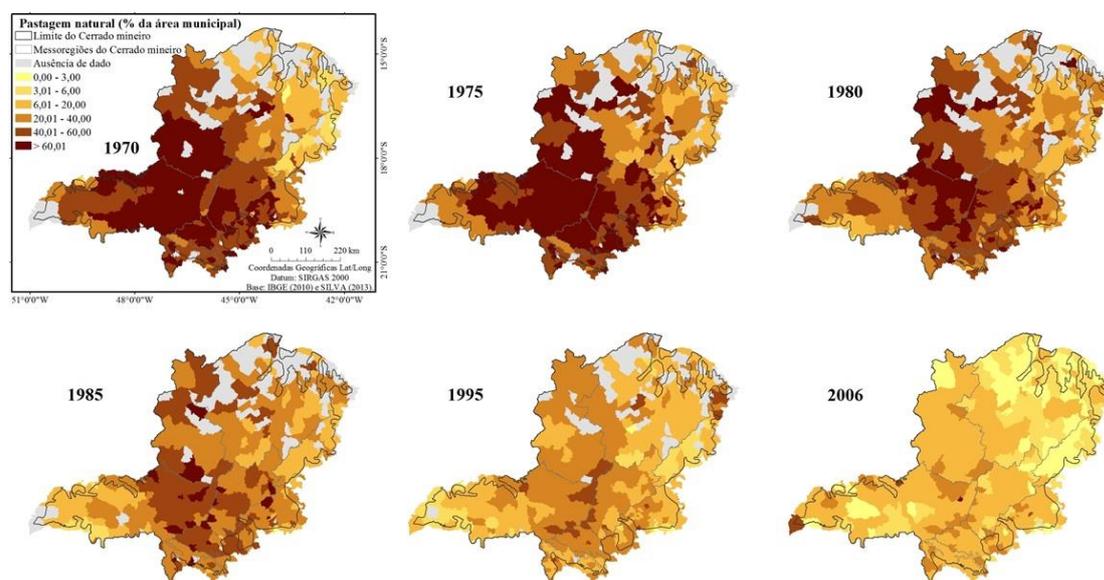


Figura 11 - Distribuição das pastagens naturais no Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006. Adaptado de Silva et al. (2013).

Ao passo em que se verifica um decréscimo das áreas de pastagens naturais no Cerrado mineiro, as pastagens cultivadas ganharam cada vez mais espaço em todas as regiões, com forte predominância nas mesorregiões do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, Noroeste de Minas e em boa parte do Norte de Minas (Figura 12). Essa última, mesmo não sendo uma área-piloto do programa POLOCENTRO, teve o aumento das áreas de pastagens cultivadas dada à existência de extensas áreas de relevo suavemente ondulado e o baixo custo das terras, apesar das limitações climática (semiárido) e de infraestrutura pobre de seus municípios. Mesmo com o aumento das áreas de pastagens cultivadas, as pastagens do Cerrado mineiro vêm apresentando um declínio do total de áreas de pastagens desde o ano de 1975, com uma forte queda entre os anos de 1995 e 2006.

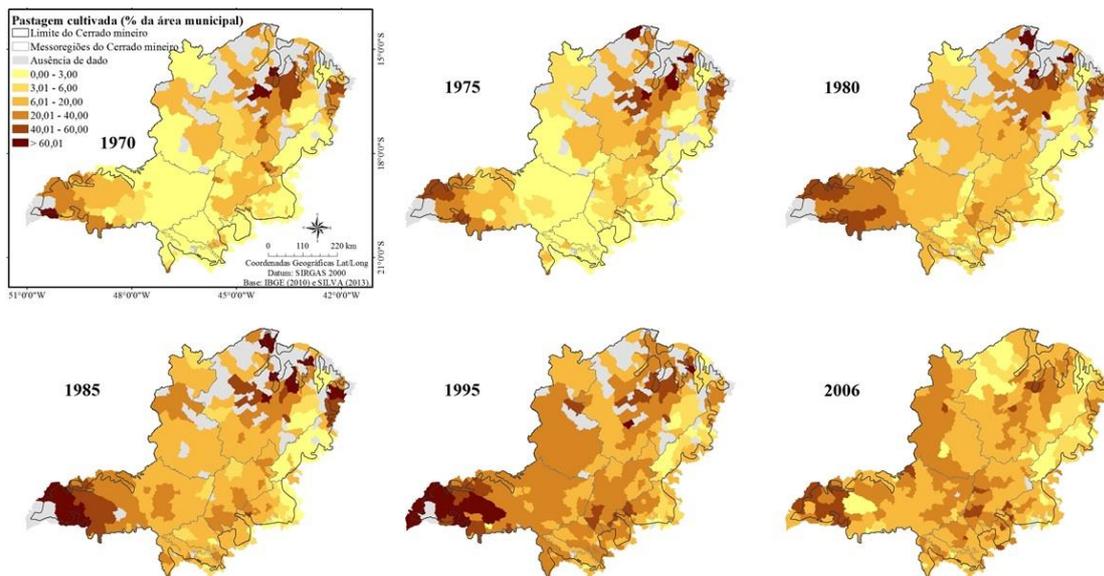


Figura 12 - Distribuição das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, segundo os Censos Agropecuários de 1970 a 2006. Adaptado de Silva et al. (2013).

Para Silva et al. (2013), existem dois fatores principais que devem estar associados à redução das áreas pastagens, sendo o primeiro deles atribuído à metodologia do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que considera pastagem natural apenas aquelas utilizadas para pastejo. Assim, as fitofisionomias do Cerrado caracterizadas como pastagem (campo limpo, campo sujo e cerrado ralo) somente o são quando estiverem em uso produtivo; a segunda explicação está ligada ao aumento competitivo da agricultura, tendo em vista a disponibilidade de terras ocupadas com pecuária de baixa produtividade e boa aptidão agrícola. Spera et al. (2014) corroboraram com essa explicação, na qual verificaram conversão acentuada de áreas de pastagens do Cerrado para cultivo de soja. Adicionalmente, Aguiar et al. (2017) discutiram que a limitação da expansão agropecuária brasileira sobre florestas nativas é hoje um dos principais empecilhos para aumento da área de pastagens, em virtude das metas assumidas pelo governo federal para a redução das taxas de desmatamento e das emissões de GEEs (BRASIL, 2013), uma vez que o desmatamento no Cerrado mineiro está intimamente relacionado à implantação de novas áreas de pastagens (MAPA, 2011).

3.2 Degradação de pastagens tropicais

A palavra degradação é um termo com origem no latim *degradationem*, uma junção das palavras “*degrade*“ e “*ion*”. O vocábulo está associado ao verbo degradar, que significa reduzir em dignidade ou estimativa e, aliado ao sufixo “*ion*”, indica o processo ou estado de uma ação. Assim, pode-se definir degradação da vegetação como um momento de degeneração, um declínio persistente ao longo do tempo.

De acordo com Huber-Sannwald et al. (2006), degradação pode ser definida de formas diferentes, dependendo do contexto específico e local de ocorrência, mas normalmente se refere a um sistema de mudança de um estado biologicamente produtivo para um estado menos fecundo. A definição de degradação, sobretudo no âmbito das pastagens, é, para Dias-Filho (2011), uma área com acentuada redução da capacidade de suporte esperada em um determinado espaço (diminuição da produtividade agrícola). O autor relatou ainda que esse processo pode ser dividido em degradações agrícola e biológica.

Macedo et al. (2012) trataram a degradação das pastagens como um processo dinâmico, culminando na perda de vigor e queda na disponibilidade de forragem, com redução da capacidade de lotação e do ganho de peso animal em razão do manejo inadequado. Essa versão de degradação é fundamentada em um processo contínuo com início da perda do acúmulo da biomassa e término com a ruptura dos recursos naturais nessas áreas (Figura 13).

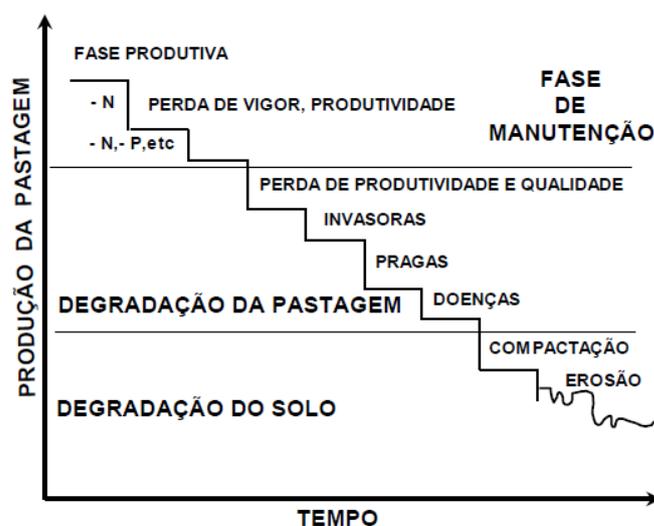


Figura 13 - Representação gráfica simplificada do processo de degradação de pastagens cultivadas em suas diferentes etapas no tempo. Fonte: Macedo (1999).

Nesse processo, as forrageiras de alta produtividade se encontram no topo e, à medida que descem os degraus com a utilização da pastagem, avança-se o processo de degradação, sendo, nos primeiros degraus, encontrada uma situação adversa para as forrageiras, resultando na redução acentuada da sua produção (MACEDO et al., 2012). Segundo Asner (2004), a degradação das pastagens é um fenômeno global. Para Dias-Filho (2014), são diversas as causas que estão relacionadas à degradação das pastagens no Brasil. O excesso de lotação e a falta de reposição dos nutrientes são as principais causas. O surgimento de invasores, pragas, doenças, queimadas, compactação do solo e erosão são consideradas também relevantes e contribuem para a degradação do solo, no entanto, muitas vezes são apontadas como causadoras da degradação, mas na realidade são consequências do não atendimento das premissas acima mencionadas (MACEDO et al., 2012). Vale ressaltar que as causas e efeitos mencionados variam bastante, dependendo de cada região geográfica.

Para a região do Cerrado, o uso limitado de fertilizantes e corretivos na implantação ou manutenção das pastagens é, certamente, um dos principais fatores que explicam a baixa produção de forragens e a sua degradação (LOBATO et al., 2014). Soma-se à questão da fertilidade, o manejo inadequado das áreas de pastagens, em especial, no que tange à taxa de lotação e superpastejo (MARTHA Jr. e VILELA, 2002; BARCELLOS et al., 2008). O superpastejo contribui para a redução da biomassa e aumento de solo exposto, compactação do solo e surgimento de processos erosivos, características do processo de degradação biológica (DIAS-FILHO, 2011).

Para Picopre et al. (2013) e Berrahmouni et al. (2015), áreas de pastagens situadas em regiões de clima semiárido, como na África, além do superpastejo, sofrem com o baixo índice pluviométrico das chuvas, a exemplo das pastagens cultivadas no Cerrado do norte de Minas Gerais (CÂNDIDO et al., 2005). Segundo Dias-Filho (2011) e Pullanagari et al. (2013), o melhor indicador para avaliação da saúde de uma pastagem é o ganho do peso animal, que possui relação direta com o consumo voluntário e digestibilidade dos nutrientes contidos nas forrageiras. Para Reeves et al. (2002), a NPP das pastagens é o mais perfeito indicador de avaliação do vigor e da capacidade de crescimento das forrageiras. De acordo com Nan (1999), a NPP é a variável central, relacionada com carbono e resume a interface entre a planta e outros processos em um ecossistema.

3.3 Caracterização biofísica das pastagens

Para Macedo et al. (2012), a análise empírica é normalmente aplicada em grande escala pela maioria dos produtores no Brasil para avaliação da condição das pastagens, ou seja, baseiam-se em experiências vividas ao longo dos anos. Para esses autores, a ausência de métodos e manejos mais precisos que auxiliem a experiência dos produtores pode acabar reduzindo a disponibilidade de forrageiras ao longo do tempo e, quando não verificadas em fases preliminares, pode acarretar em processos mais intensos de degradação.

Dentre os métodos conceituais para avaliação e monitoramento da biomassa em áreas de pastagens, as técnicas destrutivas (coleta da biomassa acima do solo) e análises laboratoriais são bastante utilizadas, sendo que esta última necessita dos primeiros dados. Tais procedimentos, embora precisos, são métodos demorados, dispendiosos e muitas vezes de caráter local (PULLANAGARI et al., 2013; SCOTTÁ e FONSECA, 2015). No entanto, são essenciais para validação das informações extraídas das imagens de satélite.

No Brasil, um dos grandes exemplos de estudos dessa natureza é o projeto Rally da Pecuária, organizado pela Agroconsult Consultoria e Projetos, que abrange pastagens cultivadas em nove estados brasileiros (Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Minas Gerais, Pará, Paraná, Rondônia, São Paulo e Tocantins), mapeando e fotografando as pastagens, levando em consideração informações como homogeneidade do pasto, volume de massa, população de plantas, altura do capim, presença de erosão, plantas invasoras, além de um histórico de utilização dessas pastagens, relatado pelos produtores (para detalhes, vide www.rallydapecuaria.com.br).

Parâmetros biofísicos das pastagens podem ainda ser adquiridos por meio de espectroradiômetro de campo (ITANO e TOMIMATSU, 2011). Kawamura et al. (2009) utilizaram o espectroradiômetro de campo para prever e mapear os padrões de distribuição espacial de biomassa de forragem e massa de nutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio e enxofre na pastagem da região montanhosa do lago Taupo, Nova Zelândia. No entanto, tal procedimento possui limitações para abrangências regionais e a calibração do espectroradiômetro deve ser muito bem realizada. Entretanto, Jensen (2009) afirmou que a obtenção de resultados dessa natureza é essencial para calibração e desenvolvimento de novos sensores.

Outra forma para avaliação da condição das pastagens é utilizando sensores aerotransportados. A exemplo desse tipo de tecnologia, Jensen et al. (1998) utilizaram dados do sensor *Calibrated Airbone Multispectral Scanner (CAMS)* e dados de campo (biomassa seca total) para verificar qual a melhor banda do sensor CAMS para avaliação das pastagens em Murrels Inlet, Carolina do Sul, Estados Unidos. Os resultados encontrados por esses autores mostraram que a banda 6 (0,76 - 0,90 μm) produziu o coeficiente de determinação mais alto ($R^2 = 0,78$).

Bueren et al. (2015) utilizaram quatro sensores (câmara RGB - Sony Nex5n; *Canon Powershot IR* - câmara na região do visível mais infravermelho próximo; câmara multiespectral de seis bandas MCA6 - *Multiple Camera Array*; e um espectrômetro de alta resolução espectral - STS) a bordo de dois Veículos Aéreos Não-Tripulados (VANTs) para monitoramento da cobertura de uma pastagem cultivada localizada na Universidade de Massey, Nova Zelândia. Nessa análise, os autores notaram que as imagens adquiridas pela câmara multiespectral MCA6 e os dados do espectrômetro STS apresentaram forte correlação com os dados de campo adquiridos com espectroradiômetro de campo (UAV STS: $R^2 = 0,98$; MCA6: $R^2 = 0,92$). Já as imagens RGB e da câmara na região do infravermelho próximo resultaram em uma menor concordância ($R^2 = 0,63$ e $0,65$, respectivamente).

A utilização de imagens aerotransportadas possui, em sua maioria, caráter local. Para estudos comparativos ao longo do tempo, as mesmas configurações do sistema sensor e condições do tempo devem ser priorizadas em todos os voos (JENSEN, 2009; BUEREN et al., 2015). Para resolver essas questões de limitação de área, elevados gastos e maior agilidade, a exemplo da extensa área das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, imagens de satélite têm se mostrado promissoras (ZHANG et al., 2006; NUMATA et al., 2007; HAGEN et al., 2012; PULLANAGARI et al., 2013).

3.4 Uso do sensoriamento remoto para o mapeamento e monitoramento das pastagens

Dados de sensoriamento remoto adquiridos por plataformas orbitais são essenciais para caracterização da superfície da Terra e têm permitido o acompanhamento sistemático das alterações sobre o uso e mudanças da cobertura da terra em séries históricas. Essa potencialidade é dada pelo caráter sinóptico e periódico de imagens de satélite, aliado a parâmetros biofísicos da vegetação, permitindo que

estudos sobre as condições da vegetação sejam realizados em diferentes regiões e escalas (JUSTICE et al., 1985; FRIEDL et al., 2010).

Desde o ano de 1972, com o lançamento do sensor orbital *Multispectral Scanner System* (MSS), acoplado à plataforma *Earth Resource Technology Satellite* (ERTS-1), posteriormente denominado Landsat-1, vários outros sensores foram colocados em órbita com diferentes configurações e características (NOVO, 2010).

Sensores de alta resolução espacial como IKONOS, QuickBird e WorldView-2 possuem elevadas resoluções espaciais de 4 m; 2,4 m e 2 m e alta resolução temporal, menos de 3 dias, 1 a 5 dias, dependendo da latitude, e 1,1 dia, respectivamente (JENSEN, 2009). Em contrapartida, esses instrumentos são mais utilizados em grandes escalas, pois os dados possuem custos de aquisição elevados. Quando considerados para o mapeamento de pequenas escalas, podem apresentar desvantagens na relação custo/benefício (TEWES et al., 2015). Além disso, esses sensores possuem baixa resolução espectral (WATTS et al., 2011).

Para redução significativa dos custos em estudos em áreas de pastagens regionais, uma alternativa é a utilização do satélite Landsat. Os oito satélites lançados em órbita significam mais de quatro décadas de dados disponibilizados. Guo et al. (2003) utilizaram dados do sensor *Thematic Mapper* (TM) para discriminação espectral sazonal de pastagens no município de Douglas, estado de Kansas, Estados Unidos. Nesse estudo, as espécies do tipo C4 foram melhor discriminadas quando foram utilizadas imagens de três estações (primavera, verão e outono) ao invés de apenas uma única imagem. Fassnacht et al. (2015) utilizaram quatro cenas do Landsat-8 para avaliar a degradação das pastagens em três municípios localizados no Planalto Tibetano Oriental, no Oeste da China. Nessa análise, os autores conseguiram classificar a degradação das pastagens com um índice Kappa de 0,76. No entanto, houve relato da presença de nuvens em todas as cenas, sendo necessária a aplicação de um algoritmo de identificação dos *pixels* contaminados por nuvem.

Apesar do longo registro de dados obtidos pelos satélites Landsat, os fatores acima mencionados, como a presença de nuvens, particularmente nas regiões tropicais (JUSTICE et al., 1985), têm sido um dos grandes desafios em estudos de séries temporais, normalmente produzindo apenas duas a três cenas por estação de crescimento das forrageiras (REEVES et al., 2002). Além disso, a lacuna de dados Landsat entre o final do ano de 2011, com a interrupção de obtenção de dados pelo sensor TM, até o início da disponibilização das imagens Landsat-8 no segundo semestre

de 2013, são apontadas como uma dificuldade adicional para o monitoramento gradual da superfície terrestre entre esses anos (VOGELMANN et al., 2016). Imagens com alto campo de visada, como é o caso do sensor MODIS, possuem moderada resolução espacial e alta resolução temporal, possibilitando mapeamentos extensos e repetitivos sobre a superfície terrestre de grandes áreas (FRIEDL et al., 2010; HUETE et al., 2011; LIANG et al., 2016).

Imagens hiperespectrais orbitais também têm sido apontadas como promissoras para avaliação da qualidade das pastagens, por apresentarem um elevado número de bandas em faixas espectrais estreitas, normalmente da ordem de 10 nm (BAPTISTA, 2012). Um exemplo é o trabalho realizado por Wang et al. (2008) que avaliaram a qualidade das pastagens no Norte da China com base no índice que determina a degradação das pastagens, composto por bandas espectrais do sensor Hyperion. Contudo, esse sensor possui uma resolução espacial de 16 dias, semelhante à resolução espacial do Landsat e possui uma relação sinal/ruído moderada, exigindo pré-processamento robusto das imagens, além de ser disponibilizado sem correções atmosféricas (SILVA e BAPTISTA, 2015), caso contrário dos produtos MODIS.

3.5 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)

Lançados no final do ano de 1999 e meados do ano de 2002 pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), o sensor MODIS, a bordo das plataformas Terra e Aqua, é considerado um grande avanço no campo do sensoriamento remoto orbital para estudos de abrangência regional e temporal (JUSTICE et al., 2002; YI e QUINTANILHA, 2007). Localizado a uma altitude de 705 km, o sensor MODIS possui órbita sol-síncrona, quase polar com um ângulo de visada de $\pm 55^\circ$, com faixa de imageamento de 2.230 km, cruzando o equador às 10:30 h no modo descendente (Terra) e às 13:30 h no modo ascendente (Aqua). Dispondo de 36 bandas espectrais em um intervalo de 0,4 - 14,4 μm , possui diferentes resoluções espaciais para cada faixa de comprimento de onda utilizada: 250 m para as bandas 1 e 2; 500 m referente às bandas 3 a 7; e 1.000 m para bandas 8 a 36 no nadir. Ambos os produtos possuem nível de quantização de 12 bits (4.096 níveis de cinza) (NASA, 2016).

O sensor MODIS pertencente ao projeto *Earth Observing System* (EOS), liderado pela NASA, fornece diariamente uma cobertura quase completa da Terra (HUETE et al., 2011), permitindo a avaliação de estudos temporais sobre a dinâmica da

superfície terrestre de forma global (SJÖSTRÖM et al., 2011; GANG et al., 2015; ZHANG e ZHANG, 2016). Além do seu alto poder de revista, o MODIS apresenta uma elevada qualidade geométrica (WOLFE et al., 2002) e dispõe de um sofisticado procedimento para correção atmosférica das imagens *on-board*, permitindo que sejam feitos ajustes em órbita (REEVES et al., 2002; VERMONTE et al., 2002).

Para Arai e Freitas (2007), a comprovada qualidade do pré-processamento geométrico dos dados MODIS é um requisito básico e essencial quando se trabalha com análises de séries temporais para observações do ciclo fenológico da vegetação ou dos processos de degradação da vegetação. Outra propriedade que tornou o uso das imagens do sensor MODIS popular é a diversidade e o acervo de dados e produtos disponibilizados sem custo para a comunidade científica usuária das plataformas Terra e Aqua (YI e QUINTANILHA, 2007). De acordo com o banco de dados da NASA, até o mês de junho de 2016, já tinham sido contabilizadas 8.488 publicações indexadas que utilizaram produtos MODIS (NASA, 2016).

Além das imagens de reflectância de superfície, atualmente são disponibilizados 29 produtos do sensor MODIS referentes a dados da superfície terrestre, conforme mostrados na Tabela 1 (SOARES et al., 2007). Três estão diretamente relacionados com parâmetros biofísicos da vegetação: MOD13 (índice de vegetação), MOD15 (índice de área foliar – IAF – e fração da radiação fotossinteticamente ativa – fPAR); e MOD17 (NPP) (HUETE et al., 2002; ARAGÃO e SHIMABUKURO, 2007; MYNENI et al., 2007).

Os produtos MOD13Q1 (Terra) e MYD13Q1 (Aqua) são direcionados para estudo dos ecossistemas terrestres, composto pelos seguintes índices de vegetação: índice de vegetação normalizada pela diferença (NDVI) e índice de vegetação realçado (EVI). Esses índices são produzidos globalmente a partir das informações adquiridas nas bandas centradas em 0,645 μm e 0,858 μm , pertencentes às faixas espectrais do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente, sendo utilizada ainda a banda do azul (0,469 μm) para o EVI. Para isso, é utilizado um algoritmo que seleciona os valores máximos de cada *pixel* das cenas com ângulos de visada próximos ao nadir. O período considerado é de 16 dias, sendo o produto Terra extraído a partir do dia MOD001 e as imagens Aqua MYD009, reduzindo a série temporal para oito dias (NASA, 2016).

Tabela 1 - Produtos da superfície terrestre gerados pelo sensor MODIS.

Módulos	Produtos
Produtos relacionados ao balanço de energia	
MOD09	Reflectância da superfície terrestre
MOD11	Temperatura da superfície da Terra e emissividade
MOD43	Função de distribuição da reflectância bidirecional (BRDF) e albedo
MOD10 e MOD29	Cobertura de neve e extensão de gelo na superfície do mar
Produtos relacionados à vegetação	
MOD13	Índices de vegetação (NDVI e EVI)
MOD15	Índice de área foliar (IAF) e fração da radiação fotossinteticamente ativa (fPAR)
MOD17	Fotossíntese líquida e produtividade primária
Produtos relacionados à cobertura terrestre	
MOD12	Cobertura da terra e mudança na cobertura da terra
MOD14	Anomalias térmicas, fogo e queima de biomassa
MOD44	Conversão da cobertura vegetal

Fonte: Adaptado de Justice et al. (2002).

Para cada cena gerada, é atribuído um *pixel reliability*, que indica a qualidade do pixel principalmente em termos de cobertura de nuvens. Assim, é disponibilizada uma imagem de confiabilidade em escala ordinal que varia de -1 a 3 (Tabela 2).

Tabela 2 - Atributos dos pixels relativos ao produto MOD13Q1 *Pixel Reliability*.

Categoria	Significado	Descrição
- 1	Sem dado	Não processado
0	Bom	Usar com confiança
1	Marginal	Útil, mas verificar outras informações
2	Neve/gelo	Alvo coberto de neve/gelo
3	Nuvens	Alvo não visível, coberto com nuvem

Fonte: Nasa (2016).

3.6 Índices de Vegetação

Índices espectrais baseados na região do vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético fornecem elevado potencial para extrair informações biofísicas da vegetação utilizando dados de sensoriamento remoto (ex. biomassa; IAF, fPAR) (FENSHOLT et al., 2004; XIAO et al., 2004; PONZONI et al., 2012). Essa possibilidade decorre do comportamento antagônico da assinatura espectral da vegetação, com maior absorção na região do vermelho pelos pigmentos fotossintetizantes como as clorofilas, xantofilas e carotenos, e uma baixa utilização da energia compreendida na região do infravermelho próximo (TUCKER, 1979).

Desde a década de 1960, índices de vegetação vêm sendo desenvolvidos ou aprimorados pela comunidade científica (JENSEN, 2009). Um desses índices, amplamente utilizado e reconhecido mundialmente e incluído no produto MOD13Q1, é o NDVI (Eq. 1).

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{\rho_{nir} + \rho_{red}} \quad (1)$$

Onde ρ_{nir} é a reflectância na banda do infravermelho próximo; e ρ_{red} é a reflectância na banda do vermelho.

Proposto por Rouse et al. (1973), o NDVI se tornou um *proxy* para o monitoramento da vegetação (HERRMANN et al., 2005). Esse índice é utilizado para construir perfis sazonais e temporais das atividades da vegetação, permitindo comparações interanuais entre esses perfis (CARLSON e RIPLEY, 1997). Apesar do seu sucesso e simplicidade, o NDVI possui algumas limitações. Segundo Huete et al. (2011), o NDVI sofre considerável influência de efeitos aditivos da atmosfera e variações de fundo (ex. tipos de solo), além de saturar sobre condições de alta biomassa (HUETE et al., 2002; XIAO et al., 2004; GLENN et al., 2008).

Na tentativa de reduzir os efeitos presentes no NDVI, um grupo de cientistas do MODIS *Land Discipline Group* desenvolveu o índice de vegetação realçado (EVI) (HUETE et al., 1997; 1999; 2002). O EVI é um NDVI modificado e teve sua formulação baseada nos conhecimentos do índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) (HUETE, 1988), e do índice de vegetação resistente à atmosfera (ARVI) (HUETE e LIU, 1994) (Eq. 2).

$$EVI = G \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{\rho_{nir} + C_1 \rho_{red} + C_2 \rho_{blue} + L} \quad (2)$$

Onde ρ_{nir} é a reflectância na banda do infravermelho próximo; ρ_{red} é a reflectância na banda do vermelho; ρ_{blue} é a reflectância na banda do azul; G é um fator de ganho igual a 2,5; C_1 e C_2 são coeficientes de ajuste para o efeito de resistência dos aerossóis e correspondem a 6 e 7,5, respectivamente; L é o fator de ajuste em relação ao substrato.

Segundo Didan (2002) e Huete et al. (2002), o EVI é mais sensível à estrutura da vegetação, quando comparado ao NDVI; porém, o NDVI é mais sensível a estudos relacionados com clorofila. Estudando a relação da sensibilidade da estrutura da vegetação por meio dos índices EVI e NDVI para área de vegetação densa, verificou-se que, a partir de 0,8, o NDVI quase cessa a sua resposta, enquanto o EVI continua respondendo. Utilizando um modelo de transferência radiativa acoplado à folha-dossel (PROSAIL-2), Zhang et al. (2005) verificaram diferenças significativas entre fPAR absorvido por um dossel e fPAR absorvido pelas folhas e descobriram que o NDVI do produto MODIS se aproxima mais aos dados de clorofila para dosséis do que o EVI. Huete et al. (2002) salientaram que tanto o NDVI quanto o EVI possuem suas potencialidades e ambos se complementam. No entanto, para estudos em áreas de vegetação esparsa, a exemplo das pastagens, os autores relatam que o uso do EVI é mais recomendado por ser menos sensível aos efeitos aditivos do solo.

3.7 Séries temporais de índice de vegetação para o monitoramento de pastagens

O perfil temporal de índices de vegetação tem sido utilizado para caracterizar ciclo sazonal de diferentes espécies vegetais, duração de período de crescimento, pico de verde e períodos de senescência (JÖNSSON e EKLUNDH, 2004), produtividade primária bruta (GPP) (SJÖSTRÖM et al., 2011; WU, 2012; LI et al., 2013) e NPP (PARUELO et al., 1997; NEMANI et al., 2003; XIA et al., 2015), mudanças climáticas (HERRMANN et al., 2005; WHITE et al., 2005; LIANG et al., 2016), discriminação de fitofisionomias (XIAO et al., 2002; BORGES e SANO, 2014) e identificação de interferências, como degradação da vegetação (LIU et al., 2010; ZHAO e RUNNING, 2010; PRICOPE et al., 2013).

Estudos dessa natureza são cada vez mais utilizados pela comunidade científica, buscando compreender as alterações, evolução e comportamentos futuros, com vistas à elaboração de estratégias e diretrizes de mitigação de impactos ambientais, como é o caso das pastagens degradadas (GAO et al., 2010; PULLANAGARI et al., 2011; GANG et al., 2014). Pricope et al. (2013), focados no entendimento regional de dados de precipitação, alterações do perfil temporal da vegetação e perfis de subsistência na região de Horn, Oeste da África, utilizaram dados AVHRR e produtos de vegetação MODIS entre os anos de 1981 a 2012: observaram mudanças do padrão da vegetação e produtividade durante a última década em toda a região de Horn; e mostraram ainda que tendências de senescência da vegetação persistem mesmo durante anos com condições de chuvas normais, apontando para a degradação das pastagens em uma região onde vivem mais de 10 milhões de pessoas e dependem de um conjunto de benefícios gerados pelas pastagens.

A fim de verificar a degradação das pastagens no norte de Tibet, na China, entre os anos de 1981 a 2004, Gao et al. (2006) propuseram o índice de degradação das pastagens (GDI – *grassland degradation index*). Esse índice foi desenvolvido com base em cinco classes pré-determinadas de acordo com a cobertura vegetal das pastagens conhecidas em campanhas de campo: pastagem não-degradada, levemente degradada, moderadamente degradada, seriamente degradada e extremamente degradada. Os autores utilizaram o NDVI adquirido por meio dos sensores AVHRR, SPOT e MODIS e indicaram que a degradação da pastagem no norte do Tibet é muito grave. O valor médio da GDI nos últimos 20 anos foi de 2,54, classificado como pastagens seriamente degradadas.

Estimativa de expoentes de *Hurst* (amplitude variável dividida pelo desvio-padrão) para séries temporais (2000 – 2013) de imagens NDVI/MODIS em regiões de pastagens da Zona da Mata em Minas Gerais foram utilizadas por Hott et al. (2015). O objetivo foi verificar áreas de ocorrência que passam por grandes alterações, pouca sustentabilidade e pertinência. Os autores identificaram que 135.000 ha de pastagens passavam por grandes alterações (0,37 – 0,52), como degradação, rotação de cultivo, pousio ou conversibilidade no uso do solo. Já as com tendência de pouca sustentabilidade (0,52 – 0,65) somaram 69% (833.769 ha) e, por fim, a classe de persistência, com 162.069 ha.

Resultados encontrados por Aguiar et al. (2017), que avaliaram a qualidade das pastagens tropicais no Brasil, mostraram que, das 782 pastagens amostradas, 27%

passaram por algum tipo de intervenção, 31% estavam em processo de degradação biológica e 43% não sofreram nenhum tipo de intervenção e não apresentaram tendência de redução de biomassa no período analisado. Para isso, os autores utilizaram séries temporais de EVI-2/MODIS do período de 2000 a 2012, sendo proposto um protocolo baseado em sete métricas fenológicas, 14 critérios booleanos, dois critérios numéricos, regressão linear e informações prestadas pelos agricultores nas visitas de campo.

Freitas et al. (2011) desenvolveram uma plataforma de visualização de séries temporais que está disponível na internet. Nessa ferramenta, é possível visualizar uma série temporal de 16 anos dos produtos MODIS Terra (2000-2016), ou seja, 15 ciclos fenológicos. Foram processadas imagens de toda a América do Sul e os autores utilizaram filtros para minimização de ruídos baseados em funções *wavelets*. É possível ainda a visualização de dados de precipitação acumulada mensal provenientes do satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) e a plataforma é bastante simples e didática e estão integradas às funcionalidades do globo virtual do *Google Maps*.

Outra ferramenta Web disponibilizada gratuitamente para visualização de séries temporais dos produtos MODIS é o Sistema de Análise Temporal da Vegetação (SATVeg), uma ferramenta desenvolvida pela Embrapa Informática Agropecuária, destinada ao acesso e visualização de perfis temporais dos índices vegetativos NDVI e EVI do sensor MODIS, a bordo das plataformas Terra e Aqua, de qualquer local da América do Sul. Com atualização regular, é possível carregar arquivos vetoriais, visualizar dados de qualidade das cenas, ativar opções de filtragem da série temporal (FlatBottom, Wavelet Coiflet4 e Savitzky-Golay) e visualizar bibliotecas espectrais, entre outras funcionalidades.

Segundo Jensen (2009), é necessário compreender o ciclo fenológico da vegetação, seja de espécies naturais ou cultivadas, quando se deseja analisar a sua condição fenológica. No caso das pastagens, análises devem ser elaboradas entre a época de máximo crescimento e de máximo peso da biomassa seca, o que corresponde ao período chuvoso, entre o final de outubro e meados de março no bioma Cerrado (ROSA e SANO, 2013).

3.8 Fenologia da superfície terrestre

O estudo da vegetação, de forma integrada, isto é, avaliando o seu comportamento ao longo do tempo (ciclos), de maneira a compreender os processos biológicos, interferências humanas e a sua resposta sazonal aos fenômenos externos, como o clima, é denominado fenologia da vegetação (REED et al., 1994). Estudos dessa natureza ganham destaque a cada dia, em especial após a disponibilização de imagens de satélite, pois a possibilidade da extração de métricas fenológicas como início da estação, senescência, duração de comprimento, amplitude, dentre outras extraídas de séries temporais de índices de vegetação, permite compreender e fortalecer o nosso conhecimento atual a respeito da dinâmica dos ciclos globais da matéria, tais como umidade e dióxido de carbono (WHITE et al., 1997; RICHARDSON et al., 2013; DIAO e WANG, 2016; NESTOLA et al., 2016; WANG et al., 2017).

Tradicionalmente, estudos fenológicos são largamente desenvolvidos em pesquisas de campo a nível de espécies. Apesar de serem pontuais e muitas vezes morosos, possuem uma elevada acuidade, embora sejam limitados para avaliação de séries temporais, elaboração de modelos e monitoramento em larga escala (MELAAS et al., 2013). Como o padrão sazonal da vegetação é sensível a pequenas variações climáticas, as séries temporais de imagens de satélite podem ser indicadores úteis no estudo das mudanças climáticas (TAN et al., 2011). Deste modo, as imagens de satélites vêm sendo amplamente utilizadas, tornando-se uma alternativa viável e de baixo custo, dada a periodicidade de dados orbitais disponibilizados gratuitamente.

A resposta da vegetação evidenciada por meio de séries temporais é fortemente influenciada pelas condições climáticas, especialmente a temperatura, a iluminação solar (fotoperíodo) e a precipitação (CHURKINA e RUNNING, 1998; WANG et al., 2017), possuindo também uma relação inerente com o tipo da cobertura vegetal, manejo e tipos do solo (ANDERSON e SHIMABUKURO, 2007; BEURS e HENEGBRY, 2010), além de estarem interligadas ao processo de crescimento, diferenciação e morfogênese dos vegetais (PONZONI et al., 2012). Assim, é notável que a resposta da vegetação por meio de imagens de satélite seja representada não somente por uma única variável, mas por um conjunto complexo de fatores bióticos e abióticos, sendo possível investigar a dinâmica da vegetação como um todo (fenologia da paisagem).

Nemani et al. (2003) apresentaram uma pesquisa global das respostas vegetativas a alterações climáticas durante 18 anos (1982 a 1999). Os autores indicaram

que as mudanças globais no clima aliviaram várias restrições climáticas críticas ao crescimento das plantas, de tal forma que a NPP aumentou 6% (3,4 Pg de carbono em 18 anos). O maior aumento ocorreu nos ecossistemas tropicais. As florestas tropicais amazônicas representaram 42% do aumento global da produção primária líquida, o que pode ser atribuído à diminuição da cobertura das nuvens e ao consequente aumento da radiação solar.

Zhao e Running (2010) continuaram este estudo entre 2000 a 2009 para todo o globo, sendo esta década a mais quente desde quando iniciaram os registros em 1880, segundo a *The World Meteorological Organization (WMO)*, *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)* e a NASA. Os autores verificaram um aumento da NPP em 65% das áreas do Hemisfério Norte, incluindo grandes áreas da América do Norte, Europa Ocidental, Índia, China e Sahel. Em contrapartida, para a região do Hemisfério Sul, houve redução da NPP, incluindo grandes partes da América do Sul, África e Austrália, o que pode ser atribuído ao aumento das secas. Em concordância com este estudo, Wang et al. (2017) mostraram, por meio de séries temporais do NDVI/MODIS, entre os anos de 2002-2012, que houve, no Planalto Tibetano, um avanço do início da estação e atraso no final da estação, consequentemente, um maior prolongamento no comprimento da estação. Os autores verificaram ainda um aumento da NPP entre os anos analisados, percebendo que a NPP apresenta variações dentre os diferentes regimes climatológicos existentes no Planalto Tibetano.

Em uma avaliação comparativa da dinâmica da degradação das pastagens em resposta à variação climática e às atividades humanas na China, na Mongólia, no Paquistão e no Uzbequistão, entre os anos de 2000 a 2013, Yang et al. (2016) verificaram um aumento de 2% das áreas de pastagens degradadas no Uzbequistão. Em contraste, 30%, 16% e 33% das áreas de pastagem degradadas na China, Mongólia e Paquistão, respectivamente, passaram por restauração. Segundo os autores supracitados, a variação climática dominou a recuperação das pastagens e as atividades humanas foram a principal força motriz da degradação das pastagens na Mongólia e no Paquistão. No Uzbequistão, a força motriz da degradação e restauração das pastagens foi a variação climática e as atividades humanas. Já na China, as atividades humanas foram o fator dominante na restauração de pastagens, enquanto que a variação climática foi a principal força motriz da degradação de pastagens. Em segundo lugar, tanto a degradação como a restauração das pastagens foram induzidas pela variação climática

na China. Portanto, a força motriz da restauração foi determinada pela eficácia dos programas de proteção ambiental realizados no país.

Nas regiões tropicais, em particular no Cerrado brasileiro, estudos sobre a dinâmica da fenologia das pastagens cultivadas são ainda considerados tímidos frente à extensão e potencialidade econômica dessas áreas para o país (FERREIRA et al., 2013). Na bacia do rio Paranaíba, usando imagens do sensor Terra MODIS, Rosa e Sano (2013) estimaram a NPP das áreas de pastagens. Os autores verificaram que a NPP das pastagens apresentou valores crescentes do mês de outubro de 2010 até janeiro de 2011, e a partir de então a produtividade permaneceu praticamente constante até abril de 2011, quando começou a decrescer, atingindo o valor mínimo mensal em setembro de 2011, atribuído às condições pluviométricas da região.

3.9 Extração de métricas fenológicas no Timesat

Dentre as diversas abordagens e métodos para aquisição de métricas fenológicas da vegetação, o *software* denominado Timesat, de domínio público, desenvolvido por Jönsson e Eklundh (2002), tem se destacado atualmente. Uma grande vantagem desse aplicativo é a possibilidade de filtragem das imagens, pois grande parte dos estudos envolvendo séries temporais não leva em consideração a filtragem desses dados, o que pode levar à interpretação de erros no ciclo fenológico da vegetação (BRADLEY et al., 2007; BANDARU et al., 2013; BORGES et al., 2014; KROSS et al., 2014).

O Timesat possui atualmente três diferentes métodos para a filtragem das séries temporais baseados no ajuste pelo método dos mínimos quadráticos, sendo eles função Gaussiana assimétrica, Logística dupla, baseada em função harmônica e polinomial, e uma filtragem adaptativa por meio do Savitzky-Golay (JÖNSSON e EKLUNDH, 2004). Neste estudo, optou-se por utilizar o filtro Savitzky-Golay, que corresponde a um método de filtragem adaptativa, baseado em média móvel, cujo valor da janela é pré-estabelecido conforme a natureza do ruído. O filtro Savitzky-Golay preserva a área e a posição média do valor máximo de cada estação, mas altera o comprimento e a altura da curva sazonal (JÖNSSON e EKLUNDH, 2004).

Após o processamento de filtragem, é possível extrair as métricas fenológicas (Figura 14). As métricas fenológicas são derivadas a partir do ponto *a* (início) e *b* (final) do ciclo sazonal, respectivamente. O início (*a*) e o fim da estação (*b*) são determinados quando 20% do valor mínimo é alcançado na série temporal de maneira ascendente na

porção esquerda e da mesma forma na direção da direita, porém de forma descendente, respectivamente. A pequena integral (*h*) corresponde à um *proxy* da NPP (BEURS e HENEGBRY, 2010).

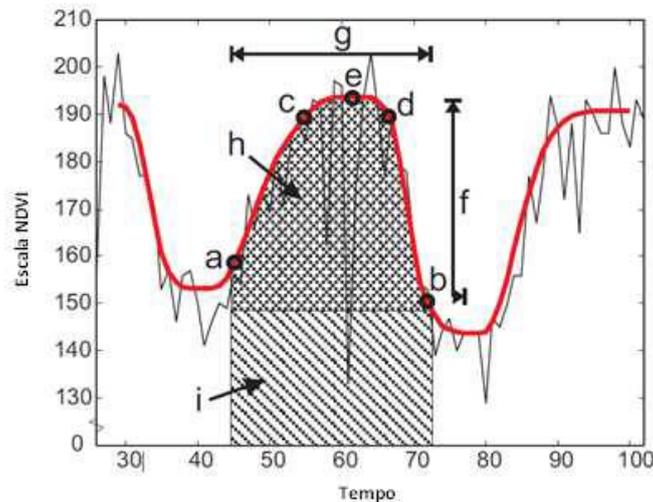


Figura 14 - Métricas fenológicas que são extraídas pelo programa Timesat (espectro esquemático). Os pontos *a* e *b* marcam o início e o final do ciclo sazonal, respectivamente. Os pontos *c* e *d* representam o nível de 80% de distribuição dos dados. O ponto *e* mostra o máximo valor, *f* é a amplitude sazonal e *g* é a duração da estação. As integrais *h* e *i* mostram o efeito cumulativo de crescimento da vegetação durante a temporada. Fonte: adaptado de Jönsson e Eklundh (2012).

Uma possibilidade para aquisição de imagens de NPP seria o produto MOD17A3 do sensor MODIS, que corresponde à diferença entre a taxa na qual as plantas em um ecossistema produzem energia química útil (GPP – *Gross Primary Productivity*) e a taxa em que gastam parte dessa energia para a respiração do vegetal. No entanto, alguns autores relatam que dados do produto MOD17A3 subestimam os valores de NPP. Além disso, o produto MOD17A3 é disponibilizado com uma resolução espacial de 1 km, podendo abranger diversos usos da terra dentro de um único *pixel*.

Bandaru et al. (2013) identificaram a possibilidade de calcular a NPP da soja e milho nas regiões de Iowa e Illinois, nos Estados Unidos, utilizando o modelo AgI-LUE (*An Agricultural Inventory-based Light Use Efficiency*), que é baseado no uso da eficiência da luz por meio do inventário agrícola existente, comparando-se com os dados do produto MOD17A3 referente à NPP do sensor MODIS. Eles corroboraram que o sensor MODIS subestima os resultados da NPP. Resultados similares foram

encontrados por Sjöström et al. (2011) que utilizaram imagens MODIS para modelar a GPP por meio dos produtos MOD09A1 e MOD17A2 nos ecossistemas africanos. No Brasil, estudos para avaliar a variabilidade espacial da NPP das pastagens cultivadas ainda são escassos, em especial no bioma Cerrado, apesar de haver algumas iniciativas recentes (ROSA e SANO, 2013).

3.10 Evapotranspiração

A evapotranspiração assume papel fundamental para o entendimento da dinâmica climática e da produtividade dos ecossistemas terrestres (ZHANG et al., 2015), sendo a segunda componente mais significativa do orçamento hidrológico após a precipitação (HANSON, 1991; TRENBERTH et al., 2007; WOODWARD et al., 2014). Sua constituição é baseada na combinação de dois processos: a evaporação da água de superfícies aquáticas (rios, lagos, represas, oceano, dentre outras), dos solos e da vegetação úmida (orvalho), somada à transpiração dos vegetais (THORNTHWAITE, 1944).

A transpiração das plantas ocorre em partes via fotossíntese, sendo esse processo bioquímico essencial para sua manutenção e sobrevivência (BADGLEY et al., 2017). A fotossíntese ocorre com a presença da luz solar e promove a liberação do vapor d'água para a atmosfera (fluxo de calor latente) ao mesmo tempo em que assimilam o CO₂ (LAMBERS et al., 2008). Esse procedimento é realizado por meio dos estômatos, localizados na região da epiderme, constituídos de pequenos orifícios na parte superficial das folhas. Os estômatos são parte crucial da estrutura foliar, pois atuam como reguladores dos fluxos de vapor de água e dióxido de carbono, estreitamente associado à NPP (PONZONI et al., 2012; ROSA e SANO, 2013; ZHANG et al., 2016).

Para Monteith (1965), há duas forças atuantes em relação ao parâmetro da resistência à evaporação da planta. Essa resistência pode ser externa, fora da folha (r_a), ou interna (r_i), na própria folha. A externa é condicionada por duas forças atuantes: a pressão do vapor no ar (e_a) e a pressão de vapor na superfície evaporante (e_s). A diferença de ambas determina o potencial de déficit de pressão no vapor do ar ($VPD = e_s - e_a$) (ZHANG et al., 2016). Já a resistência interna à transpiração é resultante da resistência encontrada pelas raízes para absorver água em solo com elevada deficiência hídrica (MONTEITH, 1965).

Assim como na transpiração, a radiação global que chega na superfície terrestre é fator limitante para a ocorrência da evaporação (TRENBERTH et al., 2009). A energia necessária para mudar as moléculas de água do estado líquido para gasoso está diretamente relacionada com o saldo da radiação absorvida pela superfície terrestre (CAMARGO e CARMARGO, 2000). Para a evaporação da água no solo, o calor latente, o aquecimento do ar (fluxo de calor sensível) e do solo (fluxo de calor no solo) são partes integrantes desse sistema. Assim, as estimativas da ET ao longo do tempo são essenciais para compreender os balanços de energia e água entre a superfície e a atmosfera (TRENBERTH, 2007), sobretudo nas florestas tropicais, onde a ET desempenha papel relevante nos processos de circulação atmosférica (GIAMBELLUCA et al., 2009).

A evapotranspiração é altamente variável no espaço e no tempo, sendo condicionada a uma série de fatores e restrições ambientais, tais como fatores climáticos (radiação líquida, temperatura, umidade relativa do ar e vento), plantas (coeficiente de reflexão - albedo), estágio de desenvolvimento foliar (IAF), altura da planta e profundidade do sistema radicular, de manejo e do solo (espaçamento/densidade de plantio, orientação de plantio, capacidade de armazenamento de água e impedimentos físicos/químicos), além da declividade do terreno (ALLEN et al., 1998; MU et al., 2007; LI et al., 2009). Adicionalmente, Maxwell e Condon (2016), em uma análise continental nas principais bacias da América do Norte, verificaram que o fluxo de calor latente é conectado à profundidade do lençol freático, sendo esta variável importante e muitas vezes negligenciada nos estudos sobre ET. Dentre os fatores limitantes mencionados acima, a condição da vegetação, do tamanho da área vegetada e do suprimento de água pelo solo são as situações que definem bem as características dos processos da ET, tais como evapotranspiração potencial, de cultura, de oásis e real (ALLEN et al., 1998).

Conceitualmente, a evapotranspiração potencial (ETP) foi definida por Thornthwaite (1944) como a quantidade de água que seria utilizada por uma extensa superfície vegetada com grama padrão (8-15 cm), em crescimento ativo, cobrindo inteiramente a superfície do solo e com água em abundância, de modo que a energia disponível seja o único fator limitante. Neste processo, a ET é calculada apenas pelo balanço vertical de energia, ou seja, pelas condições do ambiente local, caracterizando-se também como de *referência* (CAMARGO e CARMARGO, 2000). A partir da evapotranspiração de referência, é possível derivar a evapotranspiração da cultura, sendo utilizado um coeficiente da cultura (Kc). O valor de Kc varia com as fases

fenológicas e também entre espécies, sendo função do IAF (ALLEN et al., 1998). Diferentemente da ETP, a evapotranspiração de Oásis é contabilizada incluindo a energia por advecção local, caracterizada pelo transporte horizontal de energia (deslocamento da massa de ar), aumentando assim, a quantidade de energia disponível em áreas irrigadas.

A ETR é semelhante à ETP, entretanto, ocorre com ou sem restrições hídricas. Assim, a ETR sempre será menor ou igual a ETP (BOUCHET, 1963). Para Allen et al. (1998), a escolha do método a ser utilizado para estimar a ET é condicionada à disponibilidade dos elementos meteorológicos necessários para a alimentação destes métodos, sendo preferidos modelos mais complexos, como o de Penman ou Penman-Monteith, que incluem o balanço energético e aerodinâmico, e não apenas dados de temperatura, como proposto por Thornthwaite (1948). Ainda de acordo com Allen et al. (1988), modelos mais complexos apresentam boa correlação com os dados obtidos em campo. Os métodos convencionais possuem elevada acuidade nos resultados, porém, são pontuais e muitas vezes dispersos, não caracterizando a variabilidade espacial, além de serem morosos e de difícil acesso (RUHOFF, 2011). Como alternativas aos métodos convencionais para estimativa da ET, surgem então medidas abstraídas de imagens digitais, consideradas como uma maneira econômica e relativamente rápida para o monitoramento dos fluxos de vapor de água (VINUKOLLU et al., 2011).

Zhang et al. (2015), em um estudo global e utilizando uma série temporal de 32 anos (1982-2013) a partir de dados de sensoriamento remoto, separaram os controles físicos da ET em três fatores independentes: demanda (função da temperatura do ar, da umidade e da velocidade do vento), suprimento (função da precipitação) e a energia (função da radiação). Os resultados mostraram que o suprimento de água influencia a ET em 49% do domínio global, especialmente em regiões áridas e semiáridas. A radiação domina 32% de todo o globo, principalmente em áreas de clima tropical úmido e em altas latitudes. A demanda das características do ar atua acentuadamente em 19% do globo, em especial, nas áreas montanhosas e de alta latitude.

Na bacia do rio Grande, localizada no Cerrado brasileiro, Ruhoff et al. (2012) avaliaram a precisão do algoritmo *Surface Energy Balance Algorithm for Land* (SEBAL) para estimar os fluxos turbulentos da superfície, utilizando imagens MODIS em áreas de cultivo de cana-de-açúcar e floresta nativa, comparando com medições de eddy-covariância e um modelo hidrológico (MGB-IPH). O algoritmo Sebal para o fluxo de calor latente apresentou coeficientes de determinação de $R^2 = 0,64$

e $R^2 = 0,62$ sobre áreas de cultivo de cana-de-açúcar e cerrado, respectivamente, quando comparado com dados *in situ* estimados de vórtices turbulentos. Nos mesmos locais, as estimativas agregadas diárias de calor latente foram $R^2 = 0,76$ e $R^2 = 0,66$, respectivamente. O fechamento do balanço energético mostrou que fluxos turbulentos nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar foram subestimados em 7% e 9% sobre as áreas de savanas.

Atualmente, existem diversos modelos de estimativa da ET utilizando dados de sensoriamento remoto, como aqueles desenvolvidos pelo método de balanço de energia da superfície, modelos que levam em conta índices de vegetação, modelos de assimilação dos dados, métodos de balanço hídrico e modelos empíricos. Os progressos desses métodos foram recentemente discutidos por Zhang et al. (2016) que mencionaram as principais vantagens e limitações de cada abordagem. Dentre os sensores disponíveis para estimativa de ET, o MODIS tem se destacado, uma vez que são disponibilizadas imagens ET potencial e real gratuitamente com resolução espacial de 1 km de oito em oito dias, mensal e anual, em escala global. O algoritmo do MOD16 foi desenvolvido por Mu et al. (2007; 2011), e tem sua formulação baseada na equação de Penman-Monteith (Eq. 4) adaptada para uso com dados de sensoriamento remoto (CLEUGH et al., 2007), sendo este método padronizado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO).

$$ET = \frac{\Delta * (R_n - G) + \rho_a * C_p (e_s - e_a) / r_a}{\Delta + \gamma * \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad (4)$$

onde ET (mm dia⁻¹) corresponde à ET diária, Δ (kPa °C⁻¹) corresponde à taxa de variação da pressão de saturação do vapor d'água, R_n (W m⁻²) corresponde ao saldo de radiação, G (W m⁻²) corresponde ao fluxo de calor no solo, ρ_a (kg m⁻³) corresponde à massa específica do ar, e_s e e_a (kPa) correspondem à pressão de saturação do vapor d'água e à pressão real do vapor d'água, respectivamente, γ (0,066 kPa °C⁻¹) corresponde à constante psicrométrica, λ (kPa °C⁻¹) corresponde ao calor latente de vaporização da água, enquanto r_s e r_a (s m⁻¹) correspondem à resistência superficial da vegetação e aerodinâmica, respectivamente.

O algoritmo MOD16 possui dois grandes grupos de dados: sensoriamento remoto e meteorológicos de reanálise. O primeiro grupo, composto por imagens de

satélites, são correspondentes aos produtos adquiridos pelo próprio sistema sensor. Os produtos MODIS utilizados possuem resolução espacial de 1 km, sendo eles, uso e cobertura da terra do produto MOD12Q1, IAF e fPAR do produto MOD15A2 e albedo do produto MCD43B2/B3 (MU et al., 2011).

A partir do IAF, é derivada a condutância estomatal das folhas para condutância do dossel. A temperatura mínima do ar (T_{\min}) e a alta deficiência de vapor de pressão são utilizadas como fatores limitantes da evapotranspiração por inibirem o processo de fotossíntese (RUHOFF, 2011). Os dados de temperatura mínima do ar e a pressão do vapor d'água (e_a) compõem o segundo grupo, somado à radiação solar incidente (R_s), temperatura média do ar (T_{avg}) e temperatura média do ar durante o dia ($T_{\text{day_avg}}$), obtidos por meio do *Global Modelling and Assimilation Office* (GMAO) e interpolados da resolução espacial de $1^\circ \times 1,25^\circ$ (110 km) para 1 km, utilizando técnicas não-lineares para remoção de mudanças abruptas nos dados. Maiores detalhes podem ser encontrados em Mu et al. (2007; 2011).

Para Ruhoff (2011), o algoritmo MOD16 utilizando a equação de Penman-Monteith é composto de dois desafios: estimar a condutância estomatal e estimar a evaporação do solo, que varia de zero a mais de 80% do fluxo de calor latente em regiões com baixo IAF. No entanto, este produto tem sido utilizado mundialmente, apresentando resultados satisfatórios, dada a dificuldade para estimar ET derivadas de imagens de satélite utilizando séries temporais (MU et al., 2011).

3.11 Eficiência no uso da água

A compreensão da troca dos fluxos de água e carbono entre a interface planta e atmosfera é atualmente um elemento chave para a promoção da segurança alimentar e difusão do conhecimento sobre a dinâmica climática e a sua analogia com o ambiente (ZAO e RUNNING, 2010). Ambos os fluxos possuem relação estreita com o sistema climático terrestre e interagem de forma intensa e variável, ora contribuindo de forma positiva ou negativa (HEIMANN e REICHSTEIN, 2008; NOHARA et al., 2013; ZHANG et al., 2015).

Explícito pela relação entre a taxa de difusão de moléculas de CO_2 (NPP) em razão do volume de água perdido para a atmosfera (ET) por meio do processo de fotossíntese, a eficiência do uso da água tem-se tornado um índice promissor para estimativa do fluxo de água e carbono para atmosfera e avaliação biofísica das

pastagens, sobretudo as influenciadas pela ação humana (PALMER e YUNUSA, 2014). Isso se dá pelo fato de que as atividades humanas podem promover alterações nos níveis de concentrações do dióxido de carbono atmosférico sequestradas pela biosfera terrestre, resultando em alterações no ciclo do carbono dos ecossistemas (ZHAO et al., 2005; CHEN et al., 2014).

Inicialmente, grande parte dos estudos sobre o fluxo de água e carbono eram realizados em escala pontual e de baixa representatividade temporal (XIAO et al., 2013), porém, com a disponibilização de informações contínuas sobre a superfície terrestre por meio de imagens de satélites, abriu-se o leque para áreas de abrangência regional. Assim, a utilização do WUE tem sido tema de um grande número de publicações de projetos de pesquisa, especialmente após o ano de 2002, com a disponibilização de produtos biofísicos da vegetação e mais recentemente com a disponibilização gratuita de imagens de evapotranspiração (MU et al., 2007; 2011). Palmer (2013) estimou o WUE por meio de imagens dos produtos NPP e ET do sensor MODIS para avaliação de mudanças na paisagem em áreas de pastagens na África Austral. Gang et al. (2015) utilizaram o WUE derivados de dados MODIS para avaliação da tendência das áreas de pastagens de todo o globo terrestre.

Em uma abordagem entre diferentes biomas, Silva et al. (2010) utilizaram o modelo de biosfera terrestre para avaliação do WUE entre os biomas da Amazônia e Cerrado, avaliando a sazonalidade entre eles. Avaliando a tendência da vegetação no mundo, Xia et al. (2015) utilizaram os produtos MODIS NPP (MOD17A3) e ET (MOD16A3), no período de 2002 a 2012, e encontraram que as médias anuais do WUE sofreram reduções, entretanto, não verificaram diferença estatística.

CAPÍTULO 4

**AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS CULTIVADAS COM
BASE NOS DADOS DE EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO
NO CERRADO MINEIRO**

4.1 Materiais

Os dados utilizados neste trabalho para avaliação da condição das pastagens do Cerrado mineiro compreenderam dados cartográficos, provenientes da base de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) sobre as áreas de pastagens existentes no Cerrado mineiro, mapeadas com imagens do ano de 2013; índice de vegetação (MOD/MYD13Q1) e imagens evapotranspiração real (MOD16A2) ambos derivados do sensor MODIS para o período de 2003 a 2014; e variáveis meteorológicas disponíveis no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)/INMET para estações no Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014.

4.1.1 Pastagens cultivadas (Terra Class Cerrado 2013)

As áreas de pastagens do Cerrado mineiro utilizadas na pesquisa foram adquiridas do projeto TerraClass Cerrado 2013, sendo esta a base de dados mais recente e disponibilizada gratuitamente pelo governo brasileiro, mapeadas com uma área mínima de 6,25 ha, tendo como referência, as imagens do Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI) relativas ao ano de 2013 (MMA, 2015). É válido destacar que, especificamente para as áreas de pastagens no bioma Cerrado, o mapeamento do projeto TerraClass Cerrado apresentou uma exatidão global superior a 70%.

4.1.2 EVI (MOD13Q1 e MYD13Q1/MODIS)

Para elaboração da série temporal, utilizaram-se imagens EVI/MODIS correspondentes aos *tiles* h13v10 e h13v11 dos produtos Índice de Vegetação (MOD13Q1 e MYD13Q1, coleção 6), com resolução espacial de 250 m e composição temporal de 16 dias, referentes aos anos de 2003 a 2014. O uso consorciado das imagens MODIS adquiridas pelas plataformas orbitais Terra e Aqua utilizadas neste estudo aumentou a resolução temporal de 16 para 8 dias e são indicadas para regiões tropicais, devido à alta nebulosidade. Esquerdo et al. (2013) corroboraram com essa

informação, sendo verificadas melhorias para avaliação de áreas agrícolas no Norte do Brasil, quando foram utilizadas imagens NDVI das plataformas orbitais Terra e Aqua. Asam et al. (2015), estudando a fenologia das pastagens no arco Alpine na Europa, utilizaram dados dos produtos (MOD/MYD09) para derivar séries temporais NDVI. Em outra abordagem usando produtos MODIS, Martinez et al. (2009) mostraram a potencialidade do uso consorciado dessas imagens para avaliação da concentração de sedimentos em suspensão do rio Amazonas.

4.1.3 Evapotranspiração (MOD16A2/MODIS)

As imagens evapotranspiração real utilizadas neste estudo foram obtidas do produto MOD16A2 com resolução espacial igual a 1 km (MU et al., 2007; 2011) e distribuídas no sítio do *Numerical Terradynamic Simulation Group* (<http://www.ntsg.umd.edu/project/mod16>). Dentre as imagens disponibilizadas do produto MOD16A2, optou-se por utilizar a evapotranspiração real mensal, pois levam em consideração as restrições hídricas do ambiente (BOUCHET, 1963) e apresentam menor erro, comportamento sazonal mais consistente e melhor correlação (~ 0,7) com dados de campo, quando comparado com os produtos disponibilizados com intervalo de oito dias (RUHOFF, 2011).

4.1.4 Variáveis meteorológicas obtidas do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)/INMET para estimativa da evapotranspiração

Para estimar a ETR das 27 estações do INMET disponíveis para a região do Cerrado mineiro, foram obtidos dados das seguintes variáveis em formato de planilha eletrônica: temperatura máxima (°C), temperatura mínima (°C), temperatura média (°C), umidade relativa (%), insolação (horas/dia) e velocidade do vento (m/s). Esses dados estão disponíveis no banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa, no portal do INMET (<http://www.inmet.gov.br/portal/>).

4.2 Métodos

Os métodos adotados nesse trabalho estão descritos no fluxograma da Figura 15. Os procedimentos estão detalhados nas seções subsequentes, conforme as suas numerações.

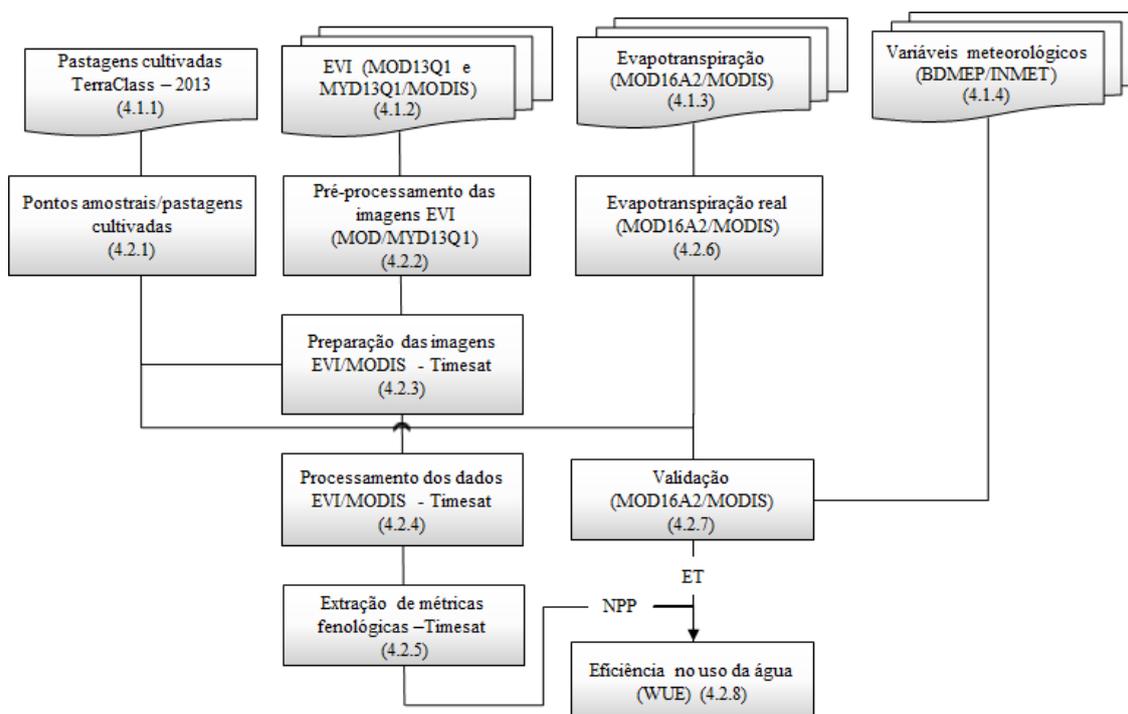


Figura 15 - Fluxograma metodológico simplificado sobre os principais passos utilizados para avaliação das pastagens no Cerrado mineiro.

4.2.1 Pontos amostrais/pastagens cultivadas

Para compor o painel amostral das áreas de pastagens no Cerrado mineiro, utilizou-se uma amostragem aleatória simples composta por 200 pontos, elaborada por meio da função *generation random points*, disponível no aplicativo ArcGIS 10.3. Para atender os pressupostos dos testes estatísticos utilizados neste estudo, foram preconizadas 25 amostras para cada mesorregião. Após a confecção dos pontos, as amostras das áreas de pastagens foram verificadas visualmente com intuito de checar se os pontos sorteados eram realmente áreas de pastagens cultivadas. Para isso, utilizaram-se as imagens mais recentes disponíveis na plataforma *Google Earth* (Figura 16). As amostras que não obedeceram ao pressuposto foram alteradas por áreas de pastagens vizinhas.

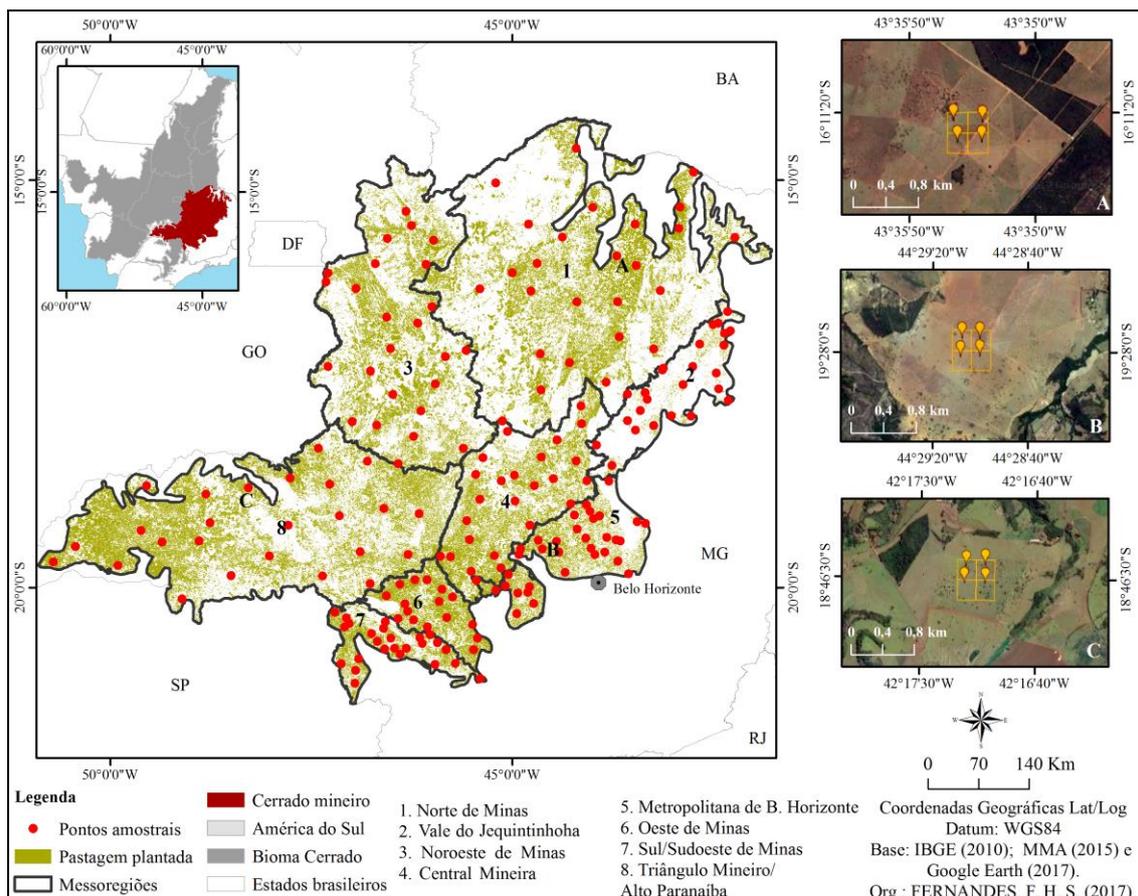


Figura 16 - Distribuição espacial dos pontos amostrais e verificação visual por meio das imagens disponíveis no programa Google Earth das áreas de pastagens no Cerrado mineiro.

4.2.2 Pré-processamento das imagens EVI (MOD13Q1 e MYD13Q1/MODIS)

As imagens EVI foram adquiridas em lotes, disponibilizadas gratuitamente no website da REVERB (<http://reverb.echo.nasa.gov>). Para o tratamento das imagens no aplicativo ENVI, foi realizado o mosaico dos *tiles h13v10* e *h13v11* e a conversão do seu formato original *Hierarchical Data Format* (HDF) para o formato Geotiff e projeção sinusoidal para sistema de coordenadas geográficas e *datum* WGS84. Para tanto, utilizou-se o aplicativo *MODIS Reprojection Tool* (MRT) (NASA/USGS, 2011). Dado o grande acervo dos produtos MOD13Q1 e MYD13Q1 (1.104 imagens; 12 anos de imagens), o procedimento foi feito em lote usando o script *MRTBatch.jar*.

Especificamente, a fim de avaliar a correlação dos produtos EVI derivados das plataformas Terra e Aqua, foram coletadas 200 amostras de dados mensais para o ano de 2014, distribuídas aleatoriamente sobre as áreas de pastagens no Cerrado mineiro, conforme descrita na seção anterior (Seção 4.2.1). O coeficiente de determinação (R^2)

observado entre os produtos EVI (MOD13Q1 e MYD13Q1) foi de 0,96 (Figura 17), indicando uma relação linear forte entre os produtos, ainda que a composição de máximo valor do produto MOD13Q1 seja realizada oito dias antes do produto MYD13Q1.

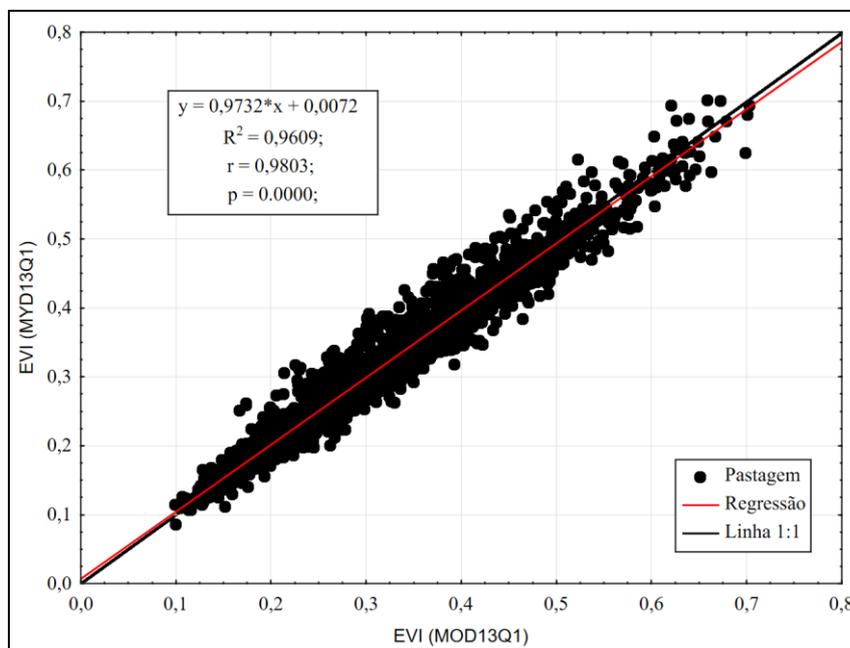


Figura 17 - Regressão linear do índice de vegetação realçado dos produtos MYD13Q1 e MOD13Q1 para amostras de áreas de pastagens no Cerrado mineiro para o ano de 2014.

4.2.3 Preparação das imagens EVI/MODIS – Timesat

As imagens EVI adquiridas na Seção 4.2.2 foram ponderadas de acordo com o produto *pixel reliability* das plataformas Terra e Aqua, MOD/MYD13Q1, respectivamente, na ferramenta *TSM_GUI* do aplicativo Timesat. Os *pixels* de melhor qualidade receberam maiores pesos, enquanto que os de pior qualidade receberam pesos menores ou peso nulo. Os pesos adotados neste trabalho foram: 1 para os dados de boa qualidade; 0,5 para os dados marginais; e 0,1 para as áreas com interferência de nuvens.

Antecedente ao processo descrito acima, as imagens EVI foram transformadas do formato Geotiff para *Flat Binary*, utilizando a rotina *timesat.pro* em linguagem *Interactive Data Language* (IDL), desenvolvida pela Embrapa Informática Agropecuária, sendo este formato de arquivo aceito pelo aplicativo Timesat (JÖNSSON e EKLUNDH, 2004). O mesmo procedimento adotado para as imagens EVI foi

realizado para as imagens *pixel reliability*, adicionando apenas a transformação das imagens *pixel reliability* de 8 para 16 bits, a fim de padronizar a informação radiométrica das imagens EVI e *pixel reliability*.

Realizadas as conversões mencionadas acima, as imagens foram visualizadas na ferramenta *TSM_GUI*. Nessa etapa, foram definidas uma janela de largura móvel igual a 4 e um limiar de 20% para o início e o final da estação. Devido à variabilidade pluviométrica do Cerrado mineiro (BECERRA et al., 2012), foram coletadas 10 amostras para cada ciclo fenológico, distribuídas aleatoriamente nas diferentes mesorregiões de forma a caracterizar o entendimento de padrões regionais gerais e consistentes ao longo do tempo.

Para a seleção das amostras, utilizou-se o filtro Savitzky-Golay, pois apesar da composição de valores máximos dos produtos MODIS no período de 16 dias, esses possuem flutuações nos dados (JÖNSSON e EKLUNDH, 2012; KNAUER et al., 2014). Embora o filtro Savitzky-Golay seja mais conservador quando comparado aos demais filtros existentes no Timesat, esse tem apresentado resultados eficientes na redução das contaminações causadas por nuvens em séries temporais do índice EVI (CHEN et al., 2004; MINGWEI et al., 2008), sendo este um dos maiores problemas enfrentados para séries temporais de imagens EVI/MODIS para áreas do Cerrado brasileiro (BORGES et al., 2014). A fim de reduzir o tempo de processamento das imagens EVI no Timesat, utilizou-se a máscara das áreas de pastagens do Cerrado mineiro como gerador de parâmetro.

4.2.4 Processamento dos dados EVI/MODIS – Timesat

Após a preparação dos dados, foi realizado o processamento das imagens em paralelo utilizando a ferramenta *TSF_process_parallel* disponível no Timesat. As imagens EVI/MODIS filtradas foram encabeçadas utilizando as informações presente nos metadados das imagens EVI. Esse procedimento foi realizado utilizando a rotina *cria_cab_timesat*, desenvolvida pela Embrapa Informática Agropecuária, na linguagem IDL.

4.2.5 Extração das métricas fenológicas – Timesat

A partir das imagens EVI filtradas, deu-se início à extração das métricas fenológicas no aplicativo Timesat utilizando a ferramenta *TSF_seas2image*. Como ponto de partida, as médias referentes ao início e o final das 11 estações “ciclos fenológicos” geradas das áreas de pastagem cultivada no Cerrado mineiro (2003/04, 2004/05, 2005/06, 2006/07, 2007/08, 2008/09, 2009/10, 2010/11, 2011/12, 2012/13 e 2013/14) foram utilizadas para determinação das métricas correspondentes à: amplitude sazonal, determinada pelo valor máximo e mínimo de cada estação; duração da estação, ou seja, o seu comprimento; taxa de rebrota (“verdor”), definida pela derivada à esquerda; período de declínio da vegetação, que demonstra o período de senescência da vegetação por meio da derivada à direita; integral menor, que corresponde à um proxy da NPP (BEURS e HENEGBRY, 2010) ou à produtividade sazonal; e integral maior, que corresponde à produtividade total da vegetação (EKLUNDH e JÖNSSON, 2012). No entanto, neste estudo, foi utilizada apenas a métrica NPP, necessária para estimativa da eficiência no uso da água.

Para entender o comportamento da taxa de carbono acumulada nas mesorregiões do Cerrado mineiro, foram realizadas médias de todas as estações entre o período de 2003 a 2014. O uso de médias, além de reduzir valores extremos, traz o foco destas análises para o entendimento de padrões regionais mais consistentes em uma série temporal (FERREIRA et al., 2014), indicando o valor típico ou prevalente de uma distribuição de frequência.

Para melhor elucidar a compreensão dos resultados encontrados neste estudo sobre o comportamento médio da NPP, foram analisados os fenômenos climáticos de grande escala, como o El Niño-Oscilação Sul (ENOS), que afeta a circulação geral da atmosfera, alterando o padrão das chuvas na região e refletem no comportamento fenológico da vegetação (FER et al., 2017). As informações sobre a anomalia da temperatura da superfície do mar (TSM) na região do Pacífico foram adquiridas no sítio da NOAA.

Para avaliar as tendências da NPP, foi realizado um ajuste de regressão linear pelo método dos mínimos quadrados denominado de *slope* (Eq. 7). Este método foi adotado por Stow et al. (2003) para simular a taxa de alteração do “verdor” da vegetação, por Liu et al. (2010), para avaliar as mudanças da vegetação no norte da China, por Chen et al. (2014), para avaliar a condição das pastagens no Planalto

Tibetano e por Gang et al. (2015), para avaliar a dinâmica da eficiência do uso da água das pastagens a nível mundial. Neste estudo, utilizaram-se os valores da série temporal NPP como a variável dependente, e os anos como a variável independente.

$$Slope = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})(Y_{NPP_i} - \overline{Y_{NPP}})}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (7)$$

onde *slope* é igual a um modelo de regressão, *n* é igual a 11 devido à utilização de onze anos de dados do NPP (ciclos fenológicos de 2003 a 2014), *i* representa o ciclo um para 2003, 2004 e 2005, ciclo dois para os anos 2004, 2005 e 2006 até o ciclo 11 para 2013, 2014, 2015; Y_{NPP_i} corresponde ao valor máximo de NPP no ciclo corrente (2003, 2004 e 2005); e $\overline{Y_{NPP}}$ corresponde ao valor máximo médio de NPP do ano corrente (2003, 2004 e 2005).

Valores positivos de *slope* indicam que a pastagem pode estar em processo de recuperação, enquanto que valores negativos de *slope* indicam a ocorrência de algum processo de degradação biológica. O *slope* de média zero não mostra mudança ocorrida na área (STOW et al., 2003).

4.2.6 Evapotranspiração real (MOD16A2/MODIS)

As imagens ETR foram adquiridas gratuitamente no website da *Numerical Terradynamic Simulation Group* (<http://www.ntsug.umd.edu/>) e processadas para o mesmo período (2003 a 2014) das imagens EVI. Assim como nas imagens EVI, as imagens do produto MOD16A2 referentes aos *tiles* h13v10 e h13v11 foram mosaicadas e convertidas do seu formato original HDF para o formato Geotiff e projeção sinusoidal para sistema de coordenadas geográficas e datum WGS84, utilizando o mesmo procedimento adotado na Seção 4.2.2. Após a determinação do formato das imagens, utilizou-se o fator de escala 0,1 no aplicativo ENVI, para tratamento das imagens evapotranspiração em mm.

Para avaliar a dinâmica sazonal da evapotranspiração das pastagens, foi utilizada uma máscara correspondente a cada mesorregião do Cerrado mineiro. Além disso, esses dados foram utilizados para avaliar os impactos da ocorrência de secas na fenologia da

vegetação. Foram calculados, em intervalo de tempo mensal, os índices de anomalias de evapotranspiração (Eq. 8), normalizadas em função da média e desvio-padrão do período em análise (2003-2014).

$$Z = \frac{ET_i - \overline{ET}}{\sigma} \quad (8)$$

onde Z corresponde à anomalia; ET_i corresponde ao valor mensal da série temporal; \overline{ET} corresponde à média dessa série temporal; e σ corresponde ao desvio-padrão.

4.2.7 Validação (MOD16A2/MODIS)

As estimativas de evapotranspiração mensal obtidas do produto MOD16A2 do sensor MODIS foram comparadas com medidas obtidas de estações do INMET, distribuídas na região do Cerrado mineiro. Um total de 27 estações meteorológicas estão disponíveis, entretanto, foram utilizados dados de 20 estações (Anexo I). A exclusão de sete das 27 estações disponíveis foi realizada pela inexistência de dados de alguma das variáveis ambientais utilizadas para estimativa da ETR por meio da planilha BHídrico GD 4.0. (D'ANGIOLELLA e VASCONCELLOS, 2003; 2004). Outra abordagem adotada foi a eliminação das estações com distância superior a um pixel de pastagem, caso específico da estação de Diamantina, com ausência do próprio *pixel* e de *pixels* vizinhos.

O método utilizado para estimativa da ETR foi o de Penman-Monteith-FAO, considerado um método robusto (ALLEN et al., 1998), e o mesmo empregado para estimativa do produto MOD16 (MU et al., 2007; 2011), permitindo uma comparação entre o dado de campo e as imagens de satélite. Quatro índices, incluindo o coeficiente de determinação (R^2) (Eq. 9), raiz quadrada do erro médio quadrático (EQM) (Eq. 10), BIAS (Eq. 11) e o PBIAS (Eq. 12), foram utilizados para avaliar a acurácia das estimativas.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\hat{y}_i - \bar{y} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(y_i - \bar{y} \right)^2} \quad (9)$$

Onde n = ao número de observações; \hat{y}_i é o valor estimado (previsão) de y_i ; \bar{y} é a média das observações e y_i é o valor observado.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (ET_{obs} - ET_{mod})^2}{N}} \quad (10)$$

$$BIAS = \frac{\sum (ET_{obs} - ET_{mod})}{N} \quad (11)$$

$$PBIAS = \frac{Bias}{\left(\frac{1}{N}\right) \sum ET_{exp}} \times 100 \quad (12)$$

Onde ET_{obs} é a observação da estação meteorológica; ET_{med} é o valor modelado; e N é o número de amostras.

Com a finalidade de verificar possíveis diferenças entre a qualidade dos dados do produto MOD16A2 para a marcante sazonalidade presente no bioma Cerrado (EITEN, 1972), os testes estatísticos descritos acima foram utilizados para avaliar a acurácia do período chuvoso, composto pelos meses de outubro a março, assim como para a estação seca, marcado pelos meses de abril a setembro.

4.2.8 Eficiência no uso da água (WUE)

A eficiência no uso da água, que corresponde à produtividade de biomassa (CO_2) acumulada pelo processo fotossintético da vegetação com o total da água perdida para a atmosfera (evapotranspiração), foi calculada pela relação entre NPP e ETR (Eq. 13).

$$WUE = \frac{NPP}{ETR} \quad (13)$$

Onde WUE corresponde à eficiência no uso da água; NPP corresponde à produtividade primária líquida; e ETR corresponde à evapotranspiração real.

Antecedendo a estimativa do WUE, as imagens NPP e ET foram compatibilizadas espacialmente e temporalmente. Esse processamento foi utilizado buscando padronizar as informações de entrada para estimativa do total de carbono fixado em relação à quantidade de água perdida da superfície para a atmosfera. Para isso, foram utilizadas as datas correspondentes ao início e final de cada uma das 11 estações extraídas das métricas fenológicas no Timesat. Essas datas foram utilizadas para selecionar as imagens ET a fim de manter o mesmo período dos dados da NPP. Como a variação do início e final das estações ocorreu normalmente entre os meses de outubro para o início e abril para o final das estações, foram utilizadas as médias desses meses. As imagens NPP foram reamostradas de 250 m para 1 km de forma a manter a mesma resolução espacial das imagens ETR do produto MOD16A2.

Com o intuito de entender o WUE das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, entre os anos de 2003 a 2014, foi realizada uma média das estações. Para identificar as tendências da degradação biológica das pastagens do Cerrado mineiro, foi realizado um ajuste de regressão linear pelo método *slope*.

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1 Produtividade primária líquida (NPP)

Influenciada por fatores como precipitação, temperatura e fAPAR, os valores de NPP mostraram uma alta variabilidade espaço-temporal ao longo dos 11 ciclos fenológicos compreendidos entre 2003 a 2014 (Figuras 18 e 19). O valor médio da NPP entre os anos de 2003 a 2014 foi de 5,98 para as áreas de pastagens de todo o Cerrado mineiro. Ao longo dos anos, não houve uma clara tendência crescente ou decrescente em termos de valores médios de NPP para toda a área de estudo. No entanto, valores de NPP diminuíram principalmente na porção centro-norte e aumentaram notadamente nas regiões mais ao sul do Cerrado mineiro.

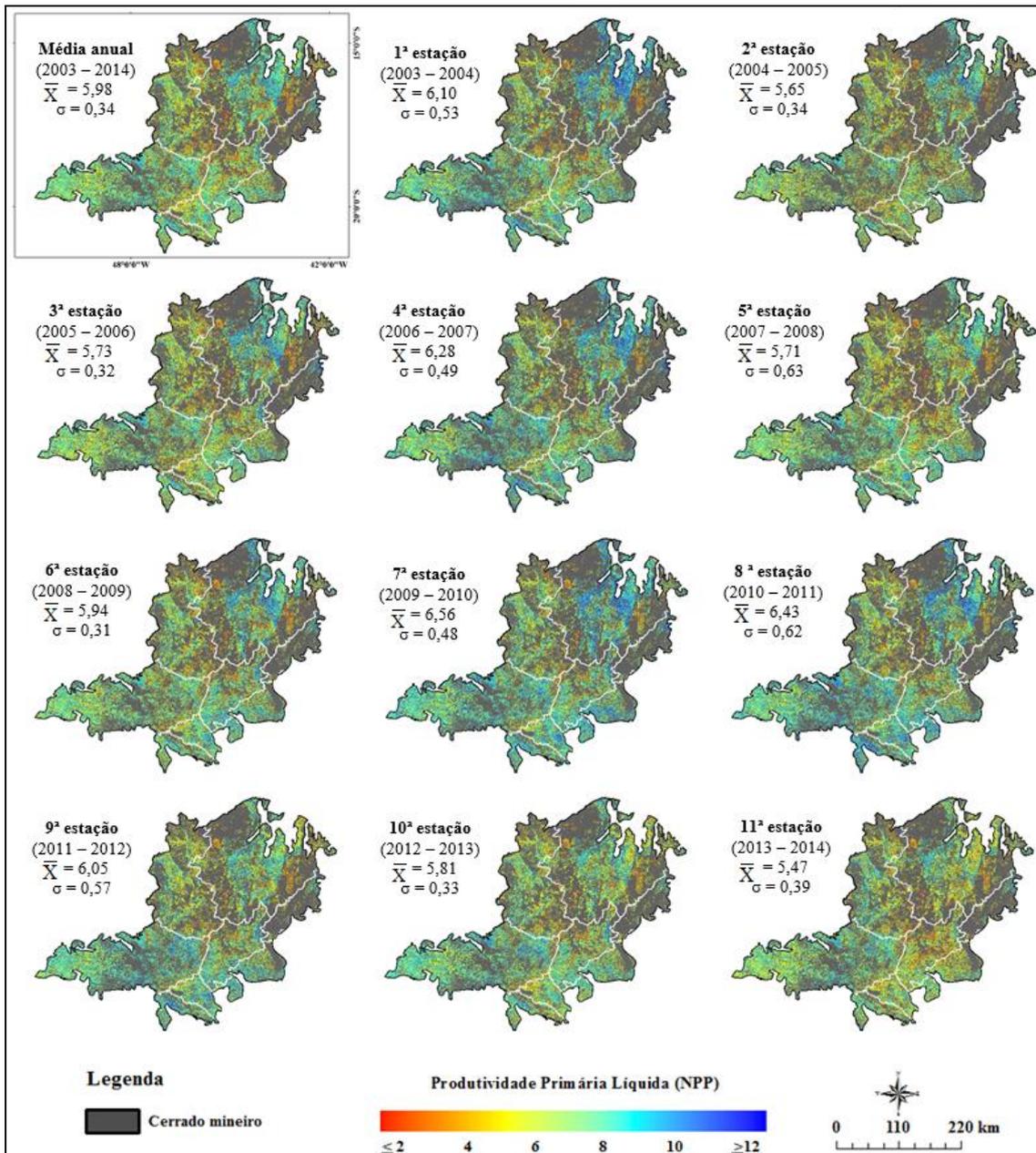


Figura 18 - Variação espaço-temporal da produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014.

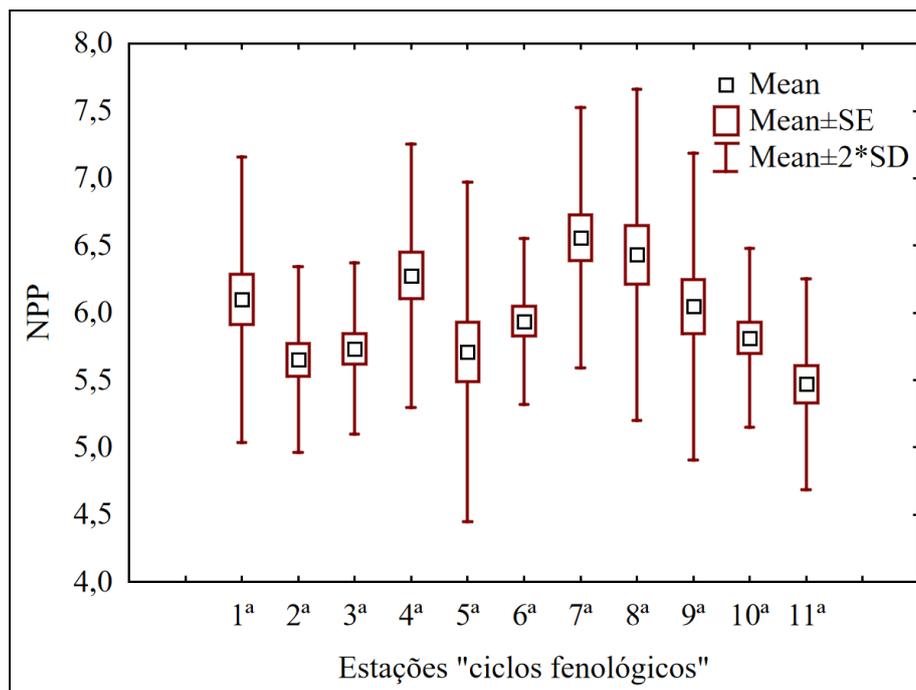


Figura 19 - Variação temporal da produtividade primária líquida (NPP) média das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014.

Mesmo não sendo verificado uma tendência significativa para a NPP média das pastagens do Cerrado mineiro, foi possível perceber a existência de picos de estações com maior acúmulo de NPP, quando comparadas com anos subsequentes ou anteriores. Tal situação foi verificada na quarta (2006/2007) e sétima estação (2009/2010) e oitava estação (2010/2011), na qual as médias de NPP foram mais altas em relação às estações adjacentes (Figura 19). A ocorrência desse comportamento provavelmente foi decorrente da atuação de fatores ambientais externos durante a fase de crescimento das pastagens, notadamente precipitação e umidade (TUCKER et al., 1991; NEMANI et al., 2003; MA et al., 2013; BORGES e SANO, 2014; GAO et al., 2016), já que essas variáveis são apontadas como fatores ambientais que mais variam e influenciam na produtividade e na qualidade das forragens do Cerrado brasileiro (COSTA et al., 2005; ROSA e SANO, 2013). Isto suporta as afirmações de Churkina e Running (1998) de que a disponibilidade de água controla, em grande parte, a NPP das pastagens do tipo C4 em todo o planeta. Estudos posteriores também ratificaram essa afirmação, verificando-se um forte aumento do NDVI sazonal integrado (protocolo para cálculo de NPP) de áreas de pastagens no Sahel Africano (EKLUNDH e OLSSON, 2003; HERRMANN et al., 2005) e na Mongólia (GONG et al., 2015), em situações em que não houve restrições de umidade no solo para o desenvolvimento das pastagens.

Por outro lado, estudos elaborados por Qin et al. (2013), Chen et al. (2014) e Eckert et al. (2015) indicaram que a presença de secas e reduções nos padrões das chuvas até atingir níveis que as plantas não conseguem atender a demanda evaporativa (ZAO e RUNNING, 2010), caso comum em regiões de clima semiárido (CARVALHO et al., 2008; HAVERD et al., 2016; BARRAZA et al., 2017; KNIPPER et al. 2017), reduz a produtividade dos ecossistemas. As pastagens são particularmente sensíveis ao estresse hídrico, pois os seus sistemas radiculares são rasos, portanto, mais vulneráveis às variações da umidade nas camadas superficiais do solo (GIAMBELLUCA et al., 2009; MEIRELLES et al., 2011). A ausência da água inibe o processo fotossintético, já que o hidrogênio presente na composição química da água é utilizado para a conversão do gás carbônico em carboidratos (PONZONI et al., 2012).

A partir da nona estação (2011-2012), houve uma redução generalizada da NPP, podendo estar relacionada com volumes de chuvas abaixo da linha de tendência média entre as diferentes mesorregiões. Portanto, para comprovar a hipótese levantada de que o volume de chuvas no Cerrado mineiro vem sofrendo reduções entre os anos de 2003 a 2014, foram analisados os dados pluviométricos das estações meteorológicas compreendidas nessa região. Os resultados apresentados da Figura 20 confirmam a hipótese, sendo encontrada uma tendência negativa para o volume de chuvas Cerrado mineiro.

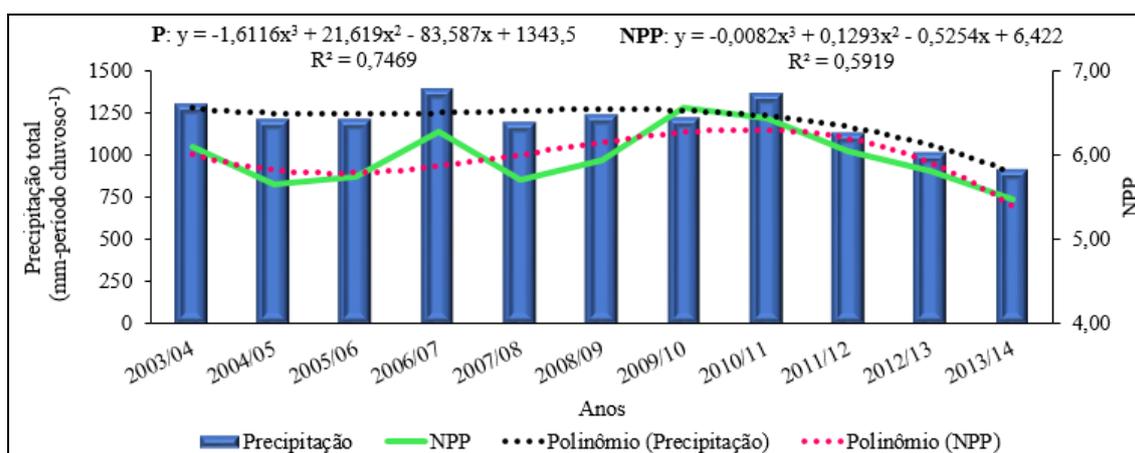


Figura 20 - Precipitação total (mm-período chuvoso⁻¹) do Cerrado mineiro obtida das estações meteorológicas do INMET e a variação temporal da produtividade primária líquida (NPP) média das pastagens cultivadas entre os anos de 2003 a 2014.

Resultados semelhantes aos verificados neste estudo, foram encontrados por MA et al. (2016), onde avaliaram o comportamento fenológico das diferentes fitofisionomias na Austrália, sendo verificada uma redução nos índices de NPP quando houve diminuição da precipitação no período de 2000 a 2012. Segundo esses últimos autores, o principal responsável para esse comportamento foram os fortes eventos de secas ocorridos na Austrália durante este período, com exceção do ano 2010-2011 que foi influenciado pelo fenômeno La Niña, que tende a causar um aumento no volume de chuvas na Austrália.

Em relação aos fenômenos climáticos de grande escala que possuem capacidade de alterar o regime das chuvas na região e influenciar o comportamento fenológico da vegetação (GONSAMO et al., 2016; MA et al., 2016; FER et al., 2017), foi possível observar relação entre as anomalias de temperatura de superfície do mar no Oceano Pacífico, que possuem relação direta com ocorrência de dois eventos climáticos extremos, El Niño e La Niña, e o comportamento médio da NPP das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro (Figura 21).

Durante a série temporal considerada nesse estudo, ocorreram três eventos El Niño, nos anos de 2004-2005, 2006-2007 e 2009-2010, considerados como fraco, fraco e moderado, respectivamente (NOAA, 2017). El Niño tende a aumentar o volume de chuvas nas regiões mais ao sul da Savana brasileira, enquanto promove secas mais severas na região norte. Após os anos de El Niño de 2006-2007 e 2009-2010, houve uma redução nos valores médios de NPP. Tal comportamento pode ser explicado pelo fato desses anos terem sido seguidos de eventos moderados de La Niña em 2007-2008, 2010-2011 e 2011-2012, promovendo um menor volume de chuvas na região e refletindo na relação linear entre precipitação e NPP (NICHOLSON et al., 1990). Esta hipótese foi colocada por Arantes et al. (2016) que verificaram que o comprimento das estações chuvosas no Cerrado é próximo de 8,5 meses para os anos de El Niño e inferiores a sete meses para os anos de La Niña.

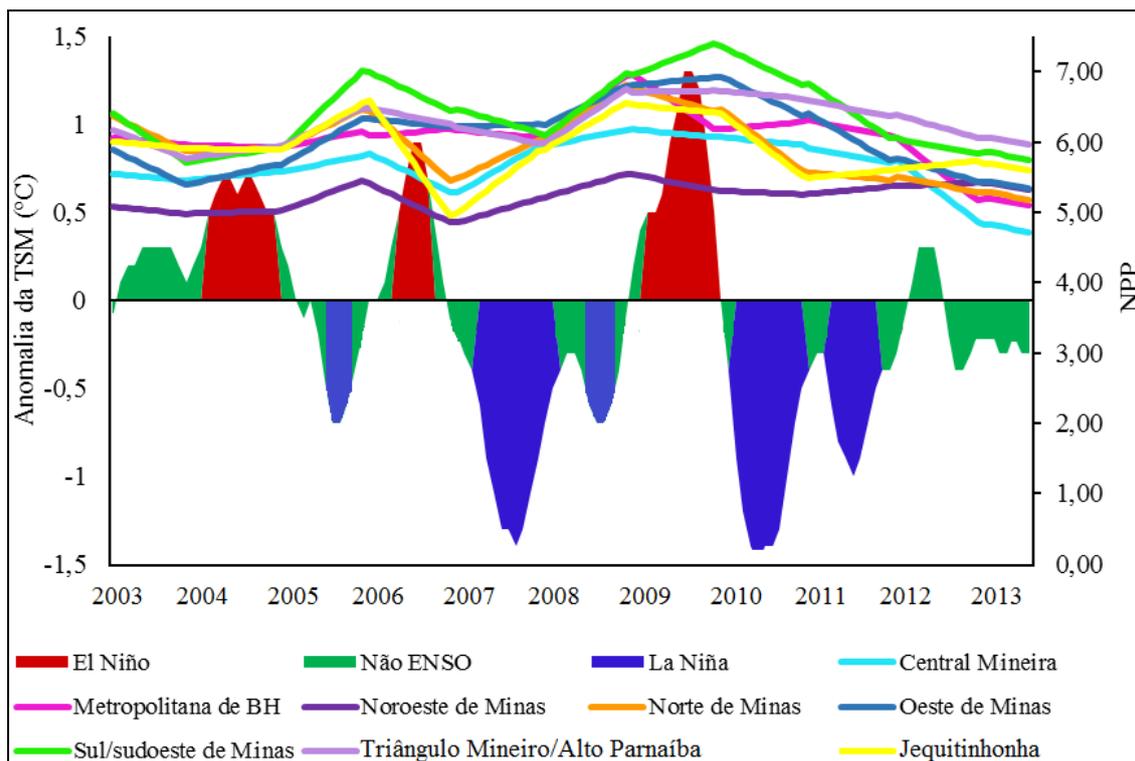


Figura 21 - Influência das anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) no Oceano Pacífico, diretamente relacionadas com os fenômenos climáticos El Niño e La Niña, nos valores de produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas de oito mesorregiões do Cerrado mineiro.

No entanto, uma análise mais detalhada sobre o controle do clima nos padrões de produtividade das pastagens do Cerrado mineiro se faz necessária para melhor interpretação desse comportamento. Mesmo em ano de El Niño (2004-2005), seguido de um ano normal, a NPP média sofreu pequena redução. Essa situação corrobora com os resultados obtidos por Minuzzi et al. (2005) que afirmaram que, para o estado de Minas Gerais, os efeitos do fenômeno El Niño não são tão intensos quanto na região mais ao sul da América do Sul. Esses autores verificaram a presença de veranicos na estação chuvosa, mesmo em anos de El Niño. Conclui-se que o Cerrado mineiro não possui uma relação explicitamente direta com o fenômeno El Niño.

A mesorregião Noroeste de Minas apresentou um comportamento atípico, exibindo valores inferiores de NPP em relação às demais mesorregiões do Cerrado mineiro até o ano de 2012. Ressalta-se que o Noroeste de Minas é uma região de fronteira agrícola do Cerrado mineiro (MUELLER e MARTHA Jr., 2008), ou seja, predominam a agricultura mecanizada nas áreas mais planas e de maior fertilidade, enquanto as áreas de pastagens prevalecem em solos mais marginais aos utilizados para a produção de grãos (MACEDO et al., 2012). O aumento da NPP média nos últimos

anos pode representar o reflexo dos investimentos realizados pelo programa ABC do governo federal (MAPA, 2012), uma vez que a mesorregião Noroeste de Minas, seguida do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, foram as regiões que mais receberam investimentos para recuperação de pastagens degradadas no estado de Minas Gerais (FERREIRA et al., 2014). Este argumento corrobora com a afirmação de Yang et al. (2016) de que a restauração de áreas de pastagens degradadas na China devido à eficácia dos programas de proteção ambiental implementados no país permitiu o aumento da NPP nesse país.

Valores de $NPP > 6$ ocorreram em 51% das pastagens cultivadas (6.059.306 ha), principalmente nas mesorregiões do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, Sul/Sudoeste de Minas e Norte de Minas. Em contraste, as áreas com $NPP < 6$ somaram 5.814.823 hectares (49%), distribuídas principalmente nas mesorregiões do Noroeste de Minas, Central Mineira, Jequitinhonha e Norte de Minas. Tais resultados já eram esperados para essas regiões, pois as porções mais ao sul do Cerrado mineiro são mais desenvolvidas e menos limitadas pela deficiência hídrica.

Esses resultados são ainda compatíveis com os obtidos por Ferreira et al. (2013) que constataram menores taxas de NPP acumulada para as regiões situadas na porção norte do Cerrado mineiro. Entretanto, observa-se que, para algumas áreas da mesorregião Norte de Minas, o resultado do comportamento médio da NPP difere em partes dos trabalhos encontrados na literatura para regiões de clima mais seco (LIU et al., 2010; WANG et al., 2017). Nessa mesorregião, valores médios de NPP são mais elevados em relação às regiões de clima úmido. Esse resultado pode ser explicado pela NPP utilizada neste estudo, que corresponde à produtividade sazonal (EKLUNDH e JÖNSSON, 2012), onde ocorrem os maiores volumes de chuvas durante o ano (BECERRA et al., 2012). Em regiões de clima semiárido, as pastagens respondem de forma relativamente rápida ao início da estação chuvosa (HERRMANN et al., 2005; MEIRELLES et al., 2011). Essa característica também foi observada para o Pantanal, onde as áreas em que a água é um recurso limitante no período de estiagem apresentaram altas taxas de produtividade sazonal (PENATTI, 2014).

Outro importante fator ambiental externo que pode ser utilizado para explicar esse comportamento da NPP na região norte é a temperatura. Enquanto a umidade por si só é importante para o desenvolvimento e produção das plantas, conforme já discutido anteriormente, a temperatura ideal favorece o desenvolvimento por meio da assimilação do CO_2 , H_2O e nutrientes (COSTA et al., 2005). Vale ressaltar que a produtividade

sazonal ocorre em grande parte durante o verão, período em que, nessa região norte, são encontradas temperaturas médias máximas acima de 30,6 °C (INMET, 2017), ou seja, dentro da faixa de temperatura ideal para o crescimento das gramíneas de clima tropical, que varia de 30 °C a 35 °C (MCWILLIAM, 1978). Costa et al. (2005) verificaram aumento na produção de matéria seca da *Brachiaria brizantha* cv. *Marandu* no bioma Cerrado com o aumento da temperatura. Churkina e Running (1998) mostraram que a temperatura foi o principal elemento que interferiu na produtividade das gramíneas C3, sendo a disponibilidade de água uma prioridade secundária para esse tipo de forrageira.

É importante ressaltar que o aumento da temperatura, combinada com redução da umidade disponível no solo, provocam o fechamento dos estômatos da planta, o que reduz não só a saída de água para a atmosfera, mas também a entrada de CO₂, levando a um declínio nas taxas de fotossíntese (PIAO et al., 2012; MA et al., 2016), refletindo em uma menor atividade metabólica e maior liberação de carbono para atmosfera. Esta hipótese foi confirmada por Rosa e Sano (2013) que verificaram que os menores valores de NPP estão relacionados à estação seca, sendo caracterizada por elevadas temperaturas somadas ao baixo volume de chuvas para a região do Cerrado.

Apesar da melhora nos resultados para a sétima estação (2009-2010), a produtividade da biomassa acumulada das pastagens cultivadas na região norte vem sofrendo redução gradativa ao longo desses 12 anos (2003-2014), (reta de regressão: $y = -0,072x + 6,433$, $R^2 = 0,217$, $p = 0,1482$), com redução mais marcante a partir de 2011. Tal constatação é consistente com as afirmações de Huang et al. (2016) que indicaram que os ecossistemas semiáridos globais estão atualmente ameaçados pelo aumento da aridez e aumento do calor sensível.

Conforme discutido anteriormente, as variáveis ambientais externas podem interferir de forma positiva ou negativa sobre as condições das pastagens, dependendo da região. É importante salientar que, além das variáveis ambientais externas como precipitação, insolação e temperatura, o manejo adotado sobre os pastos também influencia nos valores de NPP (FAVA, 2012; MACEDO et al., 2012). No entanto, não está claro ainda o nível dessa influência e tampouco o número de animais por área e tempo necessários para afetar diretamente a NPP (CHEN et al., 2014). Além disso, o uso do fogo para renovar os pastos é ainda comumente utilizado pelos agricultores do Cerrado mineiro (MACEDO et al., 2012). Portanto, a resposta da NPP média das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro está sujeita a uma série de fatores condicionantes existentes na região.

Os resultados da análise de regressão linear dos mínimos quadrados mostram que tendências positivas e negativas ocorrem entre as mesorregiões do Cerrado mineiro (Tabela 3; Figura 22). Verificou-se uma recuperação de 6.561.535 ha (56%) da NPP das pastagens cultivadas entre os anos de 2003 a 2014. De maneira oposta, 44% (5.312.565 ha) foram expostas a processo de redução da NPP.

Tabela 3 - Quantitativo das tendências da produtividade primária líquida (NPP) das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro.

Mesorregiões	Tendência (+)		Tendência (-)	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
Central Mineira	721.747	52,92	642.219	47,08
Metropolitana de Belo Horizonte	285.741	54,53	238.221	45,47
Noroeste de Minas	1.339.556	65,37	709.684	34,63
Norte de Minas	1.177.260	38,37	1.890.666	61,63
Oeste de Minas	519.014	60,96	332.393	39,04
Sul/Sudoeste de Minas	265.571	55,88	209.639	44,12
Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba	2.155.418	63,92	1.216.884	36,08
Jequitinhonha	97.227	57,16	72.860	42,84
Total	6.561.535	56,13*	5.312.565	43,86*

*Percentagem média da NPP das mesorregiões do Cerrado mineiro.

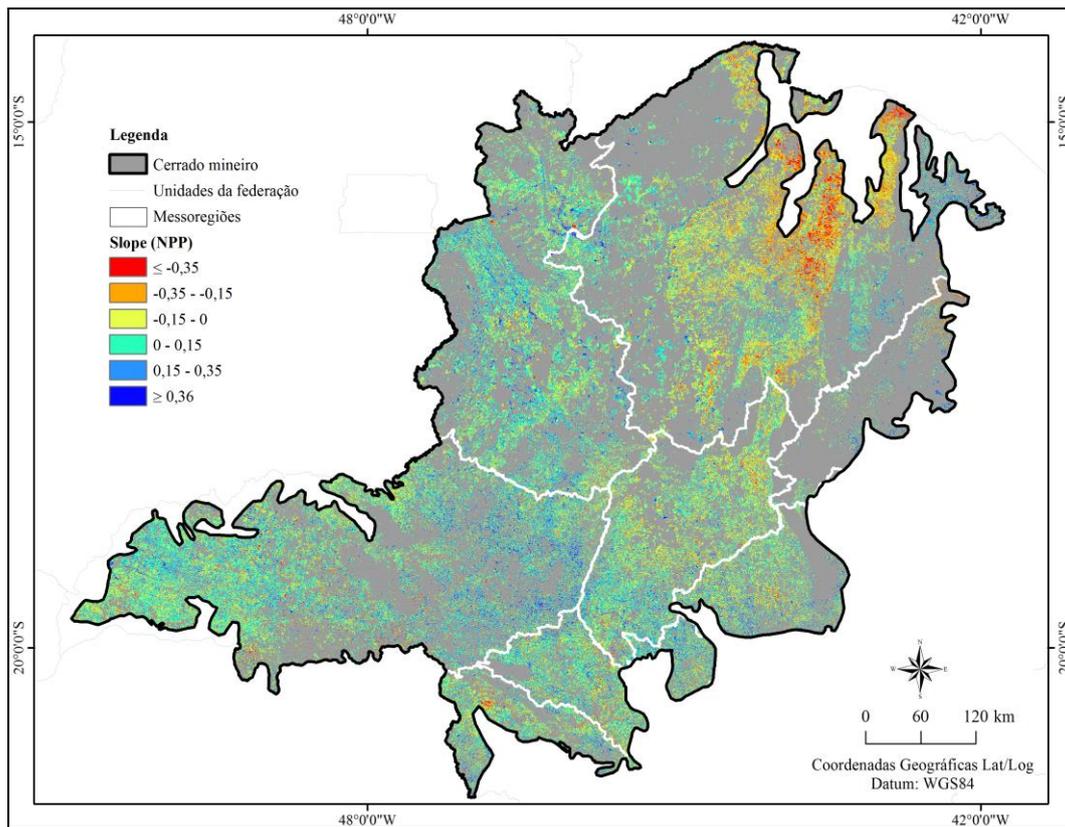


Figura 22 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (*slope*) da produtividade primária líquida (NPP) das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro no período de 2003 a 2014.

A mesorregião do Norte de Minas, com um total de 1.890.666 ha, foi a que apresentou as maiores áreas com indicativo de tendência negativa de NPP. A mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba, com 2.155.418 ha, foi a que apresentou as menores áreas com indicativo de tendência negativa de NPP. Do total de 11,87 milhões de hectares de áreas de pastagens cultivadas existentes no Cerrado mineiro, 26% dessas áreas encontram-se distribuídas na mesorregião Norte de Minas. Isto sugere a necessidade de priorizar investimentos por parte de ações público-privadas nessa mesorregião.

A particularidade do Norte de Minas em relação aos dados de NPP pode ser explicada pelo menor volume de chuvas nessa região, conforme já discutido anteriormente. Outros autores corroboram com essa explicação, sendo verificado que nos ecossistemas úmidos (precipitação média anual > 800 mm), as pastagens apresentam sensibilidade relativamente pequena à seca, em comparação com ecossistemas semiáridos (precipitação média anual < 800 mm). Resultados semelhantes foram encontrados por Ferreira et al. (2013) e Aguiar et al. (2017) para áreas de

pastagens no Cerrado mineiro, utilizando diferentes metodologias. Já Andrade et al. (2015) obtiveram melhores condições para as áreas de pastagens do Cerrado mineiro. No entanto, há que se levar em consideração de que esses autores basearam-se no produto NDVI do SPOT Vegetation (VGT-S10), que possui resolução espacial de 1 km.

A tendência negativa mais intensa no Norte de Minas corrobora ainda com os estudos de Yang et al. (2016) que verificaram diferenças significativas na redução da condição das áreas de pastagens na Mongólia para áreas de menor precipitação e Xu et al. (2016) que também verificaram tendências negativas significativas para áreas de pastagens no planalto tibetano em regiões menos úmidas. Wang et al. (2017) obtiveram maiores valores de NPP anual em regiões com maior volume de chuvas no Planalto Tibetano, China. Liu et al. (2010) descobriram que os menores valores de índice de vegetação normalizada pela diferença (NDVI) derivados do satélite SPOT entre as diferentes fitofisionomias da China encontram-se em regiões mais áridas e de baixo porte, corroborando com os resultados aqui encontrados.

Por outro lado, observa-se que, nos primeiros anos, mesmo sendo uma região semiárida, o Norte de Minas apresentou as maiores taxas de NPP para o Cerrado mineiro, levantando a hipótese de que o padrão de chuvas na região apresente reduções mais intensas em comparação com os valores de redução já apresentados para todo o Cerrado mineiro, pois, a água é uma variável crucial para o desenvolvimento das pastagens. Assim, avaliou-se o comportamento pluviométrico das estações inseridas na mesorregião Norte de Minas. Os resultados apresentados da Figura 23 confirmam a hipótese, sendo encontrada uma tendência negativa mais intensa para o volume de chuvas no Norte de Minas. É importante destacar ainda, que mesmo apresentando um volume ascendente nos últimos três anos, as pastagens continuaram apresentando reduções da produtividade primária líquida média, podendo afirmar um processo de degradação biológica das forrageiras.

Em relação à região mais ao sul do Cerrado mineiro, é possível perceber que, apesar de serem caracterizadas como sendo regiões úmidas, elas também apresentam indicativos de degradação biológica nas pastagens, com redução da NPP. O Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba, a maior detentora de áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro (3.372.302 ha), chamou atenção pelo fato de que 36% (1.216.884 ha) das pastagens apresentaram tendências negativas. Resultados semelhantes foram encontrados por Rosa e Sano (2013) ao estimaram a NPP da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, parcialmente inserida no Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba. Este

comportamento pode ser explicado em parte pela característica climática da região, pois mesmo se enquadrando em uma região de clima úmido, porção significativa do centro-oeste possui clima B1, com índice de umidade (Iu) variando de 20 a 40%. Na região leste, o clima é mais úmido, do tipo B2 ($40 \leq Iu < 60$) (CARVALHO et al., 2008).

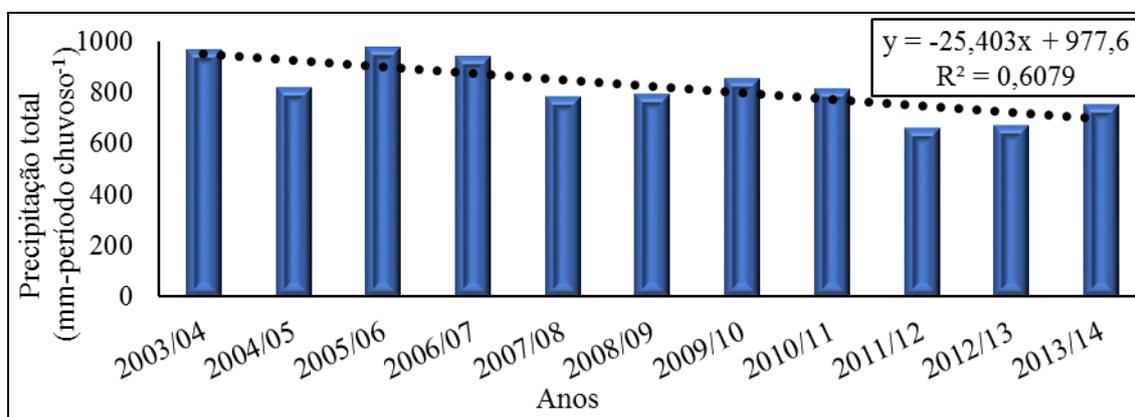


Figura 23 – Precipitação total (mm-período chuvoso⁻¹) da mesorregião Norte de Minas entre os anos de 2003 a 2014 obtido das estações meteorológicas do INMET.

4.3.2 Evapotranspiração Real (ETR)

4.3.2.1 Validação do algoritmo MOD16A2

A Tabela 4 e a Figura 24 apresentam o desempenho médio mensal das imagens ETR obtidas do produto MOD16A2 em relação aos dados observados pelo método-padrão de Penman-Monteith a partir das estações meteorológicas do INMET, entre 2003 a 2014. Em geral, os resultados da confiabilidade da ETR mostraram um coeficiente de determinação variando entre ($0,2 \leq R^2 < 0,6$) para todas as estações analisadas, com média de $R^2 = 0,35$. MU et al. (2011) obtiveram uma correlação média de 0,59 com dados de oito torres de covariância de vórtices turbulentos situados em áreas de pastagens, disponíveis nas redes *AmericFlux* (<http://ameriflux.lbl.gov/>).

É importante ressaltar que as torres analisadas por MU et al. (2011) encontravam-se localizadas na América do Norte, com diferentes regimes climatológicos, variando de clima polar a semi-árido. Kinpper et al. (2017) utilizaram o modelo Modis-Soil Moisture ET (MOD-SMET) em uma região semiárida para estimar ET. A validação foi feita por meio de observações de torres de covariância de vórtices turbulentos no sudoeste do Arizona, Estados Unidos. Os autores supracitados verificaram diferentes coeficientes de correlação entre quatro tipos de uso da terra. Para

a classe pastagem, encontrou-se uma correlação de 0,83, ou seja, superior aos resultados verificados para as pastagens cultivadas do Cerrado mineiro utilizando o produto MOD16A2.

Tabela 4 - Dados de evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET e estimada a partir do produto MOD16A2. R² = coeficiente de determinação; EQM = erro quadrático médio.

Estações	R ²	EQM (mm mês ⁻¹)	BIAS (mm mês ⁻¹)	PBIAS (%)	Nº de observações
Araxá	0,5	55,7	-43,0	-44,7	120
Bambuí	0,5	31,3	-12,9	-14,8	144
Bom Despacho	0,5	56,4	-45,5	-48,7	84
Divinópolis	0,5	68,3	-56,2	-55,7	120
Espinosa	0,3	86,1	-66,9	-60,2	72
Formoso	0,6	50,7	-38,1	-38,7	74
Frutal	0,5	68,5	-57,0	-57,2	69
Ituiutaba	0,4	63,0	-50,9	-52,2	120
Janaúba	0,4	67,1	-46,1	-43,6	96
João Pinheiro	0,4	70,4	-56,1	-55,5	48
Mocambinho	0,3	82,2	-65,0	-60,6	48
Monte Azul	0,4	82,9	-63,3	-56,8	108
Montes Claros	0,4	67,4	-49,0	-47,0	132
Paracatu	0,4	70,7	-57,2	-57,6	144
Patos de Minas	0,4	53,6	-40,3	-44,0	132
Pirapora	0,4	71,0	-55,9	-53,7	96
Pompeu	0,2	57,0	-38,3	-41,1	24
Sete Lagoas	0,4	46,3	-27,5	-28,7	96
Uberaba	0,6	56,6	-45,2	-46,0	120
Unai	0,3	61,1	-40,6	-41,6	72

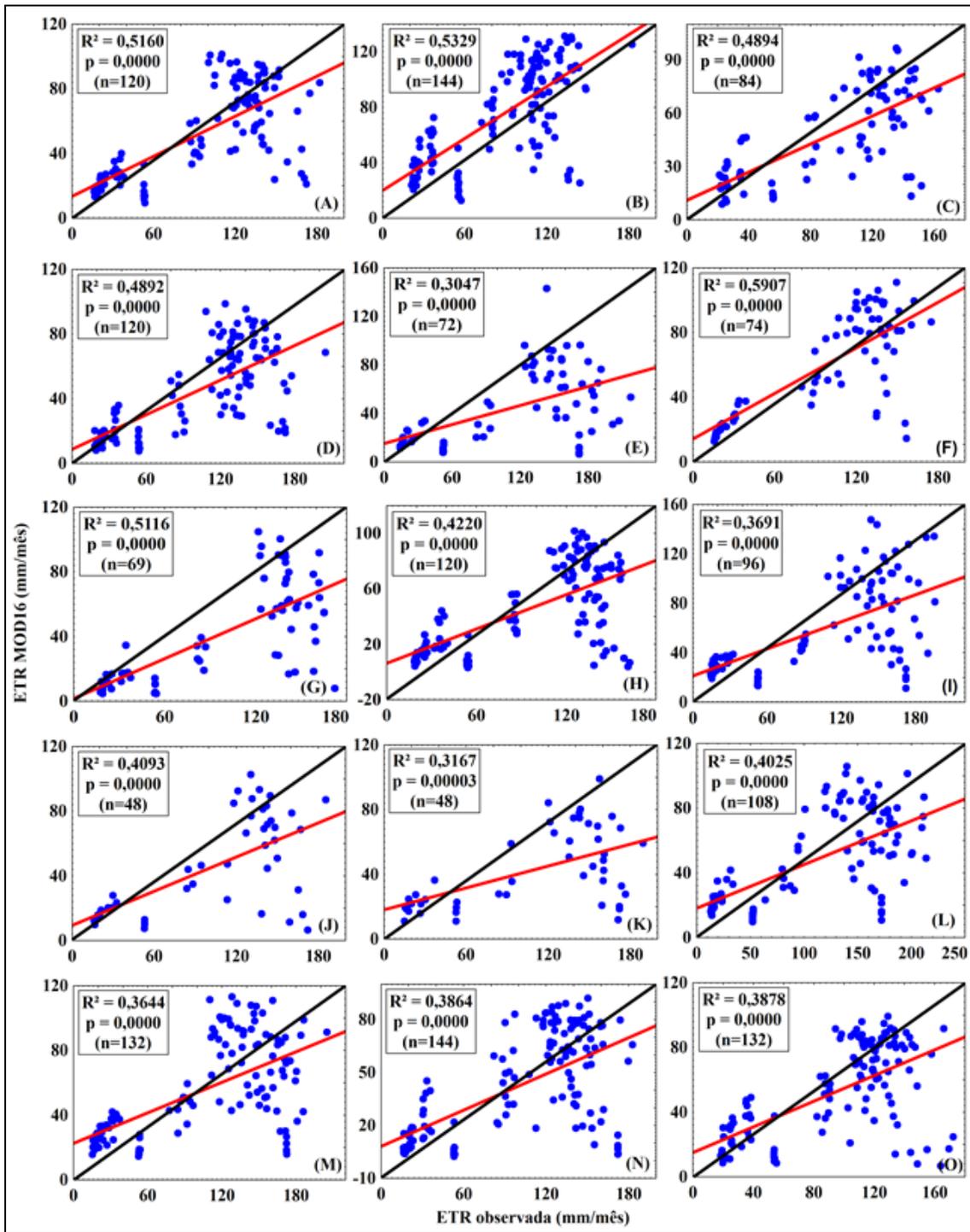


Figura 24 - Resultados de validação mensal do produto MOD16A2 utilizando dados de estações meteorológicas (mm mês⁻¹) no Cerrado mineiro (2003-2014): (A) Araxá; (B) Bambuí; (C) Bom Despacho; (D) Divinópolis; (E) Espinosa; (F) Formoso; (G) Frutal; (H) Ituiutaba; (I) Janaúba; (J) João Pinheiro; (K) Mocimbinho; (L) Monte Azul; (M) Montes Claros; (N) Paracatu; (O) Patos de Minas; (P) Pirapora; (Q) Pompeu; (R) Sete Lagoas; (S) Uberaba e (T) Unaí. A linha 1:1 é representada pela cor preta.

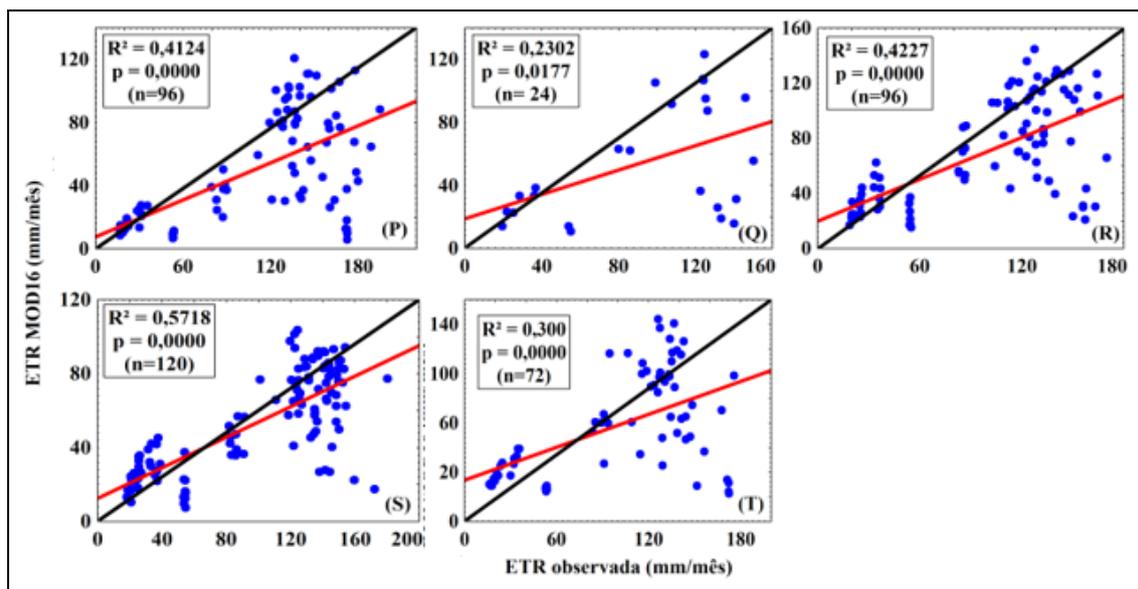


Figura 24 – (Continuação)

Neste estudo, verificou-se que grande parte das estações localizadas mais ao sul do Cerrado mineiro como Araxá, Bambuí, Bom Despacho, Divinópolis, Frutal, Sete Lagoas e Uberaba, apresentaram coeficientes de determinação mais altos ($R^2 = 0,5$) e EQM menores (39,46%) em relação às estações localizadas mais ao norte, com $R^2 = 0,4$ e EQM = 60,53%, com exceção da estação de Formoso ($R^2 = 0,6$; EQM = 50,7%). Esses resultados corroboram com os obtidos por Alencar et al. (2015) que utilizaram o Boletim 56 da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) para estimar a ETR na ausência de dados de radiação, umidade relativa e velocidade do vento. Verificou-se uma menor concordância para as estações localizadas no norte de Minas Gerais, em especial, para as estações de Monte Azul e Janaúba. Vale ressaltar que o número de observações para as estações localizadas mais ao norte é inferior aos dados observados para a porção sul do bioma Cerrado avaliado neste estudo, o que pode interferir na precisão dos dados.

Kim et al. (2012), avaliando o desempenho do produto MOD16 para diferentes fitofisionomias na Ásia, observaram um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,326$) para pastagem alpina, com uma precipitação média anual de 567 mm. Em região de clima árido, a medida de ajustamento de modelo estatístico foi insignificante ($R^2 = 0,014$). É sabido que o MOD16 é diretamente dependente do IAF produzido pelas imagens do sensor MODIS (MOD15A2), sendo que as áreas com baixa atividade fotossintética não respondem tão bem quanto em regiões de altos valores de IAF (RAMOELO et al., 2014).

Resultados superiores foram encontrados por Ruhoff et al. (2013) que avaliaram a acurácia do produto MOD16 na bacia do rio Grande para área de vegetação natural do bioma Cerrado, com uma correlação de 0,89 e EQM menor (19 mm mês^{-1}) no ano de 2001. Miranda et al. (2017) obtiveram um R^2 de 0,82 para uma área natural do bioma Caatinga, localizada na estação de pesquisa da Embrapa Semiárido em Petrolina, Pernambuco para o ano de 2012.

Nos estudos desenvolvidos por Ruhoff et al. (2013) e Miranda et al. (2017), foram utilizados dados de torres de covariância de vórtices turbulentos que apresentam dados precisos de observações (BALDOCCHI et al., 2001). No entanto, omissões de erros da ordem de 10 a 30% ainda foram observados para torres de fluxo (MU et al., 2011). Por outro lado, uma única estação terrestre e dados, de um único ano foram utilizados por esses autores, além de avaliarem tipos de vegetação com características fisiológicas diferentes das pastagens. Formações vegetais arbóreas possuem maior IAF e mecanismos que possibilitam acesso a quantidades substanciais de água subterrânea, chegando até a 11 metros de profundidade em ambientes de clima semiárido (SCOTT et al., 2004). Assim, maiores taxas de ET são observadas durante todo o ano, pois a disponibilidade de água no solo pode possuir uma correlação negativa com evapotranspiração para formações florestais, sendo mais influenciada pela radiação solar disponível, podendo assim superestimar o produto MOD16 (KINPPER et al., 2017).

Diferentemente dos estudos conduzidos por Ruhoff et al. (2013) e Miranda et al. (2017) que verificaram superestimativas do produto MOD16, verificou-se, neste estudo, uma subestimativa média com viés de $47,75 \text{ mm mês}^{-1}$ (47,42%), na qual a máxima foi de $-66,9 \text{ mm mês}^{-1}$ para a estação de Espinosa, localizada no extremo norte, e a mínima de $-12,9 \text{ mm mês}^{-1}$ para a estação de Bambuí, localizada na mesorregião Oeste de Minas, conforme resultados apresentados na Tabela 4. Resultados semelhantes foram encontrados por Trambauer et al. (2014) que utilizaram o produto MOD16 com um viés negativo para a savana africana. Ramoelo et al. (2014) obtiveram valores inferiores para o produto MOD16, em relação aos valores observados na savana africana. Mohammadi et al. (2015) obtiveram subestimativas do produto MOD16 em uma região árida na Austrália. Tang et al. (2015) avaliaram os dados de ET do produto MOD16 para diferentes fisionomias na China e verificaram subestimativa do produto MOD16.

Observou-se ainda que os dados de ETR obtidos do produto MOD16 apresentaram uma menor dispersão do modelo de determinação para valores inferiores a

60 mm mês⁻¹ (Figura 23). Assim, foi analisada a acurácia do produto MOD16A2 para as estações chuvosa e seca do Cerrado mineiro. Os resultados para o período chuvoso são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Desempenho da evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET com a ETR obtida do produto MOD16A2 para o período chuvoso (outubro a março). R² = coeficiente de determinação; EQM = erro quadrático médio.

Estações	R ²	EQM (mm mês ⁻¹)	BIAS (mm mês ⁻¹)	PBIAS (%)	Nº de observações
Araxá	0,2	70,3	-61,5	-45,6	60
Bambuí	0,0	40,1	-24,9	-20,7	72
Bom Despacho	0,0	73,9	-69,1	-52,3	40
Divinópolis	0,1	88,0	-81,7	-56,7	60
Espinosa	0,2	112,2	-102,3	-62,4	36
Formoso	0,0	62,2	-54,7	-40,7	39
Frutal	0,2	87,1	-80,0	-55,1	33
Ituiutaba	0,2	80,8	-72,7	-52,8	60
Janaúba	0,0	86,3	-73,3	-47,2	48
João Pinheiro	0,1	90,5	-82,0	-56,8	24
Mocambinho	0,2	107,6	-101,9	-65,0	24
Monte Azul	0,1	108,5	-101,6	-60,7	54
Montes Claros	0,2	87,9	-76,8	-50,9	66
Paracatu	0,1	90,6	-82,1	-58,4	72
Patos de Minas	0,1	68,7	-58,8	-46,3	66
Pirapora	0,1	90,6	-79,8	-53,1	48
Pompeu	0,5	77,3	-61,7	-47,4	12
Sete Lagoas	0,0	61,4	-45,2	-33,6	48
Uberaba	0,1	72,2	-66,9	-48,0	60
Unaí	0,3	80,2	-59,1	-43,0	36

Em geral, entre os meses de outubro a março, o produto MOD16A2 apresentou uma menor concordância entre as ETRs observadas para as estações do Cerrado mineiro. A medida de ajustamento do modelo estatístico linear de determinação apresentou uma precisão de apenas 0,13%, mostrando um fraco desempenho entre os dados ET MOD16A2 com as observações terrestres.

Resultados inferiores a esse ($R^2 = 0,04$) foram verificados por Barrientos e Medina (2016) em Quintana Roo, México, que avaliaram o produto de evapotranspiração anual do MOD16A3. O EQM apresentou valores médios entre 40,1 mm mês⁻¹ a 112,2 mm mês⁻¹, sendo novamente a estação Espinosa detentora do maior erro. Assim como na validação para todos os meses do ano, foi verificada uma subestimativa para o período chuvoso para os dados do MOD16A2. Entretanto, devido à baixa relação do coeficiente de determinação, observaram-se maiores valores médios do viés BIAS 47,75 (mm mês⁻¹) e PBIAS 47,42%. É importante ressaltar que, neste estudo, optou-se por utilizar apenas o valor de um pixel de 1 km² para análise da ETR mensal do produto MOD16A2.

A computação do produto MOD16 envolve algoritmos para a geração de séries sintéticas, baseados em interpolação no tempo e no espaço para regiões com intensa cobertura de nuvens (MU et al., 2011). Isso pode explicar, em parte, a baixa correlação dos dados para o período chuvoso, pois a cobertura de nuvens para a estação chuvosa é um empecilho presente nas imagens orbitais para a região do Cerrado brasileiro (BORGES et al., 2014). Segundo Trenberth et al. (2009), dos 341,3 W m⁻² de radiação solar emitidos sobre a superfície terrestre de março de 2000 a maio de 2004, 23% foram refletidos para a atmosfera pelas nuvens, o que reduz as estimativas de evapotranspiração (DAVIDSON et al., 2000; NEMANI et al., 2003; ZANGH et al., 2015), levando à subestimativa do produto MOD16.

Outro ponto importante a ser destacado no produto de evapotranspiração do MOD16 é o uso de dados meteorológicos de reanálise (radiação solar incidente, pressão do vapor d'água e temperatura do ar) que possuem uma resolução espacial de 0,5° x 0,6° (~ 55 km), demasiadamente inferior aos dados de sensoriamento remoto utilizados (uso e cobertura da terra, IAF, fPAR e albedo), que possuem 1 km de resolução espacial (MU et al., 2011). Entretanto, os dados meteorológicos utilizados são disponibilizados diariamente, ao contrário dos produtos de sensoriamento remoto com resolução temporal de 16 dias, exceto o mapeamento do uso de solo. O mapa de uso e cobertura da terra do MOD12Q1 possui algumas inconsistências. Ele é um produto gerado uma vez por ano, mas no MOD16 é utilizado apenas o mapa de um único ano, ou seja, o dado é estático, não acompanhando as mudanças sobre a superfície terrestre (KIM et al., 2012).

A estação seca apresentou resultados mais coerentes para o produto MOD16A2 (Tabela 6). O coeficiente de determinação médio foi igual a $R^2 = 0,64$, resultando em

menores valores de EQM médio (36,49 mm mês⁻¹). Igualmente, para as análises feitas para todos os meses dos anos e para o período chuvoso, verificou-se uma subestimativa do produto MOD16A2. Entretanto, para o período de estiagem, foi verificada uma menor subestimativa média de 42%.

Tabela 6 - Desempenho da evapotranspiração real (ETR) observada das estações meteorológicas do INMET com a ETR obtida do produto MOD16A2 para a estação seca (abril a setembro). R² = coeficiente de determinação; EQM = erro quadrático médio.

Estações	R ²	EQM (mm mês ⁻¹)	BIAS (mm mês ⁻¹)	PBIAS (%)	Nº de observações
Araxá	0,8	35,5	-24,6	-42,5	60
Bambuí	0,6	18,9	-0,9	-1,7	72
Bom Despacho	0,5	33,2	-23,7	-42,3	40
Divinópolis	0,6	39,9	-30,7	-53,3	60
Espinosa	0,6	47,7	-31,4	-52,6	35
Formoso	0,8	33,7	-19,7	-33,6	35
Frutal	0,7	45,2	-35,9	-62,1	33
Ituiutaba	0,7	37,3	-29,2	-50,8	60
Janaúba	0,6	39,5	-19,7	-33,9	48
João Pinheiro	0,8	41,6	-30,2	-52,1	24
Mocaminho	0,5	44,1	-28,2	-48,7	24
Monte Azul	0,6	44,4	-26,0	-45,3	54
Montes Claros	0,6	37,0	-18,8	-32,5	66
Paracatu	0,6	42,4	-32,3	-55,8	72
Patos de Minas	0,6	31,6	-21,8	-38,7	66
Pirapora	0,6	43,3	-32,0	-55,3	48
Pompeu	0,8	22,7	-15,0	-26,6	12
Sete Lagoas	0,7	22,8	-9,9	-17,3	48
Uberaba	0,6	34,8	-23,6	-41,1	60
Unaí	0,5	34,2	-18,5	-34,2	36

No geral, verificou-se que, estatisticamente, a ETR das áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro no período de estiagem apresentou melhor concordância com a ETR observada pelas estações meteorológicas do INMET, em relação ao período chuvoso. Esses resultados corroboram com grande parte dos trabalhos desenvolvidos mundialmente que avaliaram a acurácia do produto MOD16 para diferentes

fitofisionomias (MU et al., 2011; RUHOFF et al., 2013; RAMOELO et al., 2014; TRAMBAUER et al., 2014; KINPPER et al., 2017; MIRANDA et al., 2017). Entretanto, esses autores apenas observaram visualmente a maior concordância para a estação seca, não sendo realizada nenhuma avaliação estatística.

4.3.2.2 Variabilidade espacial e temporal da evapotranspiração real (ETR)

A Figura 25 apresenta o comportamento da ETR média mensal para as áreas de pastagens cultivadas entre as diferentes mesorregiões do Cerrado mineiro. A média mensal entre os anos de 2003 a 2014 foi de $57,54 \text{ mm mês}^{-1}$ ($1,89 \text{ mm dia}^{-1}$), onde a maior taxa de transferência de água para atmosfera foi verificada para o mês de janeiro ($100,67 \text{ mm mês}^{-1}$; $14,57\%$) e a mínima para o mês de setembro ($18,34 \text{ mm mês}^{-1}$; $2,65\%$). Esses resultados corroboram com os valores de referência entre o intervalo de $1,2 \sim 2 \text{ mm dia}^{-1}$, apresentados por Ferretti et al. (2003), em uma área de pastagem no estado do Colorado, Estados Unidos, com os encontrados por Andrade et al. (2012) para as áreas de pastagens do Pantanal ($1,5 \text{ mm dia}^{-1}$) utilizando-se do algoritmo Sebal e com os do Ruhoff et al. (2013), utilizando o produto MOD16 em áreas de pastagens na bacia do Rio Grande, localizada entre os estados de Minas Gerais e São Paulo ($1,63 \text{ mm dia}^{-1}$).

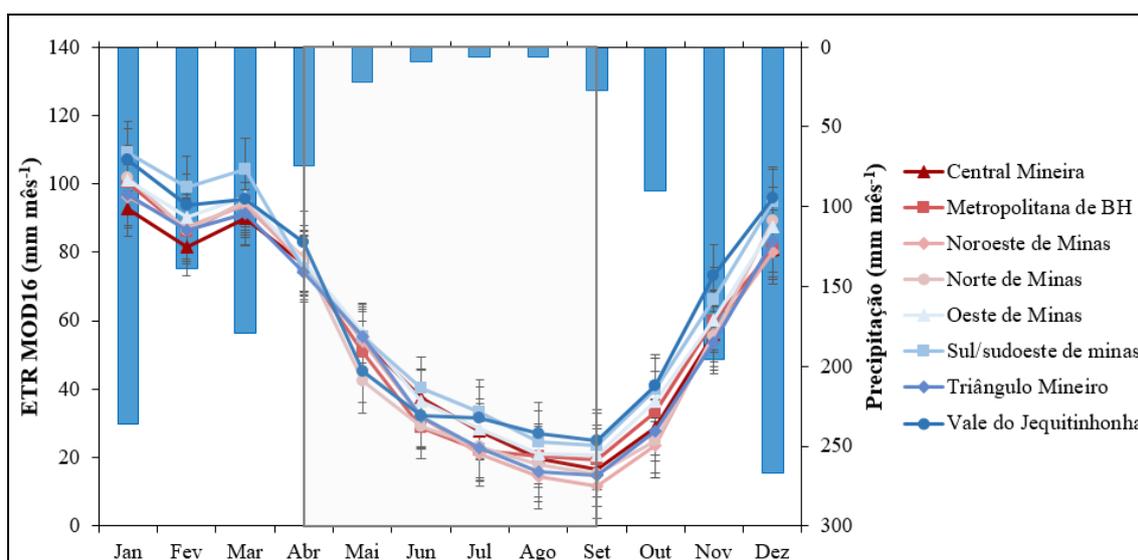


Figura 25 - Médias mensais de evapotranspiração real (MOD16A2) das pastagens cultivadas e precipitação das estações meteorológicas do INMET no Cerrado mineiro por mesorregião, com destaque para a estação seca, para o período 2003-2014.

Os resultados mostraram ainda que 67% da ETR média ocorreram durante a estação chuvosa, que vai do mês de outubro a abril. A título de ilustração, a Figura 26 apresenta espacialmente a ETR durante o período de baixa atividade fotossintética, representada pelo lado esquerdo da imagem e a direita o período com elevado vigor vegetativo (novembro a abril) para as áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, para o período de 2003-2014.

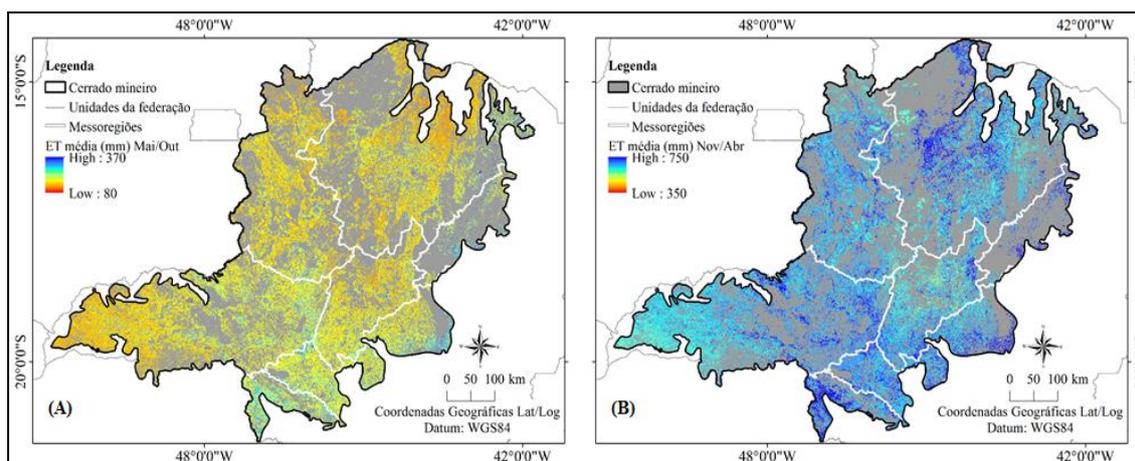


Figura 26 - Distribuição espacial da evapotranspiração real (ETR) (médias semestrais) durante as estações de baixa atividade fotossintética (maio/outubro) (A) e alta atividade fotossintética (novembro/abril) (B) das pastagens do Cerrado mineiro, para a série temporal de 2003-2014.

Esse comportamento era esperado para a região devido à marcante sazonalidade presente no bioma Cerrado (EITEN, 1972; BECERRA et al., 2012). Isso se dá pelo fato de que as pastagens possuem um sistema radicular pouco profundo, conforme já discutido anteriormente. Análises da influência da disponibilidade de água do solo na ET indicaram uma correlação positiva entre a umidade observada na zona radicular e a ET observada para áreas de pastagens (KINPPER et al., 2017).

Essa correlação positiva pode ser explicada pelo próprio mecanismo das forrageiras, pois, para muitas espécies de plantas, a condutância estomática é controlada pela VPD durante as estações de crescimento (OREN et al., 1999), ou seja, baixa umidade do solo e altas temperaturas são muitas vezes acompanhadas por VPD elevadas, levando ao fechamento parcial ou total dos estômatos (KIM et al., 2012). Assim, esses resultados elucidaram que a capacidade de adaptação das forrageiras para o período seco é baixa, reduzindo o IAF e, conseqüentemente, reduzindo as taxas fotossintéticas, mesmo para regiões de clima úmido. Além disso, evidenciam que a

disponibilidade de água no solo para forrageiras na região do Cerrado mineiro é crucial para regulamentação de taxas de evapotranspiração.

Vale ressaltar ainda que altas taxas evaporativas apresentadas durante o período chuvoso para as pastagens cultivadas no Cerrado mineiro têm suas reduções mais pronunciadas durante a seca no Norte de Minas, denotando práticas de manejo mais eficazes e maiores investimentos para essas áreas, evitado assim, um menor ganho de peso animal, uma vez que a pecuária na região norte do estado de Minas Gerais é uma das principais forças motrizes da economia.

Comportamento sazonal semelhante ao obtido neste estudo para pastagens cultivadas no Cerrado mineiro sobre a ET foi observado por Giambelluca et al. (2009) para fisionomias de campo cerrado e cerrado denso no Brasil, onde verificou-se maiores fluxos de calor latente para o verão, assim como os estudos de Ruhoff et al. (2012) para áreas de vegetação natural e cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do rio Grande; Andrade et al. (2014) para áreas de pastagens na bacia hidrográfica do Alto Tocantins, Goiás; Ferreira et al. (2014) para as pastagens na bacia hidrográfica do Rio Vermelho, Goiás; Moraes e Oliveira (2015) para o estado São Paulo; e Penatti et al. (2015) no Pantanal.

Apesar da diferença climática entre a região sul do Brasil inserida em uma região de clima subtropical com maiores volumes pluviométricos registrados em relação ao Cerrado, Ruhoff (2015) verificou o mesmo comportamento sazonal no período de 10 anos (2000-2011) para as pastagens no estado do Rio Grande do Sul, utilizando-se do produto MOD16, com máximas no verão e mínimas no inverno. O mesmo comportamento para áreas de pastagens no estado do Rio Grande do Sul também foi verificado por Scottá e Fonseca (2015) que utilizaram dados de estações meteorológicas no período de 1970 a 2011. Este comportamento é explicado devido ao aumento da temperatura no verão, pois o volume de chuvas para o estado do Rio Grande do Sul foi superior a 100 mm entre todos os meses do ano, no período de 41 anos (SCOTTÁ e FONSECA, 2015).

Analisou-se também a variabilidade espacial da evapotranspiração média anual para o mesmo período de 12 anos (Figura 27). Verificou-se que os maiores valores de ET estão situados, de modo geral, nas porções sul e sudeste do Cerrado mineiro, abrangendo as mesorregiões Sul/Sudoeste de Minas, Oeste de Minas, leste e sul da mesorregião Metropolitana de Belo Horizonte e leste do Triângulo Mineiro/Alto Parnaíba. Nessas regiões, os valores anuais de ET das pastagens cultivadas são

geralmente superiores a 800 mm ano^{-1} e relacionam-se, sobretudo, a áreas de maior NPP. Essa analogia entre os resultados da NPP e ET acontece pelo fato da ET possuir influência nos processos de produtividade nos ecossistemas (ZHANG et al., 2015). Assim, pode-se concluir que, quanto maior a evapotranspiração, maiores os níveis de produtividade das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro. Especificamente, é importante ainda destacar a existência de valores relativamente elevados para parte da mesorregião Norte de Minas (770 a $1.100 \text{ mm ano}^{-1}$), situados principalmente sobre áreas da planície do rio São Francisco.

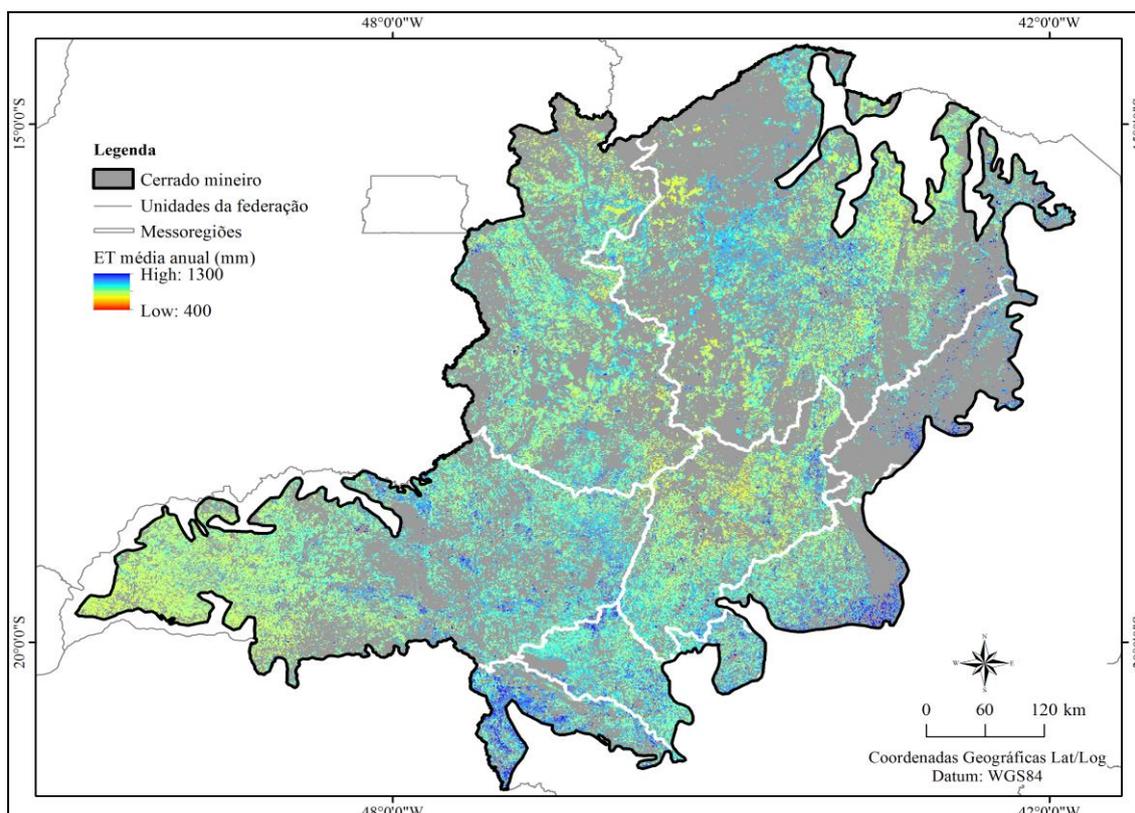


Figura 27 - Variabilidade espacial da evapotranspiração real (ETR) média anual (2003-2014) nas áreas de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro.

De maneira oposta às altas taxas de ET anual, é possível verificar valores inferiores a 800 mm ano^{-1} (79%) para grande parte da mesorregião Norte de Minas, Noroeste de Minas, região norte da Central Mineira e centro-oeste do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba. Dentre essas áreas, chama atenção a região centro-oeste do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, pois assim como na NPP, observaram-se valores baixos da ETR anual para essas áreas, mesmo sendo uma região de clima úmido. As possíveis explicações argumentadas no item 4.3.1 sobre comportamento semelhante da

NPP respaldam para esse comportamento da ETR. Valores próximos a esse estudo, em especial, para a mesorregião Norte de Minas, foram encontrados por Knipper et al. (2017) para áreas de pastagens no sudeste do Arizona, com cerca de 53% dos pixels com variação entre 400 a 600 mm ano⁻¹.

Em relação à anomalia da ETR das áreas de pastagens cultivadas para o Cerrado mineiro, observou-se um padrão atípico do produto MOD16A2 entre os anos de 2003 a 2006 (Figura 28), com alta anomalia negativa. Comportamento semelhante foi encontrado por Pennati et al (2015) para a região do Pantanal. A partir de 2007, observaram-se valores mais consistentes com o comportamento das pastagens, sendo possível verificar, a partir do segundo semestre deste mesmo ano, uma redução dos valores de ETR até o final do segundo semestre de 2008. Este comportamento é explicado pela ocorrência do evento El Niño no ano de 2007, seguido de um evento moderado de La Niña em 2008. Outro momento importante na anomalia da ETR é entre os anos de 2009-2010, onde ocorreu um evento El Niño moderado, sendo evidenciada uma melhora nos valores da NPP, conforme já discutido anteriormente.

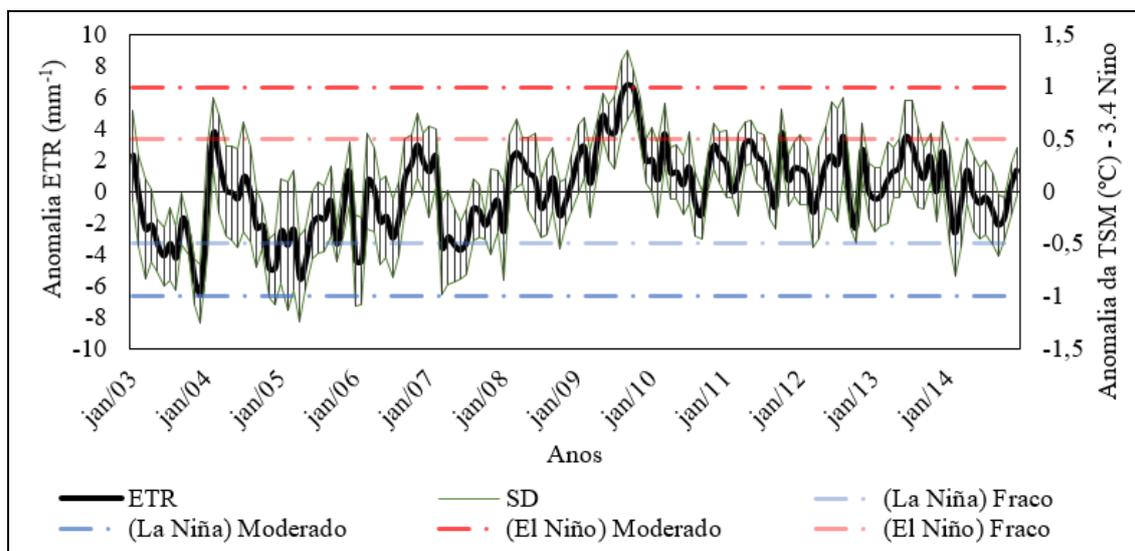


Figura 28 - Anomalias de evapotranspiração real (ETR) em mm mês⁻¹ das áreas de pastagens do Cerrado mineiro, normalizadas para o período de 2003-2014 e, a influência das anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) no Oceano Pacífico.

Entre os anos de 2011 a 2014, observou-se que a anomalia negativa correspondeu aos períodos de estiagem, acomodando o comportamento sazonal do bioma Cerrado, entretanto, nos últimos anos, foram verificadas reduções da ETR, semelhante às estações da NPP vistas na seção 4.3.1.

Quanto à tendência dos dados do produto MOD16A2, observou-se que grande parte do Cerrado apresentou tendências positivas (88%) entre os anos de 2003 a 2014 (Figura 29). É importante ressaltar que a tendência avaliada neste estudo para a ETR foi verificada apenas entre os meses de alta atividade fotossintética (outubro a abril), que tende a apresentar maiores percentuais de umidade no solo. Entretanto, quando comparado com os dados da NPP da seção 4.3.1, é possível verificar um menor número de áreas com tendências negativas (13.464 km²), exceto para a mesorregião Norte de Minas, que se assemelha pelo grande número de áreas com valores negativos. No entanto, a ET continua a ser um dos fluxos superficiais mais desafiadores de se estimar devido à dependência de numerosos parâmetros climatológicos, bem como de propriedades físicas do solo e cobertura da terra (LI et al., 2009; KIM et al., 2012).

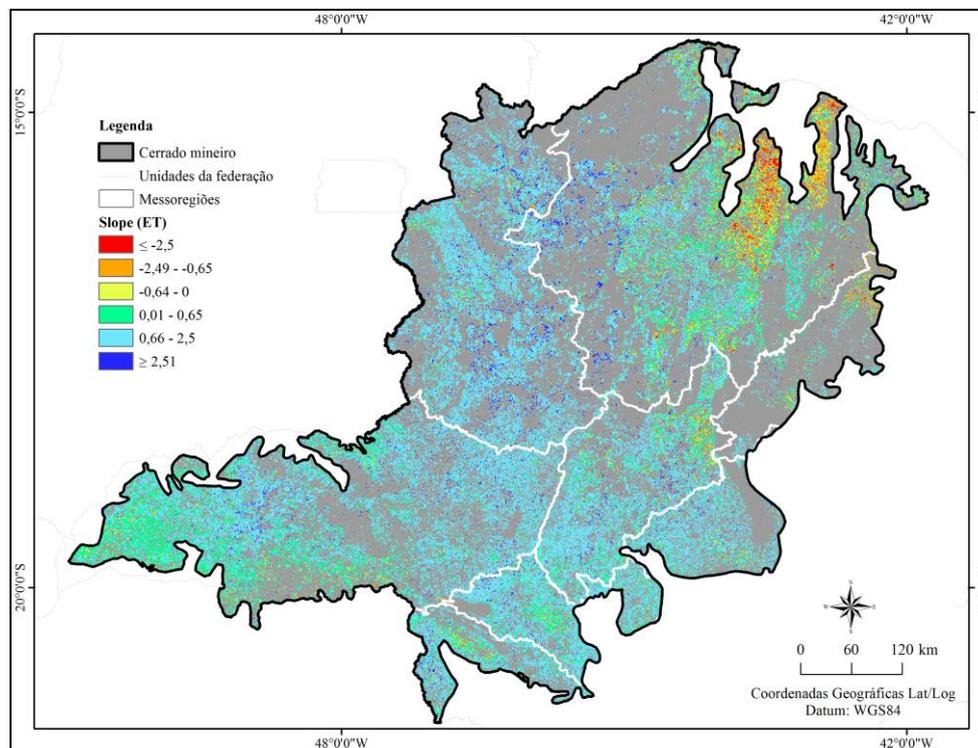


Figura 209 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (*slope*) da evapotranspiração real das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014. Estimativas realizadas a partir dos dados de evapotranspiração do produto MOD16A2 entre os anos de 2003 a 2014.

4.3.3 Eficiência do uso da água (WUE)

A variação espaço-temporal da WUE das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro para o período de 12 anos é apresentada na Figura 30. A distribuição espacial média da WUE oscilou entre 0 e 0,24, com eficiência média de 0,08 entre os anos de 2003 a 2014. As estações que mais contribuíram para aumento da WUE foram entre os anos de 2003-2004 (1ª estação) e 2005-2006 (3ª estação), com valores médios de 0,18 e 0,08, respectivamente.

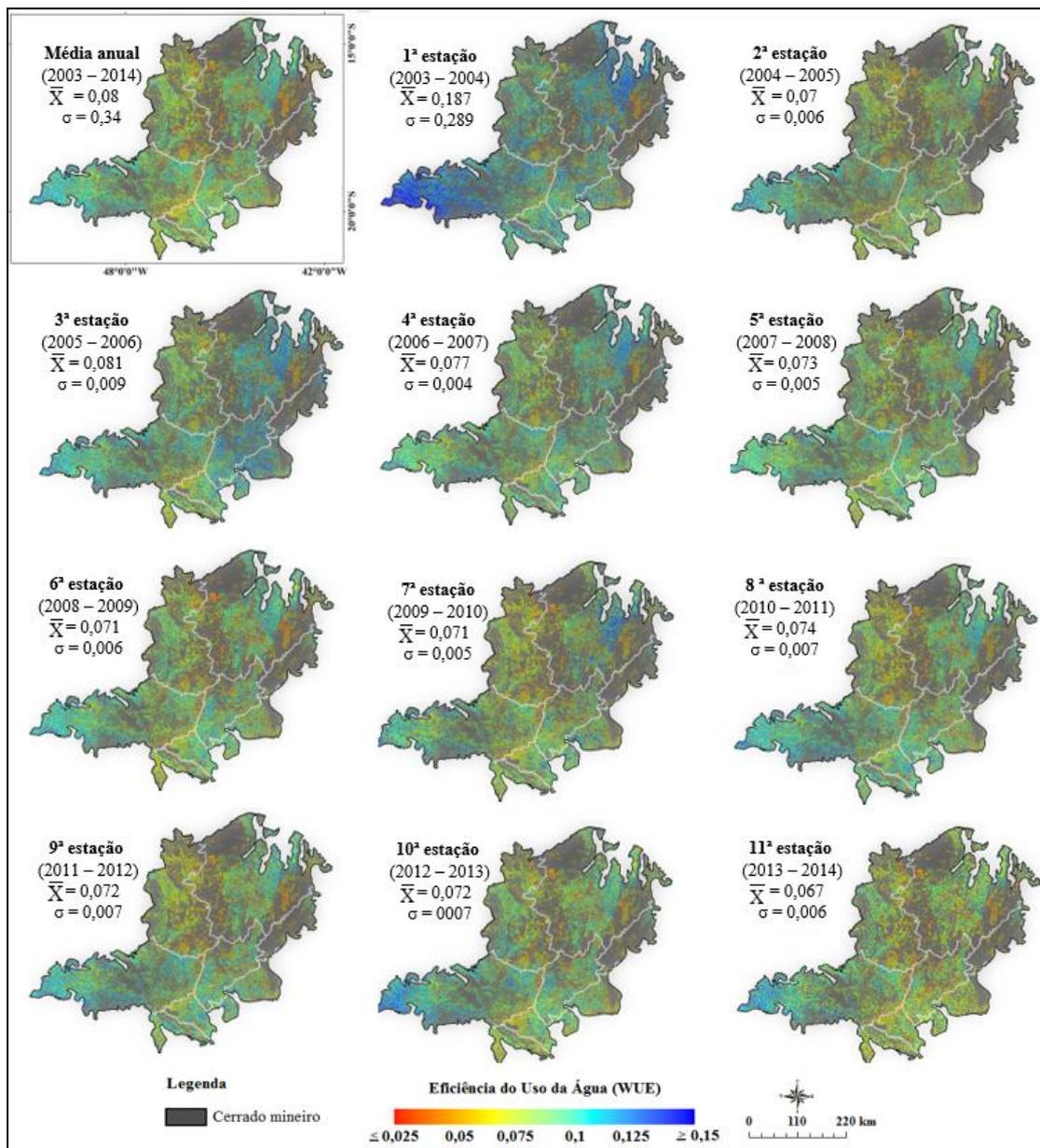


Figura 30 - Eficiência do uso da água (WUE) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014.

Dentre as oito mesorregiões do Cerrado mineiro, foi possível verificar que a região centro-norte do Norte de Minas e a região oeste do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba apresentaram os valores mais altos de WUE. Portanto, as pastagens cultivadas nessas regiões melhor utilizam a água disponível para o seu desenvolvimento. Em particular, para a mesorregião Norte de Minas, isso se deve ao fato de que a disponibilidade de água para essa região é mais limitada, o que faz com que a vegetação responda ao estresse hídrico de muitas maneiras, incluindo a assimilação crescente de água do solo para se adaptar melhor às condições adversas do ambiente. Essa analogia pode ser utilizada para explicar o comportamento da WUE na mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, pois, apesar das maiores taxas da NPP encontrar-se na parte leste dessa mesorregião, a parte oeste é caracterizada pelos menores índices de umidade do solo. Assim, por apresentar menores taxas de ETR durante o período de alta atividade fotossintética, a WUE é relativamente maior na região oeste.

Por outro lado, observou-se uma redução considerável da WUE para a mesorregião Norte de Minas ao longo dos anos. Tal comportamento pode ser explicado pela ocorrência de secas mais intensas nessa região, pois, apesar de relatos na literatura de que períodos de estiagem aumentam a WUE das plantas, as folhas fecham os estômatos quando submetidas a condições de secas mais prolongadas e altas temperaturas, reduzindo as taxas fotossintéticas e, conseqüentemente, diminuindo a NPP, e, em muitos casos chegando a perder a capacidade de resiliência (LU e ZHUANG, 2010; PONCE-CAMPOS et al., 2013; GANG et al., 2015). Isso se torna bem mais evidente quando se analisa o comportamento sazonal da WUE, sendo encontradas reduções na WUE para os períodos de estiagem no bioma Cerrado (SILVA et al., 2010).

Os dados da WUE se comportaram de forma mais semelhante com a NPP do que com a ETR. Este comportamento já era esperado, devido à redução no aumento da taxa de carbono assimilado pelas pastagens, o que refletiu de forma negativa na redução da WUE (reta de regressão: $y = -0,0012x + 0,0834$). Portanto, quanto maior a NPP, maior a WUE para as pastagens cultivadas no Cerrado mineiro. Porém, a WUE, por envolver uma relação entre NPP de um determinado tipo de cultura ou espécie e a correspondente taxa de ETR, pode exercer comportamentos distintos para áreas de pastagens, dependendo da localização geográfica, pois a WUE responde a um grande número de variáveis climatológicas e fatores antrópicos (GANG et al., 2015).

Assim, para testar a hipótese de que a NPP é a variável que mais contribui para a WUE das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, foi realizada uma análise da correlação entre os dados da WUE com a NPP e o ETR (Figura 31). Os resultados confirmaram a hipótese que a WUE possui correlação mais alta com a NPP ($R^2 = 0,25$), enquanto o coeficiente de determinação entre WUE e ETR foi de 0,01.

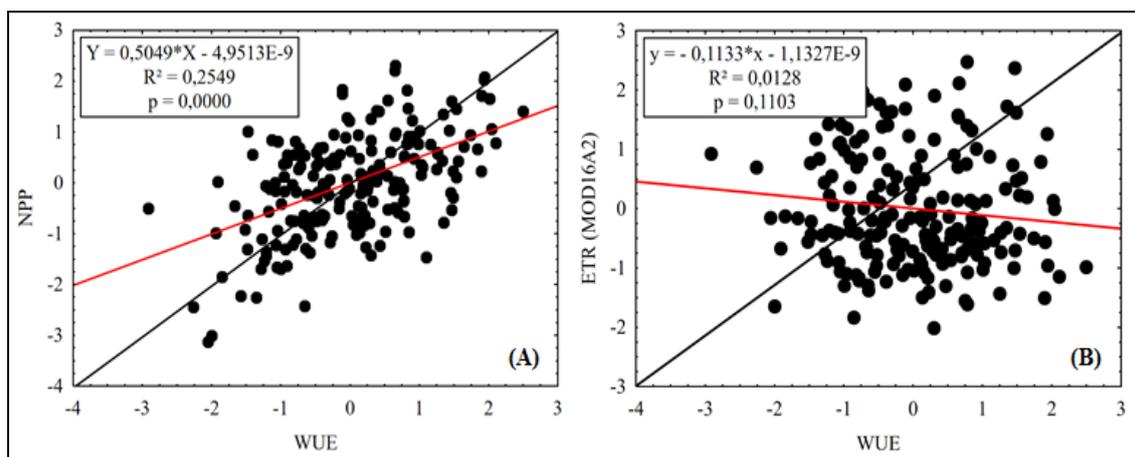


Figura 31 - Coeficiente de determinação entre a eficiência do uso da água (WUE), produtividade primária líquida (NPP) (A) e evapotranspiração real (ETR) (B) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro, normalizadas entre os anos de 2003 a 2014. A linha 1:1 é representada pela cor preta.

Na Figura 32, é mostrada uma ilustração que confirma que a WUE possui uma relação mais estreita com a NPP do que com ETR. Resultados semelhantes em ecossistemas terrestres no sul dos Estados Unidos, foram encontrados por TIAN et al. (2010) para o período de 1985 a 2007, onde observou-se uma maior WUE, devido ao aumento da NPP e estabilização das taxas de evapotranspiração. Em contrapartida, os autores supracitados contrastaram uma menor WUE entre os anos de 1895 a 1955, em virtude de baixos acréscimos da NPP e aumento da ET. Em outro estudo, avaliando os ecossistemas terrestres globais entre os anos de 2000 a 2012, Xia et al. (2015) observaram que a WUE mostrou uma tendência decrescente, e tanto a NPP como ET tendiam a aumentar. No entanto, os autores verificaram que o aumento da ET foi significativo ($p < 0,05$), ao passo que as tendências de NPP e WUE não foram significativas. Portanto, a eficiência no uso da água pode ser impactada tanto pela ET ou pela NPP.

Quanto aos resultados sobre a tendência da WUE das áreas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro (Figura 33 e Tabela 7), verificou-se um maior número de

áreas em degradação biológica 5.885.829 ha (46,15%), em comparação com o *slope* da produtividade primária líquida. Estimativas do governo federal publicadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento apontam de que 50% a 60% do total de áreas de pastagens no Bioma Cerrado estejam sobre algum nível de degradação (MAPA, 2014), o que corrobora com os resultados deste estudo para a região do Cerrado mineiro, e aponta a eficiência no uso da água como uma técnica importante para avaliação da qualidade das pastagens. Ademais, no contexto da mudança climática global, a WUE pode ser considerada uma referência importante para a atribuição de emissões de CO₂, além de estarem conectadas ao ciclo da água (LU e ZHUANG, 2010; TIAN et al., 2010; PONCE-CAMPOS et al., 2013; GANG et al., 2015; XIA et al., 2015; XUE et al., 2015).

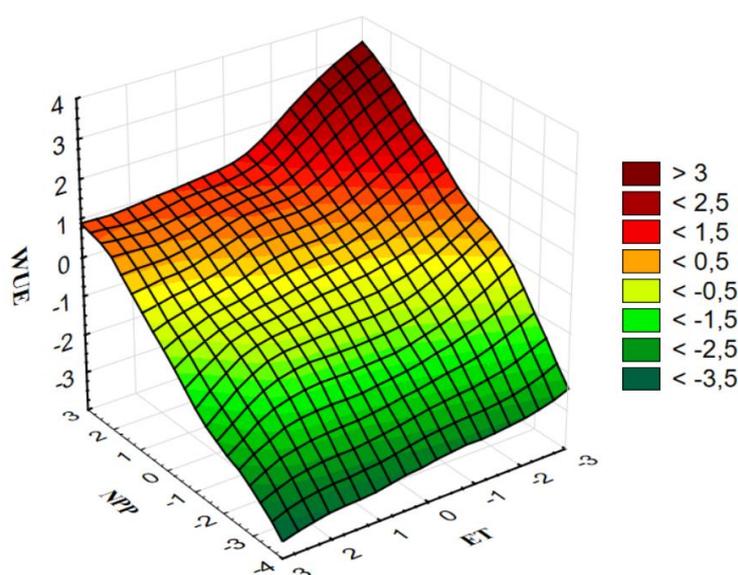


Figura 32 - Gráfico de mínimos quadrados ponderados pela distância entre eficiência no uso da água (WUE), produtividade primária líquida (NPP) e evapotranspiração real (ETR) normalizados das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, entre os anos de 2003 a 2014.

Sob outra percepção, os resultados sobre a condição das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro, tornam-se ainda mais crítico quando são incluídas as áreas de estabilidade das pastagens, chegando a um total de 63% (7.875.055 ha), pois acreditam-se que as pastagens estabilizadas possam estar em algum grau de degradação.

Em termos de área ocupada, foi feito uma análise da tendência por microrregiões (Tabela 7). Pastagens com tendência forte de degradação foram encontradas nas microrregiões de Montes Claros, Paracatu e Unaí. Pastagens com tendência de regeneração foram encontradas em Paracatu, Unaí e Araxá. Pastagens com indicativos

de estabilidade durante o período de 2003 a 2014 foram encontradas em Paracatu, Unaí e Araxá. Percebe-se que Paracatu e Unaí apresentam as maiores extensões nas três classes mencionadas de indicativos de degradação, pois são as microrregiões que apresentam as maiores coberturas em área de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro. A título de ilustração, é mostrada na Figura 34, a distribuição espacial das três principais microrregiões degradadas e em processo de regeneração das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro.

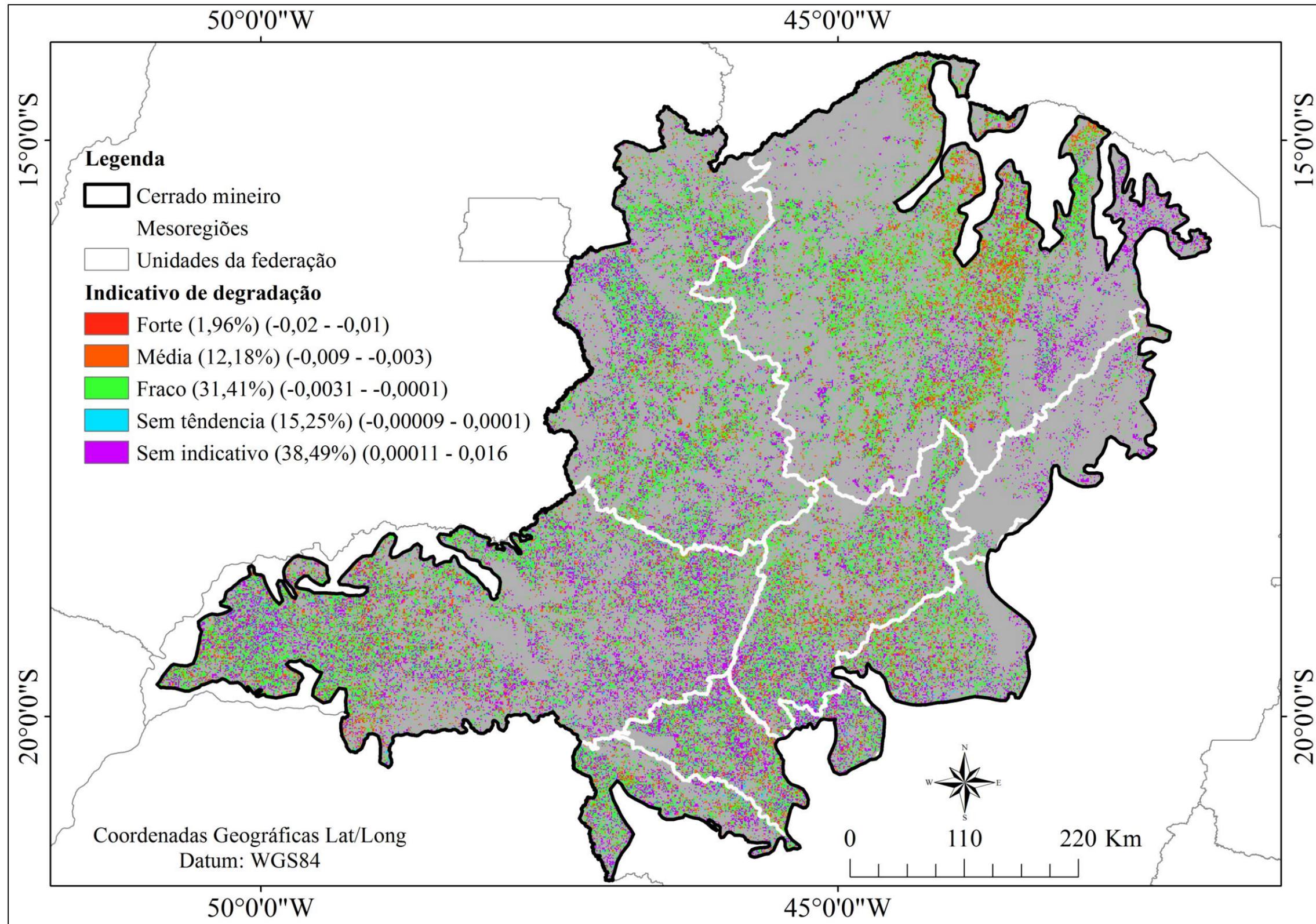


Figura 33 - Distribuição espacial do coeficiente de inclinação da linha de regressão ajustada em cada pixel (*slope*) da eficiência no uso da água (WUE) das áreas de pastagens plantadas do Cerrado mineiro entre os anos de 2003 a 2014.

Tabela 7 - Total de áreas de pastagens cultivadas com três níveis de indicativos (forte, média e fraca), e sem indicativos e tendências de processos de degradação biológica por microrregiões no Cerrado mineiro, entre 2003 e 2014.

Microrregiões	Área pastagem (ha)	Forte (ha)	Médio (ha)	Fraca (ha)	Sem indicativo (ha)	Sem tendência (ha)
Alfenas	11.859	272	2.083	3.261	5.072	1.170
Araçuaí	14.778	464	4.642	5.198	4.173	301
Araxá	454.778	6.209	41.829	112.868	241.589	52.283
Belo Horizonte	93.315	1.552	9.402	29.754	44.442	8.165
Bocaiuva	244.646	4.626	38.221	86.811	70.049	44.939
Bom Despacho	447.712	6.024	40.266	124.558	169.832	107.032
Campo Belo	64.649	1.631	9.426	19.308	17.859	16.425
Capelinha	91.972	463	6.107	22.864	58.931	3.608
Conceição M.						
Dentro	18.743	275	2.107	5.868	10.166	326
Curvelo	539.202	12.222	84.004	210.545	146.272	86.160
Diamantina	63.786	552	4.148	18.610	32.822	7.652
Divinópolis	202.452	3.278	14.204	51.817	86.984	46.169
Formiga	150.230	3.907	22.710	39.059	50.328	34.226
Frutal	681.110	23.809	82.425	218.163	208.935	147.778
Grão Mogol	158.479	1.114	9.103	31.663	108.981	7.618
Itabira	37.402	182	2.648	12.508	15.887	6.177
Ituiutaba	368.499	6.693	31.070	106.755	135.784	88.198
Janaúba	386.807	19.046	83.465	140.756	71.286	72.253
Januária	640.398	9.163	114.849	295.524	130.238	90.625
Montes Claros	966.848	28.009	201.562	397.224	192.678	147.376
Pará de Minas	42.410	548	5.935	13.330	16.978	5.619
Paracatu	1.130.718	15.243	135.484	414.546	381.919	183.526
Passos	266.122	5.175	27.326	81.434	88.239	63.947
Patos de Minas	492.048	6.790	50.273	147.341	220.040	67.604
Patrocínio	420.118	6.882	46.730	134.621	169.728	62.156
Pirapora	547.727	10.087	84.830	212.385	156.054	84.371
Piuí	434.080	7.191	43.055	113.329	174.526	95.979
Salinas	121.837	746	6.808	16.041	91.309	6.933
São S. do Paraíso	104.622	1.631	10.411	30.333	40.186	22.062
Sete Lagoas	332.097	7.409	55.068	136.325	89.106	44.188
Três Marias	377.240	14.765	76.118	143.626	98.228	44.504
Uberaba	283.546	10.766	37.873	78.136	125.410	31.361
Uberlândia	672.128	18.874	94.467	240.365	199.919	118.504
Unaí	918.828	8.198	87.465	344.304	308.506	170.356
Varginha	92.915	2.356	11.054	23.281	36.590	19.634
Total	118.74.100	246.151	1.577.169	4.062.509	3.999.045	1.989.226

Fonte: Próprio autor.

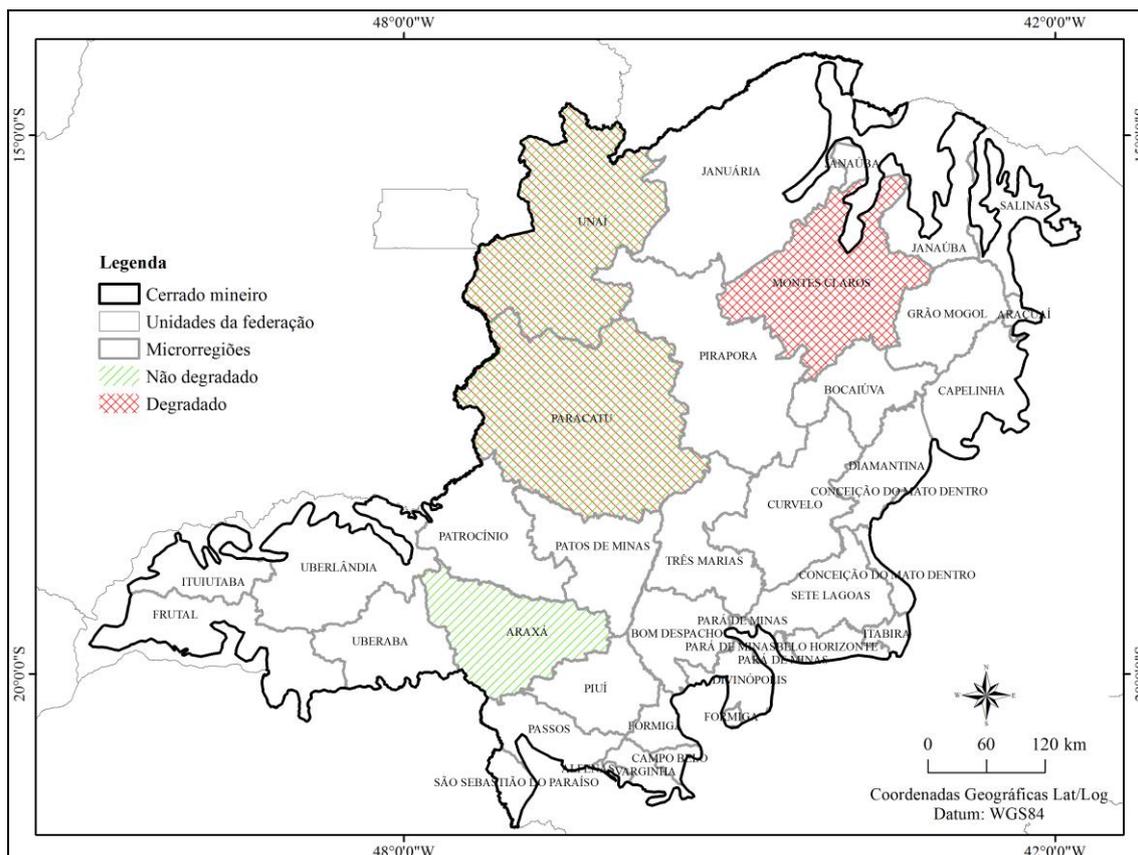


Figura 34 – Localização das microrregiões de Montes Claros (forte tendência de degradação), Unai e Paracatu (áreas mais extensas de pastagens cultivadas no Cerrado mineiro) e Araxá (sem indicativo de degradação) no Cerrado mineiro.

Diante do cenário de que grande parte das pastagens cultivadas do Cerrado apresenta algum nível de degradação, esse estudo objetivou estimar a degradação de pastagens cultivadas do Cerrado mineiro com base na técnica de eficiência no uso da água (WUE), a partir de produtos derivados do sensor MODIS. A hipótese formulada foi a de que alterações nos padrões fenológicos afetam a eficiência do uso da água das plantas e podem ser utilizadas para avaliar o processo de degradação biológica das pastagens do Cerrado mineiro. Os resultados obtidos permitiram concluir que a utilização de dados de WUE derivados de séries temporais do sensor MODIS possibilitou avaliar as condições das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro e entender a dinâmica espaço-temporal das forrageiras, consideradas essenciais para o desenvolvimento econômico do estado de Minas Gerais. Assim, pode-se afirmar que a hipótese testada foi aceita.

Ao longo dos anos, valores de NPP diminuíram principalmente na porção centro-norte e aumentaram notadamente nas regiões mais ao sul do Cerrado mineiro. Em relação às médias anuais do período de 12 anos, foi verificada uma tendência decrescente da NPP. Aqui, é importante ressaltar que os valores de NPP estimados pelo programa Timesat são radiométricos, isto é, adimensionais. Recomenda-se a realização de estudos posteriores para converter esses valores adimensionais em unidades de medida expressa em quantidade de matéria seca por unidade de área (por exemplo, kg. ha⁻¹). Essa conversão normalmente é feita de forma empírica, por meio de campanhas de amostragem de biomassa no campo.

Os produtos MOD16A2 apresentaram sensibilidade para diferenciar pastagens com diferentes volumes de biomassa. O valor médio anual de ETR foi de 690 mm, com 67% da ETR ocorrendo durante a estação chuvosa (de outubro a abril). Dados de ETR obtidos do produto MOD16A2 mostraram sensibilidade aos efeitos de precipitação, ou seja, valores anômalos de ETR foram observados tanto para anos mais chuvosos (2009-2010) como para anos com secas pronunciadas (2013-2014). Contudo, dados de ETR obtidos do sensor MODIS apresentaram tendência de subestimativa em relação aos valores observados pelas estações meteorológicas do INMET, principalmente para o período chuvoso. Esses resultados sugerem a necessidade de um estudo adicional de

calibração dos dados ETR derivados do produto MOD16A2, baseada nos dados de torres de fluxo turbulento. Entre os anos de 2003 a 2006, observou-se um comportamento atípico nos dados de ETR, conforme detectado anteriormente por Pennati et al. (2015), sendo necessários estudos mais aprofundados para averiguação dessa constatação.

A análise de tendência do WUE das pastagens cultivadas no Cerrado mineiro indicou que aproximadamente 46% (~ 5,48 milhões de hectares) das pastagens cultivadas do Cerrado mineiro encontram-se em processo de degradação biológica. As microrregiões de Montes Claros e Araxá destacaram-se por apresentarem forte tendência de degradação e ausência de indicativo de degradação, respectivamente, enquanto as microrregiões de Paracatu e Unaí destacaram-se por apresentarem as maiores extensões de pastagens cultivadas na área de estudo, com níveis variados de tendência à degradação. A técnica de WUE pode-se constituir em uma importante ferramenta para auxiliar na avaliação das condições de degradação das pastagens cultivadas do bioma Cerrado.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, D. A.; MELLO, M. P.; NOGUEIRA, S. F.; GONÇALVES, F. G.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. F. T. MODIS time series to detect anthropogenic interventions and degradation processes in tropical pasture. **Remote Sensing**, v. 9, n. 73, p. 1-20, 2017.
- ALENCAR, G. O POLOCENTRO no contexto do II PND. In: O II PND e os Programas de Desenvolvimento do Distrito Federal e do Centro-Oeste. **Estudos e Debates I**. Brasília: Senado Federal, 1975.
- ALENCAR, L. P.; SEDIYAMA, G. C.; MANTOVANI, E. C. Estimativa da evapotranspiração de referência (ET_o padrão FAO), para Minas Gerais, na ausência de alguns dados climáticos. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n.1, p. 39-50, 2015.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Roma: FAO, 1998. 300 p. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 56). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm#Contents>>. Acesso em: 10 dez. 2016.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Regiões Hidrográficas**. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>. Acesso em: 30 abr. 2017.
- ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Monitoramento da cobertura terrestre: fenologia e alterações antrópicas. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O Sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. 1ª ed., São José dos Campos: Parêntese, 2007, v. 1, p. 185-206.
- ANDRADE, R. G.; SEDIYAMA, G. C.; PAZ, A. R.; LIMA, E. P.; FACCO, A. G. Geotecnologias aplicadas à avaliação de parâmetros biofísicos do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1227-1234, 2012.
- ANDRADE, R. G.; TEIXEIRA, A. H. C.; SANO, E. E.; LEIVAS, J. F.; VICTORIA, D. C.; NOGUEIRA, S. F. Pasture evapotranspiration as indicators of degradation in the Brazilian Savanna. A case study for Alto Tocantins watershed. **Proceedings of SPIE - International Society for Optical Engineering**, v. 9239, p. 92391Z-1-92391Z-7, 2014.
- ANDRADE, R. G.; TEIXEIRA, A. H. C.; LEIVAS, J. F.; SILVA, G. B. S.; NOGUEIRA, S. F.; VICTORIA, D. C.; VICENTE, L. E.; BOLFE, E. L. Indicativo de pastagens plantadas em processo de degradação no bioma Cerrado. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 17., 2015. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 1585-1592.
- ANJOS, V. S.; SANO, E. E.; BEZERRA, H. S.; ROSA, R. Caracterização espectral-temporal de pastagens de Triângulo mineiro utilizando dados MODIS EVI2 (2000 – 2010). **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 205-215, 2013.
- ARAGÃO, L. E.; SHIMABUKURO, Y. E. Avaliação do índice de área foliar (LAI) na Amazônia. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C.

(Org.). **O sensor MODIS e suas Aplicações Ambientais no Brasil**. 1ª ed., São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 221-236.

ARAI, E.; FREITAS, R. M. Pré-processamento. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas Aplicações Ambientais no Brasil**. 1ª ed., São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 71-90.

ARANTES, A. E.; FERREIRA, L. G.; COE, M. T. The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: past, present, and future influences of land cover and land use. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 117, p. 66-78, 2016.

ASAM, S.; CALLEGARI, M.; COSTA, A.; GREGORIO, L.; GREIFENEDER, F.; MONSORNO, R.; VENTURA, B.; NOTARNICOLA, C. Phenological monitoring of alpine grassland based on innovative biophysical remote sensing products adapted to alpine areas. In: Phenology, 3, 2015, Kusadasi. **Anais...** Kusadasi: 2015. p. 66.

ASNER, G. P.; ELMORE, A. J.; OLANDER, L. P.; MARTIN, R. E.; HARRIS, A. T. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 29, n. 1, p. 261-299, 2004.

ASSAD, E. D.; MARTINS, S. A evolução de novo paradigma: agricultura de baixa emissão de carbono. **Sustentabilidade**, p. 32-34, 2015.

BACARRO, C. Unidades geomorfológicas do Triângulo Mineiro. **Sociedade & Natureza**, v.3, p. 37-42, 1991.

BADGLEY, G.; FIELD, C. B.; BERRY, J. A. Canopy near-infrared reflectance and terrestrial photosynthesis. **Science Advances**, v. 3, p. 1-5, 2017.

BALDOCCHL, D.; FALGE, E.; GU, L.; OLSON, R.; HOLLINGER, D.; RUNNING, S.; ANTHONL, P.; BERNHOFER, C.; DAVIS, K.; EVANS, R.; FUENTES, J.; GOLDSTEIN, A.; KATU, G.; LAW, B.; LEE, X.; MALHI, Y.; MEYERS, T. WILLIAM, M.; OECHEL, W.; PAW, K. T.; PLLEGAARD, K.; SCHMID, H. P.; VALENTINI, R.; VERMA, S.; VESALA, T.; WILSON, K.; WOFSY, S. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. **Bulletin of the American Meteorological Society**, V. 82, n. 11, p. 2415-2434, 2001.

BANDARU, V.; WEST, T. O.; RICCIUTO, D. M.; IZAURRALDE, R. C. Estimating crop net primary production using inventory data and MODIS-derived parameters. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, n. 80, p. 61-71, 2013.

BAPTISTA, G. M. M. Processamento de Dados Hiperespectrais. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: CNPq, 2012. p. 221-234.

BARCELLOS, A. O.; RAMOS, A. K. B.; VILELA, L.; MARTHA Jr., G. B. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego

de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira Zootecnia**, v. 37, p.51-67, 2008.

BARRAZA, V.; COUPE, N. R.; HUETE, A.; GRINGS, F.; BERINGER, J.; CLEVERLYD, J.; EAMUS, D. Estimation of latent heat flux over savannah vegetation across the North Australian tropical transect from multiple sensors and global meteorological data. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 689-703, 2017.

BARRETT, B.; NITZE, I.; GREEN, S.; CAWKWELL, F. Assessment of multi-temporal, multi-sensor radar and ancillary spatial data for grasslands monitoring in Ireland using machine learning approaches. **Remote Sensing of Environment**, v. 152, p. 109-124, 2014.

BARRIENTOS, M. S. A.; MEDINA, I. O. Comparison of satellite-derived potential evapotranspiration (MOD16A3) with in situ measurements from Quintana Roo, Mexico. In: Congreso Nacional de Ciencias Geoespaciales, I, 2016, Mexico. **Anais... México**: 2016. p. 1-4.

BECERRA, J. A. B.; ALVALÁ, R. C. S.; RANDOW, C. V. Seasonal variability of Vegetation and its relationship to rainfall and fire in the Brazilian tropical savanna. In: RAMIREZ, B. E. (Org.). **Remote Sensing - Applications**. Croatia: InTech, 2012, v. 1, p. 77-98.

BERRAHMOUNI, N.; PARFONDRY, M.; P. REGATO, P.; SARRE, A. Restoration of degraded forests and landscapes in drylands: guidelines and way forward. **Unasylva: An International Journal of Forestry and Forest Industries**, v. 66, n. 245, p. 37-43, 2015.

BEURS, K. M.; HENEGBRY, G. M. Spatio-temporal statistical methods for modelling land surface phenology. In: **Phenological Research**, Ed: Springer, 2010.

BORGES, E. F.; SANO, E. E. Caracterização fenológica da cobertura vegetal do Oeste da Bahia a partir de séries temporais de EVI do sensor MODIS. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66, p. 1265-1280, 2014.

BORGES, E. F.; SANO, E. E.; MEDRADO, E. Radiometric quality and performance of TIMESAT for smoothing moderate resolution imaging spectroradiometer enhanced vegetation index time series from western Bahia State, Brazil. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 8, p. 1-21, 2014.

BOUCHET, R. J. Évapotranspiration réelle et potentielle, signification climatique. **International Association of Scientific Hydrology**. v. 2., n. 62, p. 134-142, 1963.

BRADLEY, B. A.; JACOB, R. W.; HERMANCE, J. F.; MUSTARD, J. F. A curve fitting procedure to derive inter-annual phenologies from time series of noisy satellite NDVI data. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, p. 137-145, 2007.

BRASIL. **COP**: Panorama. 2013. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/cop/panorama/oque-o-brasil-esta-fazendo/metas-domesticas>>. Acesso em: 11 dez. 2016.

BUEREN, S. K. V.; BURKART, A.; HUENI, A.; RASCHER, U.; TUOHY, M. P.; YULE, I. J. Deploying four optical UAV-based sensors over grassland: challenges and limitations. **Biogeosciences**, v. 12, p. 163-175, 2015.

CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. **Bragantia**, v.59, n.2, p. 125-137, 2000.

CÂNDIDO, M. J. D.; ARAÚJO, G. G. L.; CAVALCANTE, M. A. B. Pastagens no ecossistema semi-árido brasileiro: atualização e perspectivas futuras. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 42, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBZ, 2005. p. 85-94.

CARLSON, T. N.; RIZILEY, D. A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote Sensing of Environment**, v. 62, p. 241-252, 1997.

CARVALHO, L. G.; OLIVEIRA, M. S.; ALVES, M. C.; VIANELLO, R. L.; SEDIYAMA, G. C.; CASATRO NETO, P.; DANTAS, A. A. A. Clima. In: SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. **Zoneamento ecológico-econômico do estado de Minas Gerais componentes geofísico e biótico**. Lavras, MG: UFLA, 2008. p. 89-102.

CHEN, J.; JÖNSSON, P.; TAMURA, M.; GU, Z.; MATSUSHITA, B.; EKLUNDH, L. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky-Golay filter. **Remote Sensing Environment**, v. 91, n.3, p. 322-344, 2004.

CHEN, B.; ZANG, X.; TAO, J.; WU, J.; WANG, J.; SHI, P.; ZHANG, Y.; YU, C. The impact of climate change and anthropogenic activities on alpine grassland over the Qinghai-Tibet Plateau. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 189-190, p 11-18, 2014.

CHURKINA, G.; RUNNING, S. W. Contrasting climatic controls on the estimated productivity of global terrestrial biomes. **Ecosystems**, v. 1, p. 206-215, 1998.

CLEUGH, H. A.; LEUNING, R.; MU, Q.; RUNNING, S. W. Regional evaporation estimates from flux tower and MODIS satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, n. 285, p. 304, 2007.

COLE, M. M. **The savanas: biogeography**. London: Academic Press, 1986. 438 p.

COSTA, K. A. P.; ROSA, B.; OLIVEIRA, I. P.; CUSTÓDIO, D. P.; SILVA, D. C. Efeito da estacionalidade na produção de matéria seca e composição bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. *Marandu*. **Ciência Animal Brasileira**, v. 6, n. 3, p. 187-193, 2005.

D'ANGIOLELLA, G. L. B.; VASCONCELLOS, V. L. D. Planilha eletrônica para cálculo do balanço hídrico climatológico normal utilizando diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.11, n.2, p. 375-378, 2003.

D'ANGIOLELLA, G. L. B.; VASCONCELLOS, V. L. D. BHÍDRICO GD 4.0-2004: Planilha eletrônica para cálculo do balanço hídrico climatológico. **Revista Bahia Agrícola**, v. 6, n. 3, p. 14-16, 2004.

DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V.; CATTANIO, J. H.; ACKERMAN, I. L.; CARVALHO, J. E. M. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. **Biogeochemistry**, v. 48, n. 1, p. 53-69, 2000.

DIAO, C.; WANG, L. Incorporating plant phenological trajectory in exotic saltcedar detection with monthly time series of Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 7, n. 5, p. 466-475, 2016.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens**: processos, causas e estratégias de recuperação. 4ª ed., Belém: MDBF, 2011, 215 p.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014, 36 p. (Documentos, 402).

DIDAN, K. **MODIS vegetation index production algorithms**. MODIS Vegetation Workshop, Missoula, MO, p. 15-18, 2002.

ECKERT, S.; HÜSLER, F.; LINIGER, H.; HODEL, E. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. **Journal of Arid Environments**, v. 113, p. 16-28, 2015.

EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

EKLUNDH, L.; JÖNSSON, P. **Timesat 3.1: Software Manual**. Lund University and Malmö University, Suécia, 82 p., 2012.

EKLUNDH, L.; OLSSON, L. Vegetation index trends for the African Sahel 1982–1999. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 8, p. 13-1 – 13-4, 2003.

ESQUERDO, J. C. D. M.; COUTINHO, A. C.; ANTUNES, J. F.G. Uso combinado de dados NDVI/MODIS dos satélites Terra e Aqua no monitoramento multi-temporal de áreas agrícolas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XVI., 2013, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 431-437.

FAO. Food and Agriculture Organization. **World agriculture: towards 2015/2030 - Prospects by Major Sector**. Roma, 2003. Disponível em: <www.fao.org/3/a-y4252e.pdf>. Acesso em 25 fev. 2015.

FASSNACHT, F. E.; LI, L.; FRITZ, A. Mapping degraded grassland on the eastern Tibetan plateau with multi-temporal Landsat 8 data - where do the severely degraded areas occur? **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 42, p. 115-127, 2015.

- FAVA, F.; COLOMBO, R.; BOCCHI, S.; ZUCCA, C. Assessment of Mediterranean pasture condition using MODIS normalized difference vegetation index time series. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 6, Paper 063530, 12 p., 2012.
- FENSHOLT, R.; SANDHOLT, I.; RASMUSSEN, M. S. Evaluation of MODIS LAI, FAPAR and the relation between FAPAR and NDVI in a semi-arid environment using *in situ* measurements. **Remote Sensing Environment**, v. 91, p. 490-507, 2004.
- FER, I.; TIETJEN, B.; JELTSCH, F.; WOLFF, C. Accounting for El Niño-Southern Oscillation influence becomes urgent for predicting future East African ecosystem responses. **Biogeosciences**, v. 49, p. 1-49, 2017.
- FERNANDES, F. H. S.; MOREIRA, A. A.; NERY, C. V. M. Dinâmica do uso e ocupação do solo da área desapropriada do lago artificial do Bico da Pedra, no norte do estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, 2014.
- FERREIRA, L. G.; SANO, E. E.; FERNANDEZ, L. E.; ARAÚJO, F. M. Biophysical characteristics and fire occurrence of cultivated pastures in the Brazilian savanna observed by moderate resolution satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 1, p. 154-167, 2013.
- FERREIRA, L. G.; SOUSA, S. B.; ARANTES, A. E. **Radiografia das pastagens do Brasil**: Relatório final, LAPIG/UFMG e SAE/PR, Goiânia, dez. 2014. Disponível em: <http://eco-financas.web1325.kinghost.net/wp-content/uploads/2015/01/relatorio_sae_final-v8_10_12_14.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2016.
- FERRETTI, D. F.; PENDAL, E.; MORGAN, J. A.; NELSON, J. A.; LECAIN, D.; MOSIER, A. R. Partitioning evapotranspiration fluxes from a Colorado grassland using stable isotopes: Seasonal variations and ecosystem implications of elevated atmospheric CO₂. **Plant and Soil**, v. 254, p. 291-303, 2003.
- FGV. Fundação Getúlio Vargas. **Intensificação da pecuária brasileira: seus impactos no desmatamento evitado, na produção de carne e na redução de emissões de gases de efeito estufa**. Sumário executivo, p. 15, 2016.
- FREITAS, R. M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; SOUZA, A. F.; SATO, F. Y.; SHIMABUKURO, Y. E.; ROSA, R. R.; ANDERSON, L. O.; RUDORFF, B. F. T. Virtual laboratory of remote sensing time series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. **Journal of Computational Interdisciplinary Sciences**, v. 2, n. 1, p. 57-68, 2011.
- FRIEDL, M. A.; SULLA-MENASHE, D.; TAN, B.; SCHNEIDER, A.; RAMANKUTTY, N.; SIBLEY, A.; HUANG, X. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 168-182, 2010.
- GALVÃO, A. C.; RODRIGUES, R. F. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2005. Disponível em:

<http://www.mi.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=0aa2b9b5-aa4d-4b55-a6e1-82faf0762763&groupId=24915>. Acesso em: 10 fev. 2017.

GANG, C.; ZHOU, W.; CHEN, Y.; WANG, Z.; SUN, Z.; LI, J.; QI, J.; ODEH, I. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, p. 4273-4282, 2014.

GANG, C.; WANG, Z.; ZHOU, W.; CHEN, Y.; LI, J.; CHEN, J.; QI, J.; ODEH, I.; GROISMAN, P. Y. Assessing the spatiotemporal dynamic of global grassland water use efficiency in response to climate change from 2000 to 2013. **Journal Agronomy and Crop Science**, p. 1-12, 2015.

GAO, Q.; LI, Y.; WAN, Y.; LIN, E.; XIONG, W.; JIANGCUN, W.; WANG, B.; LI, W. Grassland degradation in northern Tibet base on remote sensing data. **Journal of Geographical Sciences**, v. 16, n. 2, p. 165-173, 2006.

GAO, Q.; WAN, Y.; XU, H.; LI, Y.; JIANGCUN, W.; BORJIGIDAI, A. Alpine grassland degradation index and its response to recent climate variability in Northern Tibet, China. **Quaternary International**, v. 226, p. 143-150, 2010.

GAO, Q.; SCHWARTZ, M. K.; ZHU, W.; WAN, Y.; QIN, X.; MA, X.; LIU, S.; WILLIAMSON, M. A.; PETERS, C. B.; LI, Y. Changes in global grassland productivity during 1982 to 2011 attributable to climatic factors. **Remote Sensing**, v. 8, n. 384, p. 1-12, 2016.

GANG, C.; ZHOU, W.; CHEN, Y.; WANG, Z.; SUN, Z.; LI, J.; QI, J.; ODEH, I. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, p. 4273-4282, 2014.

GIAMBELLUCA, T. W.; SCHOLZ, F. G.; BUCCI, S. J.; MEINZER, F. C.; GOLDSTEIN, G.; HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C.; BUCHERT, M. P. Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, n. 8, p. 1365-1376, 2009.

GLENN, E. P.; HUETE, A. R.; NAGLER, P. L.; NELSON, S. G. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors**, v. 8, p.2136-2160, 2008.

GONG, Z.; KAWAMURA, K.; ISHIKAWA, N.; GOTO, M.; WULAN, T.; ALATENG, D.; YIN, T.; ITO, Y. MODIS normalized difference vegetation index (NDVI) and vegetation phenology dynamics in the Inner Mongolia grassland. **Solid Earth**, v. 6, p. 1185–1194, 2015.

GONSAMO, A.; CHEN, J. M.; LOMBARDOZZI, D. Global vegetation productivity response to climatic oscillations during the satellite era. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3414-3426, 2016.

GUO, X.; PRICE, K. P.; STILES, J. Grasslands discriminant analysis using Landsat TM single and multitemporal data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 11, p. 1255–1262, 2003.

HAGEN, S. C.; HEILMAN, P.; MARSETT, R.; TORBICK, N.; SALAS, W.; VAN RAVENSWAY, J.; QI, J. Mapping total vegetation cover across western rangelands with moderate-resolution imaging spectroradiometer data. **Rangeland Ecology & Management**, v. 65, n. 5, p. 456-467, 2012.

HANSON, R. L. Evapotranspiration and droughts. In: National Water Summary 1988-89 - Hydrologic Events and Floods and Droughts, 99-104. R. W. PAULSON, E. B. CHASE, R. S. ROBERTS, AND D. W. MOODY, compilers. USGS Water Supply Paper 2375. Washington, D. C.: U. S. Geological Survey, 1991. Disponível em: <<https://geochange.er.usgs.gov/sw/changes/natural/et/>>. Acesso em: 28 nov. 2016.

HAYERD, V.; SMITH, B.; TRUDINGER, C. Dryland vegetation response to wet episode, not inherent shift in sensitivity to rainfall, behind Australia's role in 2011 global carbon sink anomaly. **Global Change Biology**, v. 22, p. 2315-2316, 2016.

HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, v. 451, p. 289-292, 2008.

HERRMANN, S. M.; ANYAMBA, A.; TUCKER, J. C. Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. **Global Environmental Change**, v. 15, p. 394-404, 2005.

HOTT, M. C.; CARVALHO, L. M. T.; ANTUNES, M. A. H.; ALVES, H. M. C.; ROCHA, W. S. D. Estimativa de expoentes de Hurst para séries temporais de imagens NDVI/MODIS em regiões de pastagens da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. p. 4065-4072.

HUANG, J.; YU, H.; GUAN, X.; WANG, G.; GUO, R. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, p. 166-171, 2016.

HUBER-SANNWALD, E., MAESTRE, F. T., HERRICK, J. E., REYNOLDS, J. F. Ecohydrological feedbacks and linkages associated with land degradation: a case study from Mexico. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 3395-3411, 2006.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p. 295-309, 1988.

HUETE, A. R.; LIU, H. Q. An error and sensitivity analysis of the atmospheric- and soil-correcting variants of the NDVI for the MODIS-EOS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 23, n. 4, p. 897-905, 1994.

HUETE, A. R.; LIU, H. Q.; BATCHILY, K.; LEEUWEN, W. V. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images. **Remote Sensing of Environment**, v. 59, n. 3, p. 440-451, 1997.

- HUETE, A. R.; JUSTICE, C.; VAN LEEUWEN, W. **MODIS vegetation index (MOD13)**: Algorithm theoretical basis document. NASA, 1999. Disponível em: <http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf>. Acesso: 15 jan. 2016.
- HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 195-213, 2002.
- HUETE, A. R.; DIDAN, K.; VAN LEEUWEN, W.; MIURA, T.; GLENN, E. MODIS Vegetation Indices. In: RAMACHANDRAN, B., JUSTICE, C. O., ABRAMS, M. J. (Eds.). **Land Remote Sensing and Global Environmental Change: NASA's Earth Observing System and the Science of ASTER and MODIS**. Nova York: Springer, 2011, p. 1-50.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/>>. Acesso em: 25 nov. 2016.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de geomorfologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv66620.pdf>>. Acesso em: 09 fev. 2017.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades@**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=31&search=minas-gerais>>. Acesso em: 02 jun. 2016.
- IMAFLORA. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013) setor de agropecuária**. Documento de análise: Observatório do clima. São Paulo, 2015, 57 p. Disponível em: <http://www.imaflora.org/politicas-de-interesse-publico_mudancas-climaticas.php>. Acesso em: ago. 2016.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: fev. 2017.
- ITANO, S.; TOMIMATSU, H. Reflectance spectra for monitoring green herbage mass in Zoysia-dominated pastures. **Grassland Science**, v. 57, p. 9-17, 2011.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução José Carlos Neves Epiphânio (coord.) et al. São Paulo: Parêntese, 2009.
- JENSEN, J. R.; COOMBS, C.; PORTER, D.; JONES, B.; SCHILL, S.; WHITE, D. Extraction of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) biomass and leaf area index parameters from high resolution imagery. **Geocarto International**, v. 13, n. 4, p. 25-46, 1998.

JESUS, L. C. F. **A ocupação dos cerrados: o POLOCENTRO e seus impactos em Minas Gerais**. Campinas, UNICAMP, 1998, 81 f. monografia (Graduação em Economia).

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 40, n. 8, p. 1824-1832, 2002.

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. TIMESAT: a program for analyzing time-series of satellite sensor data. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 1, p. 833-845, 2004.

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. **TIMESAT 3.1** - software manual. Lund: Lund University, 2012, 82 p. Disponível em: <<http://www.nateko.lu.se/TIMESAT/timesat.asp>> Acesso em: 15 mar. 2016.

JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G.; HOLBEN, B. N.; TUCKER, C. J. Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 6, n. 8, p. 1271-1318, 1985.

JUSTICE, C. O.; GIGLIO, L.; KORONTZ, S.; OWENS, J.; MORISETTE, J. T.; ROY, D.; DESCLOITRES, J.; ALLEAUME, S.; PETITCOLIN, F.; KAUFMAN, Y. The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 244-262, 2002.

KAWAMURA, K.; BETTERIDGE, K.; SANCHES, I. D.; TUOHY, M. P.; COSTALL, D.; INOUE, Y. Field radiometer with canopy pasture probe as a potential tool to estimate and map pasture biomass and mineral components: a case study in the Lake Taupo catchment, New Zealand. **New Zealand of Agricultural Research**, v. 52, p. 417-434, 2009.

KEMP, D.; MICHALK, D. Preface: Revitalising grasslands to sustain our communities. In: International Grassland Congress, 22., 2013, Austrália. **Anais...** Austrália: 2013. Disponível em: <<http://www.internationalgrasslands.org/>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

KICHEL, A. N.; COSTA, J. A. A.; ALMEIDA, R. G. Vantagens da recuperação e renovação de pastagens degradadas com a utilização de sistemas integrados de produção agropecuária. **Revista Agro & Negócios**, v.11, n.14, p.48-50, 2012.

KIM, H. W.; HWANG, K.; MU, Q.; LEE, S. O.; CHOI, M. Validation of MODIS 16 Global Terrestrial Evapotranspiration Products in Various Climates and Land Cover Types in Asia. **Journal of Civil Engineering**, v. 16, n. 2, p. 229-238, 2012.

KNIPPER, K.; HOGUE, T.; SCOTT, R.; FRANZ, K. Evapotranspiration estimates derived using multi-platform remote sensing in a semiarid region. **Remote Sensing**, v. 9, n. 184, 2017.

KROSS, A. S. E.; ROULET, N. T.; MOORE, T. R.; LAFLEUR, P. M.; HUMPHREYS, E. R.; SEAQUIST, J. W.; FLANAGAN, L. B.; AURELA, M. Phenology and its role in carbon dioxide exchange processes in northern peatlands. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 119, p.1370-1384, 2014.

LAMBERS, H.; CHAPIN, F. S.; PONS, T. J. Photosynthesis. In: LAMBERS, H.; CHAPIN, F. S.; PONS, T. J. (Org.) **Plant Physiological Ecology**. 2^a ed., Nova York: Springer-Verlag, 2008, p. 11-99.

LI, Z. L.; TANG, R.; WAN, Z.; BI, Y.; ZHOU, C.; TANG, B.; YAN, G.; ZHANG, X. A review of current methodologies for regional evapotranspiration from remotely sensed data. **Sensors**, v. 9, p. 3801-3853, 2009.

LI, X.; LIANG, S.; YU, G.; YUAN.; CHENG, X.; XIA, J.; ZHAO, T.; FENG, J.; MA, Z.; MA, M.; LIU, S.; CHEN, J.; SHAO, C.; LI, S.; ZHANG, X.; ZHANG, Z.; CHEN, S.; OHTA, T.; VARLAGIN, A.; MIYATA, A.; TAKAGI, K.; SAIQUSA, N.; KATO, T. Estimation of gross primary production over the terrestrial ecosystems in China. **Ecological Modelling**, v. 261-262, p. 80-92, 2013.

LIANG, L.; SCHWARTZ, M. D.; ZHANG, X. Mapping temperate vegetation climate adaptation variability using normalized land surface phenology. **Climate**, v. 24, n. 4, p. 1-12, 2016.

LIU, S.; WANG, T.; GUO, J.; QU, J.; AN, P. Vegetation change based on SPOT-VGT data from 1998-2007, northern China. **Environment Earth Science**, v. 60, p. 1459-1466, 2010.

LOBATO, J. F. P.; FREITAS, A. K.; DEVINCENZI, T.; CARDOSO, L. L.; TAROUCO, J. U.; R. M. VIEIRA, R. M.; DILLENBURG, D. R.; CASTRO, I. Brazilian beef produced on pastures: Sustainable and healthy. **Meat Science**, v. 98, p. 336-345, 2014.

LU, X.; ZHUANG, Q. Evaluating evapotranspiration and water-use efficiency of terrestrial ecosystems in the conterminous United States using MODIS and AmeriFlux data. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 1924-1939, 2010.

MA, X.; HUETE, A.; YU, Q.; COUPE, N. R.; DAVIES, K.; BROICH, M.; RATANA, P.; BERINGER, J.; HUTLEY, L. B.; CLEVERLY, J.; BOULAIN, N.; EAMUS, D. Spatial patterns and temporal dynamics in savanna vegetation phenology across the North Australian Tropical Transect. **Remote Sensing of Environment**, v. 139, p. 97-115, 2013.

MA, X.; HUETE, A.; CLEVERLY, J.; EAMUS, D.; CHEVALLIER, F.; JOINER, J.; POULTER, B.; ZHANG, Y.; GUANTER, L.; MEYER, W.; XIE, Z.; CAMPOS, G. P. Drought rapidly diminishes the large net CO₂ uptake in 2011 over semi-arid Australia. **Scientific Reports**, v. 6, n. 37747, p. 1-9, 2016.

MACEDO, M. C. M. Degradação de pastagens: conceitos e métodos de recuperação. In: Simpósio Sustentabilidade da Pecuária de Leite no Brasil. **Anais...** Editado por VILELA, D.; MARTINS, C. E.; BRESSAN, M.; CARVALHO, L. A. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite. p.137-150, 1999.

MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H.; KICHEL, A. N.; ALMEIDA, R. G.; ARAÚJO, A. R. **Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação, e formas de mitigação**. Geodegrade, 2012. Disponível em: <<http://www.geodegrade.cnpm.embrapa.br/documents/16/38dd5196-1ad9-460b-8ca6-52c807c03fb7>>. Acesso em: 21 jan. 2016.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, Coordenação da Casa Civil da Presidência da República. Brasília: MAPA/ACS, 2012. 173 p. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/download.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2016.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Embrapa mapeia degradação das pastagens do Cerrado**. Brasília: MAPA, 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2361250/embrapa-mapeia-degradacao-das-pastagens-do-cerrado>>. Acesso em: 14 mai. 2017.

MARTHA Jr., G. B.; VILELA, L. **Pastagens no Cerrado: baixa produtividade pelo uso limitado de fertilizantes**. Brasília: Embrapa Cerrados, 32 p., 2002 (Documentos, 50).

MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FILIZOLA, N.; SONDAG, F. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon river assessed by monitoring network and satellite data. *Catena*, v. 79, p. 257-264, 2009.

MAXWELL, R. M.; CONDON, L. E. Connections between groundwater flow and transpiration partitioning. *Science*, v. 353, n. 6297, 2016.

MCWILLIAM, J. R. Response of pasture plants to temperature. In: WILSON, J. R. (Ed.). **Plant Relation in Pasture**. Melbourne: CSIRO, 1978. p. 17-34.

MEIRELLES, M. L.; FRANCO, A. C.; FARIAS, S. E. M.; BRACHO, R. Evapotranspiration and plant atmospheric coupling in a *Brachiaria brizantha* pasture in the Brazilian savannah region. *Grass and Forage Science*, v. 66, p. 206-213, 2011.

MELAAS, E. K.; FRIEDL, M. A.; ZHU, Z. Detecting interannual variation in deciduous broadleaf forest phenology using Landsat TM/ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, v. 132, p. 176-185, 2013.

MINGWEI, Z.; QINGBO, Z.; ZHONGXIN, C.; JIA, L.; YONG, Z.; CHONGFA, C. Crop discrimination in northern China with double cropping systems using Fourier analysis of time-series Modis data. *International Journal of Applied Observation and Geoinformation*, v. 10, n. 4, p. 476-485, 2008.

MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; RIBEIRO, A.; COSTA, J. M. El Niño: ocorrência e duração dos veranicos do Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 3, p. 364-371, 2005.

MIRANDA, R. Q.; GALVÍNCIO, J. D.; MOURA, M. S. B.; JONES, C. A.; SRINIVASAN, R. Reliability of Modis evapotranspiration products for heterogeneous dry forest: a study case of Caatinga. **Advances in Meteorology**, v. 2017, p. 11-14, 2017.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: **Projeto TerraClass Cerrado 2013**. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/projeto-terraclass>>. Acesso em: 20 maio 2016.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Relatório Técnico de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite: Monitoramento do Bioma Cerrado 2009-2010**. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf>. Acesso em: 20 set. 2014.

MOHAMMADI, A.; COSTELLOE, J. F.; RYU, D. Evaluation of remotely sensed evapotranspiration products in a large scale Australian arid region: Cooper Creek, Queensla. In: International Congress on Modelling and Simulation, XXI., 2015, Gold Coast. **Anais...** Gold Coast: 2015, p. 2346-2352.

MONTEITH, J. L. Evaporation and Environment. In: Symposia of the Society for Experimental Biology, University Press, XIX., 1965, Estados Unidos. **Anais...** Estados Unidos: 2009, p. 205-234.

MORAES, E. C.; OLIVEIRA, G. Utilização de dados MOD16 para análise da evapotranspiração em remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de São Paulo entre 2000 e 2010. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XVII., 2015. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 1059-1066.

MU, Q.; HEINSCH, F. A.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. **Remote Sensing of Environment**, v. 111, p. 519-536, 2007.

MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 1781-1800, 2011.

MUELLER, C. C.; MARTHA Jr, G. B. A agropecuária e o desenvolvimento socioeconômico recente do Cerrado. In: FALEIRO, F.; FARIAS NETO, A. (Orgs.). **Savanas - Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2008, p. 105-169.

MYNENI, R. B.; YANGA, W.; NEMANI, R. R.; HUETE, A. R.; DICKINSON, R. E.; KNYAZIKHIN, Y.; DIDAN, K.; FU, R.; JUÁREZ, R. I. N.; SAATCHI, S. S.; HASHIMOTO, H.; ICHII, K.; SHABANOV, N. V.; TAN, B.; RATANA, P.; PRIVETTE, J. L.; MORISETTE, J. T.; VERMOTE, E. F.; ROY, D. P.; WOLFE, R. E.; FRIEDL, M. A.; RUNNING, S. W.; VOTAVA, P.; ELSALEOUS, N.; DEVADIGA, S.; SU, Y.; SALOMONSON, V. V. Large seasonal swings in leaf area of Amazon

rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 12, p. 4820-4823, 2007.

NAN, Z. B. **Remote Sensing Application to Grassland Monitoring**. Lanzhou, China: Gansu Grassland Ecological Research Institute, 1999.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. **MODIS Reprojection tool user's manual**. 4.1 ed. Sioux Falls, South Dakota, 2011.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. MODIS Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer: **Specifications**. Disponível em: <<http://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php>>. Acessado em: 02 mai. 2016.

NEMANI, R. R.; KEELING, C. D.; HASHIMOTO, H.; JOLLY, W. M.; PIPER, S. C.; TUCKER, C. J.; RANGA, B.; MYNENI, R. B.; RUNNING, S. W. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. **Science**, v. 300, p. 1560-1563, 2003.

NESTOLA, E.; CALFAPIETRA, C.; EMMERTON, C. A.; WONG, C. Y. S.; THAYER, D. R.; GAMON, J. A. Monitoring grassland seasonal carbon dynamics by integrating MODIS NDVI, proximal optical sampling, and eddy covariance measurements. **Remote Sensing**, n. 8, p. 1-25, 2016.

NICHOLSON, S. E.; DAVENPORT, M. L.; MALO, A. R. A comparison of the vegetation response to rainfall in the Sahel and east Africa, using normalized difference vegetation index from NOAA AVHRR. **Climatic Change**, v. 17, p. 209-241, 1990.

NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration. **Historical El Nino/ La Nina**. Silver Spring Maryland: NOAA, 2017. Disponível em: <<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/climwx.shtml>>. Acesso em: 3 abr. 2017.

NOHARA, D.; YOSHIDA, Y.; MISUMI, K.; OHBA, M. Dependency of climate change and carbon cycle on CO₂ emission pathways. **Environmental Research Letters**, v. 8, n.1, p. 1-9, 2013.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto Princípios e Aplicações**. 4^a ed., São Paulo: Blucher, 2010.

NUMATA, I.; ROBERTS, D.; CHADWICK, O.; SCHIMEL, J.; SAMPAIO, F.; LEONIDAS, F.; SOARES, J. Characterization of pasture biophysical properties and the impact of grazing intensity using remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 109, n. 3, p. 314-327, 2007.

OREN, R.; SPERRY, J. S.; KATUL, G. G.; PATAKI, D. E.; EWERS, B. E.; PHILLIPS, N.; SCHÄFER, K. V. R. Survey and synthesis of intra- and interspecific variation in stomatal sensitivity to vapour pressure deficit. **Plant, Cell and Environment**, v. 22, p. 1515-1526, 1999.

PALMER, A. R. Monitoring landscape changes using remote sensing technology in southern Africa. In: International Grassland Congress, 22., 2013, Austrália. **Anais...** Austrália: 2013, p. 848-855.

PALMER, A. R.; YUNUSA, I. A. M. Biomass production, evapotranspiration and water use efficiency of arid rangelands in the Northern cape, south Africa. **Journal of Arid Environments**, v. 75, p. 1223-1227, 2011.

PARUELO, J. M.; EPSTEIN, H. E.; LAUENROTH, W. K.; BURKE, I. C. ANPP estimates from NDVI for the Central grassland region of the United States. **Ecology**, v. 78, n. 3. p. 953-958, 1997.

PENATTI, N. C. **Geobotânica e fenologia da superfície terrestre no estudo da diversidade do Pantanal: uma abordagem multi-sensor**. São Paulo, USP, 2014, 175 f. tese (Doutorado em Geociências).

PENATTI, N. C.; ALMEIDA, T. I. R.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E.; COE, M. T. Satellite-based hydrological dynamics of the world's largest continuous wetland. **Remote Sensing of Environment**, v. 170, p. 1-13, 2015.

PETERS, M.; HERRERO, M.; FISHER, M.; ERB, K. H.; RAO, I.; SUBBARAO, G. V.; CASTRO, A.; ARANGO, J.; CHARÁ, J.; MURGUEITIO, E.; HOEK, R. V. D.; LÄDERACH, P.; HYMAN, G.; TAPASCO, J.; STRASSBURG, B.; PAUL, B.; RINCÓN, A.; KRAFT, R. S.; FONTE, S.; SEARCHINGER, T. Challenges and opportunities for improving eco-efficiency of tropical forage-based systems to mitigate greenhouse gas emissions. **Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales**, v. 1, p. 156-167, 2013.

PIAO, S.; TAN, K.; NAN, H.; CIAISC, P.; FANG, J.; WANG, T.; VUICHARD, N.; ZHU, B. Impacts of climate and CO₂ changes on the vegetation growth and carbon balance of Qinghai–Tibetan grasslands over the past five decades. **Global Planet and Change**, v. 98-99, p. 73-80, 2012.

PONCE-CAMPOS, G. E.; MORAN, M. S.; HUETE, A.; ZHANG, Y.; BRESLOFF, C.; HUXMAN, T. E.; EAMUS, D.; BOSCH, D. D.; BUDA, A. R.; GUNTER, S. A.; SCALLEY, T. H.; KITCHEN, S. G.; MCCLARAN, M. P.; MCNAB, W. H.; MONTOYA, D. S.; MORGAN, J. A.; PETERS, D. P. C.; SADLER, E. J.; SEYFRIED, M. S.; STARKS, P. J. Ecosystem resilience despite large-scale altered hydroclimatic conditions. **Nature**, v. 494, p. 349-352, 2013.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**: edição atualizada e ampliada. 2ª ed., São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 160 p.

PRICOPE, N. G.; HUSAK, G.; LOPEZ-CARR, D.; FUNK, C.; MICHAELSEN, J. The climate-population nexus in the East African Horn: emerging degradation trends in rangeland and pastoral livelihood zones. **Global Environmental Change**, v. 23, p. 1525–1541, 2013.

PULLANAGARI, R. R.; YULE, I.; KING, W.; DALLEY, D.; DYNES, R. The use of optical sensors to estimate pasture quality. **International Journal on Smart Sensing and Intelligent Systems**, v. 4, n. 1, p. 125-137, 2011.

PULLANAGARI, R. R.; DYNES, R. A.; KING, W. M.; YULE, I. J.; THULIN, S.; KNOX, N. M.; RAMOELO, A. Remote sensing of pasture quality. In: International Grassland Congress, 22., 2013, Austrália. **Anais...** Austrália: 2013, p. 633-638.

QIN, Y.; YI, S.; REN, S.; LI, N.; CHEN, J. Responses of typical grasslands in a semi-arid basin on the Qinghai–Tibetan plateau to climate change and disturbances. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 3, p. 1421-1431, 2013.

RAMOELO, A.; MAJOZI, N.; MATHIEU, R.; JOVANOVIC, N.; NICKLESS, A.; DZIKITI, S. Validation of global evapotranspiration product (MOD16) using flux tower data in the African Savanna, South Africa. **Remote Sensing**, v. 6, p. 7406-7423, 2014.

REED, B. C.; BROWN, J. F.; VANDERZEE, D.; LOVELAND, T. R.; MERCHANT, J. W.; OHLEN, D. O. Measuring phenological variability from satellite imagery. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, p. 703-714, 1994.

REEVES, M. C.; WINSLOW, J. C.; RUNNING, S. W. **Mapeando a produtividade semanal da vegetação de pastagens usando dados MODIS**. Conferência Virtual Global sobre Produção Orgânica de Bovinos de Corte. 2002. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/agencia/congressovirtual/pdf/portugues/03pt01.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2016.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.) **Cerrado: Ecologia e flora**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, p. 151-199, 2008.

RICHARDSON, A. D.; KEENANA, T. F.; MIGLIAVACCAB, M.; RYU, Y.; OLIVER, S.; TOOMEYA, M. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 169, p. 156-173, 2013.

ROSA, R.; SANO, E. E. Determinação da produtividade primária líquida (NPP) de pastagens na bacia do rio Paranaíba, usando imagens MODIS. **GeoFocus**, n.13-1, p. 367-395, 2013.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **Proceedings of the Third ERTS Symposium**, NASA SP-351, NASA, Washington, DC, v. 1, p. 309-317, 1973.

RUHOFF, A. L. **Sensoriamento remoto aplicado à estimativa da evapotranspiração em biomas tropicais**. Porto Alegre, UFRGS, 2011, 180 f. tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).

RUHOFF, A. L. Validação do modelo de estimativa de evapotranspiração MOD16 no estado do Rio Grande do Sul (Brasil). In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, XXI, 2015. Brasília. **Anais...** Brasília: SBRH, 2015. p. 1-8.

RUHOFF, A. L.; PAZ, A. R.; ARAGÃO, L. E. O. C.; MU, Q.; MALHI, Y.; COLLISCHONN, W.; ROCHA, H. R.; RUNNING, W. Assessment of the MODIS global evapotranspiration algorithm using eddy covariance measurements and hydrological modelling in the Rio Grande basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 58, p. 1-19, 2013.

RUHOFF, A. L.; PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ROCHA, H. R.; MALHI, Y. A MODIS-based energy balance to estimate evapotranspiration for clear-sky days in Brazilian tropical savannas. **Remote Sensing**, v. 4, n. 3, p. 703-725, 2012.

SANTANA, D. P. O desafio de transformar um patrimônio natural em riqueza. In: ABREU, R. B. (Org.). **Cerrado Mineiro: Desafios e Perspectivas**. Belo Horizonte: Assembléia Legislativa do Estado de Minas Gerais, 2004, p. 16-23.

SCOTT, R. L.; EDWARDS, E. A.; SHUTTLEWORTH, W. J.; HUXMAN, T. E.; WATTS, C.; GOODRICH, D. C. Interannual and seasonal variation in fluxes of water and carbon dioxide from a riparian woodland ecosystem. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 122, p. 65-84, 2004.

SCOTTÁ, F. C.; FONSECA, E. L. Multiscale trend analysis for Pampa grasslands using ground data and vegetation sensor imagery. **Sensors**, v. 15, n. 7, p. 17666–17692, 2015.

SILVA, S. C. P.; BAPTISTA, G. M. M. Análises espectrais da vegetação com dados Hyperion e sua relação com a concentração e o fluxo de CO₂ em diferentes ambientes na Amazônia brasileira. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 21, n. 2, p.354-370, 2015.

SILVA, E. A. D.; CARVALHO, S. M. I.; RANDOW, C. V.; BECERRA, J. A. B.; MARTINS, I. A. Avaliação da eficiência do uso da água em biomas brasileiros pelo modelo de biosfera IBIS. In: Workshop Internacional sobre o Clima e Recursos Naturais nos Países de Língua Portuguesa, II, 2010. Bragança. **Anais...** Bragança: WSCRA, 2010, p. 1-8.

SILVA, E. B.; FERREIRA, L. G. F.; ANJOS, A. F.; MIZIARA, F. Análise da distribuição espaço-temporal das pastagens cultivadas no bioma Cerrado entre 1970 e 2006. **Revista Ideias**, v. 7, n. 1, p. 174-2009, 2013.

SJÖSTRÖM, M.; ARDÖ, J.; ARNETH, A.; BOULAIN, N.; CAPPELAERE, B.; EKLUNDH, L.; GRANDCOURT, A. DE; KUTSCH, W. L.; MERBOLD, L.; NOUVELLON, Y.; SCHOLES, R. J.; SCHUBERT, P.; SEAQUIST, J.; VEENENDAAL, E. M. Exploring the potential of MODIS EVI for modeling gross primary production across African ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 1081–1089, 2011.

SOARES, J. V.; BATISTA, G. T.; SHIMABUKURO, Y. E. Histórico e descrição. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2007. p. 3-21.

SPERA, S. A.; COHN, A. S.; VANWEY, L. K.; MUSTARD, J. F.; RUDORFF, B. F.; RISSO, J.; ADAMI, M. Recent cropping frequency, expansion, and abandonment in Mato Grosso, Brazil had selective land characteristics. **Environmental Research Letters**, v. 9, p. 1-12, 2014.

STOW, D.; DAESCHNER, S.; HOPE, A.; DOUGLAS, D.; PETERSEN, A.; MYNENI, R.; ZHOU, L.; OECHEL, W. Variability of the seasonally integrated normalized difference vegetation index across the north slope of Alaska in the 1990s. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 5, p. 1111-1117, 2003.

TAN, B.; MORISETTE, J. T.; WOLFE, R. E.; GAO, F.; EDERER, G. A.; NIGHTINGALE, J.; PEDELTY, J. A. An enhanced TIMESAT algorithm for estimating vegetation phenology metrics from MODIS data. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 4, n. 2, p. 361-371, 2011.

TANG, R.; SHAO, K.; LI, Z.; WU, H.; TANG, B.; ZHOU, G.; ZHANG, L. Multiscale validation of the 8-day MOD16 evapotranspiration product using flux data collected in China. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 4, p. 1478-1486, 2015.

TEWES, A.; THONFELD, F.; SCHMIDT, M.; OOMEN, R. J.; ZHU, X.; DUBOVYK, O.; MENZ, G.; SCHELLBERG, J. Using RapidEye and MODIS data fusion to monitor vegetation dynamics in semi-arid rangelands in South Africa. **Remote Sensing**, v. 7, p. 6510-6534, 2015.

THORTHWAITE, C. W. Report of the committee on transpiration and evaporation. **Transactions American Geophysical Union**, v. 5, 687 p., 1944.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. **Climatology**, v. 8, n. 1, 1955, 104 p.

TIAN, H.; CHEN, G.; LIU, M.; ZHANG, C.; SUN, G.; LU, C.; XU, X.; REN, W.; PAN, S.; CHAPPELKA, A. Model estimates of net primary productivity, evapotranspiration, and water use efficiency in the terrestrial ecosystems of the southern United States during 1895–2007. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1311-1327, 2010.

TRAMBAUER, P.; DUTRA, E.; MASKEY, S.; WERNER, M.; PAPPENBERGER, F.; BEEK, L. P. H. V.; UHLENBROOK, S. Comparison of different evaporation estimates over the African continent. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 18, p. 193-212, 2014.

TRENBERTH, K. E.; FASULLO, J. T.; KIEHL, J. Earth's global energy budget. **American Meteorological Society**, v. 90, n. 3, p. 311-323, 2009.

TRENBERTH, K. E.; SMITH, L.; QIAN, T.; DAI, A.; FASULLO, J. Estimates of the global water budget and its annual cycle using observational and model data. **Journal of Hydrometeorology**, v. 8, p. 758-769, 2007.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, p. 127-150, 1979.

TUCKER, C. J.; DREGNE, H. E.; NEWCOMB, W. W. Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. **Science**, v. 253, p. 299-300, 1991.

UFV. Universidade Federal de Viçosa. **Mapa de solos do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49 p. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/1355-mapa-de-solos>>. Acesso em: 10 fev. 2017.

VERMONTE, E. F.; SALEOUS, N. Z. E.; JUSTICE, C. O. Atmospheric correction of MODIS data in the visible to middle infrared: first results. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 97-111, 2002.

VINUKOLLU, R. K.; WOOD, E. F.; FERGUSON, C. R.; FISHER, J. B. Global estimates of evapotranspiration for climate studies using multi-sensor remote sensing data: evaluation of three process-based approaches. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 3, p. 801-823, 2011.

VOGELMANN, J. E.; GALLANT, A. L.; SHI, H.; ZHU, Z. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 258-270, 2016.

WANG, J.; LI, Y.; CHEN, Y.; HE, T.; LV, C. Hyperspectral degraded soil line index and soil degradation mapping in agriculture-pasture mixed area in Northern China. In: **International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications**, 2008.

WANG, S.; ZHANG, B.; YANG, Q.; CHENG, G.; YANG, B.; LUA, L.; SHENA, M.; PENG, Y. Responses of net primary productivity to phenological dynamics in the Tibetan Plateau, China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 235-246, 2017.

WATTS, J. D.; POWELL, S. L.; LAWRENCE, R. L.; HILKER, T. Improved classification of conservation tillage adoption using high temporal and synthetic satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 66-75, 2011.

WHITE, T. A.; SNOW, V. O. A modelling analysis to identify plant traits for enhanced water-use efficiency of pasture. **Crop & Pasture Science**, v. 63, p. 63-76, 2012.

WHITE, M. A.; THORNTON, P. E.; RUNNING, S. W. A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 2, p. 217-234, 1997.

- WHITE, M. A.; HOFFMAN, F.; HARGROVE, W. W.; NEMANI, R. R. A global framework for monitoring phenological responses to climate change. **Geophysical Research Letters**, v. 32, p. 1-4, 2005.
- WOLFE, R. E.; NISHIHAMA, M.; FLEIG, A. J.; KUYPER, J. A.; ROY, D. P.; STOREY, J. C.; PATT, F. S. Achieving sub-pixel geolocation accuracy in support of MODIS land science. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 31-49, 2002.
- WOODWARD, C.; SHULMEISTER, J.; LARSEN, J.; JACOBSEN, G. E.; ZAWADZKI, A. The hydrological legacy of deforestation on global wetlands. **Science**, v. 346, p. 844-847, 2014.
- WU, C. Use of a vegetation index model to estimate gross primary production in open grassland. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 6, Paper 063532, 11 p., 2012.
- XIA, L.; WANG, F.; MU, X.; JIN, K.; SUN, W.; GAO, P.; GUANGJU, Z. Water use efficiency of net primary production in global terrestrial ecosystems. **Journal of Earth System Science**, v. 124, n. 5, p. 921-931, 2015.
- XIAO, J.; SUN, G.; CHEN, J.; CHEN, H.; CHEN, S.; DONG, G.; GAO, S. Carbon fluxes, evapotranspiration, and water use efficiency of terrestrial ecosystems in China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 182, p. 76-90, 2013.
- XIAO, X.; BOLES, S.; LIU, J.; ZHUANG, D.; LIU, M. Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data. **Remote Sensing of Environment**, v. 82, p. 335-348, 2002.
- XIAO, X.; ZHANG, Q.; BRASWELL, B.; URBANSKI, S.; BOLES, S.; WOFESY, S.; MOORE, B.; OJIMA, D. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. **Remote Sensing of Environment**, v. 91, p. 256-270, 2004.
- XU, H.; WANG, X.; ZHANG, X. Alpine grasslands response to climatic factors and anthropogenic activities on the Tibetan Plateau from 2000 to 2012. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 251-259, 2016.
- XUE, B.; GUO, Q.; OTTO, A.; XIAO, J.; TAO, S.; LI, L. Global patterns, trends, and drivers of water use efficiency from 2000 to 2013. **Ecosphere**, v. 6, n. 10, p. 1-18, 2015.
- YANG, Y.; WANG, Z.; LI, J.; GANG, C.; ZHANG, Y.; ZHANG, Y.; ODEH, I.; QI, J. Comparative assessment of grassland degradation dynamics in response to climate variation and human activities in China, Mongolia, Pakistan and Uzbekistan from 2000 to 2013. **Journal of Arid Environments**, v. 135, p. 164-172, 2016.
- YI, J. L. R.; QUINTANILHA, J. A. O futuro do MODIS no sistema de observação da Terra. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2007, p. 83-90.

ZHANG, X.; ZHANG, Q. Monitoring interannual variation in global crop yield using long-term AVHRR and MODIS observations. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 191–205, 2016.

ZHANG, Q.; XIAO, X.; BRASWELL, B.; LINDER, E.; BARET, F.; MOORE, B. Estimating light absorption by chlorophyll, leaf and canopy in a deciduous broadleaf forest using MODIS data and a radiative transfer model. **Remote Sensing of Environment**, v. 99, p. 357-371, 2005.

ZHANG, X.; FRIEDL, M. A.; SCHAAF, C. B. Global vegetation phenology from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements. **Journal of Geophysical Research**, v. 111, p. 1-14, 2006.

ZHANG, X.; FRIEDL, M. A.; SCHAAF, C. B.; STRAHLER, A. H.; HODGES, J. C. F.; GAO, F.; REED, B. C.; HUETE, A. R. Monitoring vegetation phenology using MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, n. 3, p. 471-475, 2003.

ZHANG, K.; KIMBALL, J. S.; NEMANI, R. R.; RUNNING, S. W.; HONG, Y.; GOURLEY, J. J.; YU, Z. B. Vegetation greening and climate change promote multidecadal rises of global land evapotranspiration. **Scientific Reports**, v. 5, n. 15956, p. 1-9, 2015.

ZHANG, K.; KIMBALL, J. S.; RUNNING, S. W. A review of remote sensing based actual evapotranspiration estimation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 3, p. 834-853, 2016.

ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. **Science**, v. 329, p. 940-943, 2010.

ZHAO, M.; HEINSCH, F.; NEMANI, R. R.; RUNNING, S. W. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. **Remote Sensing of Environment**, v. 95, p. 164-176, 2005.

ANEXO 1

Tabela 8. Anos completos para estimativa da evapotranspiração real das estações meteorológicas do INMET.

Estações	Latitude	Longitude	Altitude (m)	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Araxá	-19,6	-46,93	1023,61	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X
BambuÍ	-20,03	-46	661,27	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bom despacho	-19,71	-45,36	695			X	X	X				X	X	X	X
Divinópolis	-20,16	-44,86	788,35	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X
Espinosa	-14,91	-42,85	569,64	X	X	X	X	X	X						
Formoso	-14,93	-46,25	840			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Frutal	-20,03	-48,93	534,67			X	X	X			X		X		
Ituiutaba	-18,96	-49,51	560	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
JanaÍba	-15,78	-43,3	516			X	X	X			X	X	X	X	X
João Pinheiro	-17,7	-46,16	760,36	X		X	X	X							
Mocambinho	-15,08	-44,01	452	X	X		X		X	X					
Monte Azul	-15,07	-42,74	603,63	X	X	X	X	X				X	X	X	X
Montes Claros	-16,68	-43,83	650	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Paracatu	-17,23	-46,88	712	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Patos de Minas	-18,51	-46,43	940,28	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
Pirapora	-17,35	-44,91	505,24	X		X	X	X	X		X	X	X		
Pompeu	-19,21	-45	690,91	X	X										
Sete Lagoas	-19,46	-44,25	732	X	X	X	X	X	X	X	X				
Uberaba	-19,73	-47,95	737	X	X	X	X			X	X	X	X	X	
UnaÍ	-16,36	-46,55	460	X	X	X	X	X	X						

Nota: as células em branco representam ausência de dados para estimativa da evapotranspiração real.

Fonte: Próprio autor.