



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/08.13.13.36-TDI

**SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DAS
RELAÇÕES ENTRE TEMPO DE USO AGRÍCOLA DOS
SOLOS E MUDANÇAS EM SUAS PROPRIEDADES
FÍSICO-QUÍMICAS NO CERRADO MATOGROSSENSE**

Kleber Trabaquini

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Antonio Roberto Formaggio, e Lênio Soares Galvão, aprovada em 06 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3EKUJKB>>

INPE
São José dos Campos
2013

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):

Presidente:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Luciana Manacero - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/08.13.13.36-TDI

**SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DAS
RELAÇÕES ENTRE TEMPO DE USO AGRÍCOLA DOS
SOLOS E MUDANÇAS EM SUAS PROPRIEDADES
FÍSICO-QUÍMICAS NO CERRADO MATOGROSSENSE**

Kleber Trabaquini

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Antonio Roberto Formaggio, e Lênio Soares Galvão, aprovada em 06 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3EKUJKB>>

INPE
São José dos Campos
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Trabaquini, Kleber.

T67s Sensoriamento remoto no estudo das relações entre tempo de uso agrícola dos solos e mudanças em suas propriedades físico-químicas no cerrado matogrossense / Kleber Trabaquini. – São José dos Campos : INPE, 2013.

xxii + 97 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/08.13.13.36-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.

Orientadores : Drs. Antonio Roberto Formaggio, e Lênio Soares Galvão.

1. sensoriamento remoto. 2. cerrado. 3. tempo de uso do solo. 4. produtividade agrícola. 5. degradação do solo. I.Título.

CDU 528.8:631.41(213.54)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em
Sensoriamento Remoto

Dr. José Carlos Neves Epiphânio



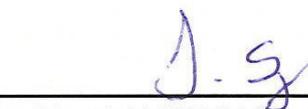
Presidente / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Antonio Roberto Formaggio



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Lênio Soares Galvão



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Gerd Sparovek



Convidado(a) / USP/ESALQ / Piracicaba - SP

Dr. Mário Valério Filho



Convidado(a) / UNIVAP / São José dos Campos - SP

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Kleber Trabaquini**

São José dos Campos, 06 de Setembro de 2013

A meu pai Osvaldo Trabaquini (in memoriam).

AGRADECIMENTOS

A minha família, em especial a minha mãe Valnice, que sempre me apoiou e me incentivou nesta trajetória de estudos. A minha irmã Karina, que me sustentou diversas vezes quando as dúvidas me rondavam. E ao meu pai Osvaldo, que, na sua simplicidade, demonstrava toda sua inteligência, e, durante o tempo que esteve comigo, foi o suficiente para me deixar seu legado.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; projeto n.º 2009/01894-0) e à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro prestado para a realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pela oportunidade de adquirir tamanho conhecimento, bem como pelo apoio em infraestrutura oferecido ao longo de todo o doutorado.

Ao Grupo Guerino Ferrarin por permitir o estudo em suas fazendas no Mato Grosso e pelo fornecimento dos dados agronômicos.

À Escola de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), onde foram feitas todas as análises de solos sob a orientação do Dr. Álvaro Pires da Silva, e também aos colegas Danilton, Diogo e Neri, que me acolheram durante este período em Piracicaba-SP.

Aos Drs. Antonio Roberto Formaggio e Lênio Soares Galvão, pela exemplar orientação oferecida, e, além do mais, pela amizade que nasceu durante estes anos de trabalho conjunto.

Em especial aos colegas Moisés Pereira Galvão e Tiago Bernardes, que auxiliaram nos trabalhos de campo, e também ao Júlio César pela ajuda oferecida e seu tempo dedicado.

Aos amigos que durante todo este período participaram de alguma forma, seja auxiliando neste trabalho ou nas horas de lazer: Rafael Damiatti, Giovanni, André Lima, Gabriel Pereira, Adami, Pupin, Samuel, Lino, Yuzo, Bruno, entre outros.

RESUMO

Em décadas recentes, o bioma Cerrado tem sido alvo de extensiva ocupação, incentivada principalmente por planos governamentais. A substituição da vegetação natural pela atividade agropecuária tornou Mato Grosso o maior produtor de soja no Brasil, sendo denominado por alguns como o “celeiro” do Brasil. O sistema de produção adotado pelos produtores para alcançar tal produtividade exige do solo seu uso intenso. Este trabalho tem como objetivo geral estimar, com o auxílio de imagens dos satélites Landsat (sensores *Multispectral Scanner System* – MSS; *Thematic Mapper* - TM) e Terra (sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS), as relações entre o tempo e a intensidade de uso agrícola dos solos, as modificações em suas propriedades físico-químicas originais e possíveis impactos na produtividade de soja na bacia hidrográfica do Rio Verde-MT. Com o uso de imagens históricas do programa Landsat, foi possível verificar a dinâmica de expansão agrícola das últimas décadas (1980, 1990, 2000 e 2010) e estimar os diferentes tempos de uso dos solos. Através da inspeção da série temporal de dados do *Enhanced Vegetation Index* (EVI), calculado do MODIS entre 2000 e 2010, analisou-se a intensificação do sistema de produção. Através da coleta de amostras de solos em áreas com e sem (referência) uso agrícola e de posteriores análises em laboratório, foi possível avaliar, levando-se em consideração os tempos de uso agrícola dos solos, os impactos em suas propriedades físicas e químicas. Além disso, com dados locais de fazendas, foi analisado se a produtividade estava sendo impactada pelos diferentes tempos de usos dos solos. Por fim, com o modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*), foi estimada a perda de solos por erosão, em função das práticas agrícolas locais. Como resultados principais, verificou-se que a bacia do Rio Verde-MT apresentou uma taxa média de substituição da vegetação natural de 28,5 km²/ano (1,3%) entre 1980 e 2010. Através da inspeção dos dados EVI, constatou-se a implantação da safra dupla (duas safras consecutivas por ano), com aumento de 359% de área, demonstrando a tendência de intensificação do uso do solo de 2000 para 2010. Usando as amostras de solos, foram constatadas modificações significativas nas propriedades físicas dos solos com tempo de uso entre 20 e 30 anos, com alguns parâmetros próximos dos níveis críticos de desenvolvimento das plantas, como densidade do solo (1,54 g cm⁻³). Outros parâmetros ultrapassaram o nível crítico, como macroporosidade (0,06 cm³ cm⁻³). Em relação às propriedades químicas, foram observadas grandes reduções no carbono orgânico (38% de redução) e no nitrogênio total (29% de redução), ambos em solos cultivados de 20 a 30 anos. Já outros parâmetros (Ca⁺², Mg⁺², P) apresentaram grande incremento nos solos cultivados, alguns até 20 vezes maior que a quantidade presente nos solos de referência (solos sob vegetação original), indicando uma melhoria química dos solos com práticas de manejo, a fim de satisfazer as exigências nutricionais da soja. Já com o modelo USLE, verificou-se uma tendência de talhões de alta produtividade de soja se localizarem em áreas de baixa taxa de perdas de solo (até 21 t ha⁻¹ano⁻¹) e baixa porcentagem de areia (abaixo de 55%). Apesar da constatação da redução da qualidade dos solos em alguns aspectos (por exemplo, propriedades físicas, carbono orgânico e nitrogênio total) e da melhora em outros (por exemplo, Ca⁺², Mg⁺² e P), os dados dos talhões analisados não demonstraram diferenças significativas ou tendência de redução

na produtividade da soja quando analisados em relação ao tempo de uso do solo a que vinham sendo submetidos.

SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DAS RELAÇÕES ENTRE TEMPO DE USO AGRÍCOLA DOS SOLOS E MUDANÇAS EM SUAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS NO CERRADO MATOGROSSENSE

ABSTRACT

In recent decades, the Cerrado has been the object of extensive occupation, encouraged mainly by government policies. Natural vegetation has been replaced by agriculture in Mato Grosso to the extent that it is now the largest producer of soybean, also known as “granary” in Brazil. The production system adopted by producers to achieve such productivity requires intensive soil use. This work aims to describe, estimate, from the Landsat (*Multispectral Scanner Sensor System* - MSS; *Thematic Mapper* - TM) and Terra (sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS) images, the relationship between time and intensity of agricultural use of soils, modifications in their chemical and physical properties and possible impacts on soybean yields in the Rio Verde watershed (Mato Grosso state). With the use of historical images from the Landsat program, we observed the dynamics of agricultural expansion per decade (1980, 1990, 2000 and 2010) and estimated the duration of land use. Through the inspection of the time series of the *Enhanced Vegetation Index* (EVI), calculated from MODIS between 2000 and 2010, we analyzed the degree to which production has intensified. By collecting soil samples in areas with and without (reference) agricultural use and by the subsequent laboratory analysis, it was possible to evaluate the impact of the agricultural use on the physical and chemical properties of the soils. In addition, the effect of land use time on local productivity of the farms was analyzed. Finally, the model USLE (*Universal Soil Loss Equation*) was used to estimate and compare soil loss by erosion face to different agricultural practices. As main results, we found that the Rio Verde watershed showed an average rate of replacement of natural vegetation of 28.5 km²/year (1.3%) between 1980 and 2010. Through the inspection of EVI data, it was found that the area subjected to double crop management (two consecutive harvests per year) increased by 359% between 2000 and 2010, revealing a strong trend in crop intensification. Using samples of soil we found significant changes in the physical properties of the soils cultivated for the past 20-30 years, with some parameters such as bulk density (1.54 g cm⁻³) close to the critical levels for plant development. Other parameters exceeded the critical level, such as macroporosity (0.06 cm³ cm⁻³). Regarding chemical properties, significant reductions were observed in organic carbon (38% reduction) and total nitrogen (29% reduction) in soils that have been managed for 20-30 years. However, the content of other chemicals (Ca⁺², Mg⁺², P) has increased in cultivated soils. In some cases, a 20 fold increases in concentration has been observed, representing up to 20 times greater than the amount present in the areas of reference (soils under original vegetation), indicating an improvement in the growing conditions for soybean. USLE model showed that the soybean yield was maximized in areas of low rates of erosion (up to 21 t ha⁻¹ yr⁻¹) and of low percentage of soil sand fraction (below 55%). Despite finding that the soil quality has been reduced in some aspects (e.g. physical properties, organic carbon and total nitrogen) and improved in others (e.g. Ca⁺², Mg⁺² and P), no significant relationship was found between soybean yield and the time of agricultural management.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 - Localização e distribuição dos principais projetos de incentivo à ocupação do bioma Cerrado. Fonte: Adaptado de Jepson et al. (2009).....	7
Figura 2.2 - Produção agrícola com as culturas de soja e milho no estado do Mato Grosso e a taxa de desmatamento neste mesmo estado, entre 1990 e 2011. IMEA (2013).	9
Figura 2.3 - Perfis temporais de EVI para um ano/safra representando cultivos simples (a) e duplo (b), com as possíveis combinações de culturas presentes na área de estudo segundo Arvor et al. (2012) e Brown et al. (2013).....	16
Figura 3.1 - Localização geográfica da área de estudo, na região central do Cerrado mato-grossense.	25
Figura 3.2 - (a) Mapa de vegetação potencial apresentando a distribuição espacial da vegetação original da BARV (Fe: floresta estacional; Sa: savana arborizada; Contato Sa-Fo: contato savana floresta ombrófila). (b) Mapa de solos da bacia de estudo (LVd: Latossolo Vermelho distrófico; LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico). (c) Mapa altimétrico representado pelos dados do <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> (SRTM). (d) Perfil de elevação (m) da bacia traçado dos pontos <i>a</i> ao <i>b</i> , indicados no mapa altimétrico do SRTM.	27
Figura 4.1 - Esquema metodológico das principais etapas realizadas na presente pesquisa.....	29
Figura 4.2 - (a) Imagem do sensor TM/Landsat da BARV, em composição colorida (R3G4B5) datada de agosto de 2010, mostrando o contraste entre vegetação nativa de cerrado (tons de verde) e solo exposto (tons de vermelho). (b) Foto de trabalho de campo do mesmo local em destaque na imagem.	31
Figura 4.3 - Pontos de máximos e mínimos locais de EVI para um ano agrícola (a). Esquema metodológico adotado para identificação dos picos vegetativos e safras agrícolas (b).	35
Figura 4.5 - Retirada de amostras para determinação das análises físicas dos solos, em duas profundidades (0-20 e 20-40 cm) utilizando um trado tipo TAI (a). Exemplo de solo coletado com anel volumétrico (b).	37
Figura 4.6 - Análises realizadas no Laboratório de Física dos Solos (Esalq-USP). Em destaque, algumas das etapas: medida da DS (a); K_a (b); RP (c); mesa de tensão (d); granulometria (e); secagem das amostras (f).	39
Figura 4.8 - Imagem TM em composição colorida (R5G4B3) de 24/07/2010 (b), com destaque para o solo com palhada (a - plantio direto) e revolvido (c - plantio convencional).....	44
Figura 5.3 - Distribuição espacial para cada ano/safra, de 2000 a 2010, com práticas de uma e duas safras agrícolas analisadas a partir dos dados EVI.	53
Figura 5.5 - Exemplo da dinâmica dos talhões com cultivo de duas safras em imagens TM/Landsat-5 (composições coloridas R5G4B3) em diferentes datas: 10/01/2009 (a); 15/03/2009 (b); 02/05/2009 (c) e 19/06/2009 (d).	55

Figura 5.7 - Área plantada com milho (1ª e 2ª safra) no estado do Mato Grosso. Fonte: CONAB (2013).....	56
Figura 5.8 - Identificação de uma e duas safras na BARV com análise de perfis dos dados EVI.	58
Figura 5.9 - Plantio de crotalária (a) e milheto (b) presentes em algumas propriedades na área de estudo, conduzidas como forma de adubação verde.	58
Figura 5.10 - Porcentagem da série temporal de dados EVI para cada ano safra (23 imagens) com valores de <i>Pixel Reliability</i> igual a três.	60
Figura 5.11 - (a) Mapa de tempo de uso do solo com as classes < 10; 10-20; 20-30 e > 30 anos de uso e a localização dos pontos de amostragem de solo. (b) Exemplo de um local de referência de amostragem (vegetação natural ao lado de área antropizada). (c) Exemplo de plantio direto. (d) Exemplo de plantio convencional.....	61
Figura 5.12 - Distribuição dos 40 pontos de amostras de solos em áreas antropizadas e a estimativa do período de início do uso do solo nos locais de amostragem, conforme o tempo de uso do solo (> 30; 20-30; 10-20 e < 10 anos).....	62
Figura 5.13 - Média e desvio padrão dos atributos físicos dos solos analisados em duas profundidades de amostragem conforme o tempo de uso do solo. Densidade do solo (a); Permeabilidade ao ar (b); Resistência à penetração (c); Macroporosidade (d); Microporosidade (e); Porosidade total (f).....	65
Figura 5.14 - Média e desvio padrão dos atributos químicos dos solos analisados em duas profundidades de amostragem conforme o tempo de uso do solo. pH (a); Alumínio (b); Magnésio (c); Cálcio (d); Carbono orgânico (e); Nitrogênio total (f); Fósforo (g). *A linha tracejada mostra os níveis ideais de cada elemento no solo para a produção de soja, exceto para o elemento N (Fonte: SFREDO, 2008).	69
Figura 5.15 - Fatores que compõem a USLE. Fator erosividade – R em MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹ (a); Fator erodibilidade - K em t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹ (b); Fator topográfico - LS (c) e Fator cobertura e práticas conservacionistas - CP (d).....	71
Figura 5.16 - Distribuição do fator R durante os meses do ano e a cobertura do solo representada pelo EVI, para uma e duas safras.	72
Figura 5.17 - Distribuição da frequência dos fatores LS (a) e R (b) na BARV.	73
Figura 5.18 - Mapa da perda de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) para a BARV (a). Histograma da frequência em pixels da perda de solo por erosão (b). Distribuição dos intervalos de perda de solo em área (km ²) e porcentagem (c).....	74
Figura 5.19 - Exemplo de erosão laminar registrada na área de estudo. Em destaque, o solo erodido da parte mais alta do talhão é retido na base das plantas do talhão de arroz.....	75
Figura 5.20 - Produtividade versus perda de solos nos 74 talhões selecionados (a). Produtividade versus conteúdo de areia dos 74 talhões selecionados (b). ..	76
Figura 5.21 - Média de produtividade da soja (10 ³ kg ha ⁻¹) para três períodos (ano/safra) em fazendas localizadas na BARV, em função de três classes de tempo de uso do solo (<10; 10-20; e >30 anos). A média de produtividade da soja para o estado do Mato Grosso é apresentado apenas como referência (IBGE, 2012).	78

Figura 5.22 – Média de precipitação (mm) para a área de estudo, gerado a partir dos dados diários de cinco estações pluviométricas para os três períodos (2008/2009; 2009/2010; 2010/2011) adquiridos através da ANA (2012)...	79
Figura 5.23 - Produtividade da soja (IBGE, 2012) e custo de produção (CONAB, 2013) no estado do Mato Grosso no período de 1980 a 2011.....	80
Figura 5.24 - Cotação média da saca de 60 kg em R\$ (reais) para período de 2004 a 2013 para o Brasil e os estados do Paraná e Mato Grosso.	81

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 4.1 - Características das imagens utilizadas na análise da expansão agrícola. ...	30
Tabela 4.2 - Datas de aquisição das imagens TM/Landsat-5 (órbita/ponto 226/69-70) com os limiares de similaridade/área utilizados na classificação supervisionada de cada imagem (safra agrícola).....	34
Tabela 4.3 - Estações pluviométricas utilizadas e o valor médio do fator erosividade para cada localidade.....	41
Tabela 4.4 - Esquema de cálculo do fator C para a classe de cobertura agropecuária...	43
Tabela 4.5 - Fator C e suas referências para as classes de cobertura natural.	43
Tabela 5.1 - Taxas anuais de conversão da vegetação nativa de Cerrado entre o período de 1980 e 2010 para agricultura na área de estudo.	47
Tabela 5.2 - Matriz de mudanças entre 1980 e 1990.....	51
Tabela 5.3 - Matriz de mudanças entre 1990 e 2000.....	51
Tabela 5.4 - Matriz de mudanças entre 2000 e 2010.....	51
Tabela 5.5 - Média das propriedades físicas do solo em relação ao tempo de uso agrícola.	64
Tabela 5.6 - Média das propriedades químicas do solo em relação ao tempo de uso agrícola.	70
Tabela 5.7 - Classes de risco de degradação do solo e sua distribuição na BARV.....	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
BARV	Bacia do Alto Rio Verde
BRDF	Bidirectional Reflectance Distribution Function
CO	Carbono Orgânico
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CV-MVC	Constraint View angle Maximum Value Composite
DS	Densidade do Solo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
ETM	Enhanced Thematic Mapper
EVI	Enhanced Vegetation Index
FAO	Food and Agriculture Organization
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	Inverse Distance Weighted
IMEA	Instituto Mato Grossense de Economia Agrícola
K_a	Permeabilidade ao ar
MA	Macroporosidade
MI	Microporosidade
MDE	Modelo Digital de Elevação
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MSS	Multispectral Scanner System
NDRI	Normalized Difference Residues Index
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
PT	Porosidade Total
RP	Resistência à Penetração
SEPLAN	Secretaria de Planejamento
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
TM	Thematic Mapper

USLE Universal Soil Loss Equation
USGS United States Geological Survey

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1	INTRODUÇÃO..... 1
1.1.	Hipótese..... 3
1.2.	Objetivo geral..... 3
1.3.	Objetivos específicos..... 3
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... 5
2.1.	O bioma Cerrado..... 5
2.1.1.	A ocupação e expansão agrícola..... 6
2.1.2.	A dinâmica de cultivo e a intensificação do sistema agrícola..... 10
2.2.	Dinâmicas de uso e cobertura do solo no Cerrado detectado por sensoriamento remoto..... 11
2.2.1.	A série histórica de dados Landsat..... 12
2.2.2.	O sensor MODIS e o produto Índice de Vegetação (MOD13Q1)..... 14
2.2.2.1.	Qualidade dos dados MODIS..... 17
2.3.	Propriedades físico-químicas e degradação dos solos com o uso agrícola... 18
2.4.	Processos erosivos dos solos em áreas agrícolas: o modelo USLE..... 20
3	ÁREA DE ESTUDO..... 25
3.1.	Localização..... 25
3.2.	Aspectos fisiográficos..... 26
4	MATERIAIS E MÉTODOS..... 29
4.1.	Análise da expansão agrícola com imagens Landsat..... 29
4.2.	Análise da dinâmica de intensificação agrícola com sensor MODIS..... 32
4.3.	Estimativa do tempo de uso agrícola do solo..... 35
4.4.	Coleta de amostras e análises laboratoriais das propriedades dos solos..... 37
4.4.1.	Determinação dos atributos físicos dos solos..... 38
4.4.2.	Determinação dos atributos químicos dos solos..... 39
4.5.	Estimativa de perda de solos por erosão..... 40
4.6.	Relações entre modificações nas propriedades físico-químicas dos solos e a produtividade local da soja..... 45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 47
5.1.	Análise da expansão agrícola na bacia do Rio Verde com imagens Landsat..... 47
5.2.	Análise da dinâmica de intensificação agrícola com dados MODIS..... 52
5.2.1.	Análise da qualidade dos dados EVI..... 59
5.3.	Estimativa do tempo de uso agrícola do solo..... 60
5.4.	Modificações nas propriedades físicas e químicas dos solos em decorrência do tempo de uso agrícola..... 63
5.4.1.	Propriedades físicas..... 63
5.4.2.	Propriedades químicas..... 66
5.5.	Perdas de solo por erosão estimada pelo modelo USLE..... 71
5.6.	Análise das modificações do solo e a produtividade local da soja..... 77
6	CONCLUSÕES..... 83
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 85

1 INTRODUÇÃO

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, superado apenas pelo bioma Amazônico destaca-se por apresentar uma grande biodiversidade de fauna e flora com diversas espécies endêmicas (MYERS, 2000). Além disso, é considerado área prioritária para conservação, tendo sido definida como um dos *hotspots* do planeta (KLINK; MACHADO, 2005).

Entretanto, a partir de diversos planos e incentivos governamentais de ocupação, este bioma tem sido uma das regiões mais antropizadas em décadas recentes para fins de produção de alimentos no Brasil (BRANNSTROM; FILIPPI, 2008). Em estudo detalhado, Sano et al. (2010) estimaram que este bioma já tenha convertido 38,9% de sua vegetação natural para algum uso agropecuário, dos quais aproximadamente 10% sejam culturas agrícolas e 25% pastagens cultivadas.

Na agricultura, embora o desmatamento seja à primeira vista um impacto somente de dimensão espacial, a determinação e o conhecimento dos padrões de cultivo agrícola é o primeiro passo para o entendimento de suas implicações ambientais na degradação dos solos (GALFORD et al., 2008). Avaliar posteriormente os impactos associados à redução da qualidade do solo com a conversão e o uso intensivo destes é de alta relevância, principalmente pelo fato de alguns destes impactos se tornarem irreversíveis quanto à degradação dos solos (GEISSEN et al., 2009; EMADODIN, et al., 2009; BRAIMOH, 2003). Doran e Parkin (1994) mencionam que a qualidade dos solos pode ser modificada ao ponto de comprometer a sustentabilidade agrícola, ou seja, a capacidade de um sistema agrícola produzir alimentos e fibras sem comprometer futuramente as condições que viabilizam o processo de produção (GLIESSMAN, 2000).

Estudos têm demonstrado que a conversão das florestas com o posterior uso intensivo dos solos por atividades agrícolas pode acarretar modificações significativas nas propriedades físicas e químicas dos solos, além de aumentar a sua suscetibilidade destes aos processos erosivos (GEISSEN et al., 2009; BRAIMOH; VLEK, 2004; EMADODIN et al., 2009; YAO et al., 2010; KASCHUK et al., 2010; BIRO et al., 2011). Contudo, dentre os diversos impactos da redução da qualidade dos solos, a queda de

produtividade de áreas cultivadas tem sido considerada uma das mais preocupantes (DORAN; PARKIN, 1994). Manna et al. (2005), Bhandari et al. (2002) e Ladha et al. (2003) constataram grandes quedas de produtividade em solos cultivados por longos períodos devido à significativa redução de parâmetros indicadores, como o carbono orgânico do solo. Porém, essas análises ainda são escassas e de difícil implementação, pois requerem muitas vezes dados de longos períodos, trabalhos intensivos de campo, controle de manejo das culturas, tipo de cultura, duração do cultivo ou tempo de uso do solo, entre outras informações (BIRO et al., 2011; LU et al., 2007).

Neste contexto, os dados de sensoriamento remoto podem ter grande aplicabilidade, fornecendo informações sobre os recursos naturais terrestres de grandes áreas e, principalmente, por longos períodos. As imagens de satélite podem ser utilizadas como fonte de dados históricos, auxiliando no entendimento e na discussão das análises realizadas (KAMUSOKO; ANIYA, 2009). Imagens multi-temporais do satélite Landsat, com vasto acervo histórico de dados, têm sido amplamente utilizadas para resgatar informações históricas da superfície do terreno. Dentre os diversos trabalhos que utilizaram este programa como fonte de informações em estudos de mudanças de uso e cobertura da terra podem ser citados, por exemplo, os artigos de Powers (2004), Lu et al. (2007), Geissen et al. (2009) e Biro et al. (2011).

Além do sensoriamento remoto, modelos ambientais como a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) auxiliam e complementam análises exploratórias da degradação do solo. São utilizados na estimativa de processos erosivos, fornecendo pelo menos os locais onde podem ser mais agravantes esses problemas. Com isso, auxiliam na tomada de decisão para futuras práticas conservacionistas (BESKOW et al., 2009; BÜHLMANN et al., 2010).

Portanto, com o advento recente da agricultura e as grandes mudanças na paisagem ocorridas em determinadas regiões do Cerrado, além da carência de informações com base em experimentos de longa duração que monitorem o efeito das alterações nas propriedades do solo ao longo do tempo, este trabalho foi desenvolvido com a hipótese e objetivos descritos abaixo.

1.1. Hipótese

A hipótese do presente trabalho é que a substituição da vegetação natural por culturas agrícolas no Cerrado do Mato Grosso e a intensificação e tempo do uso do solo podem estar contribuindo para uma crescente modificação nas propriedades físico-químicas dos solos com possíveis impactos na produtividade local de soja. A hipótese é de que também existe relação entre a perda de solos por erosão, estimada a partir do modelo USLE, e a queda de produtividade desta cultura.

1.2. Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral utilizar imagens dos satélites Landsat (sensores *Multispectral Scanner System* – MSS; *Thematic Mapper* - TM) e Terra (sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS) para estudar as relações entre o tempo e a intensificação de uso agrícola dos solos, as modificações em suas propriedades físico-químicas originais e a produtividade de soja na bacia hidrográfica do Rio Verde (MT).

1.3. Objetivos específicos

1 – Quantificar as mudanças de uso e cobertura do solo (expansão agrícola) ocorrida na área de estudo através de classificação supervisionada de imagens Landsat (TM e MSS) entre os períodos de 1980 e 2010, determinando o tempo de uso agrícola do solo;

2 – Analisar a intensificação de uso agrícola do solo entre os anos de 2000 e 2010 usando o produto MOD13Q1 (MODIS/Terra *Vegetation Indices* 16-Day L3 Global 250-m SIN Grid V005), especificamente o *Enhanced Vegetation Index* (EVI) para detectar culturas agrícolas distintas plantadas em um mesmo ano;

3 – Avaliar as transformações ocorridas nas propriedades físicas (densidade do solo - DS, permeabilidade ao ar - K_a , microporosidade - MI, macroporosidade - MA, porosidade total - PT e resistência à penetração - RP) e químicas (pH, cálcio - Ca^{+2} , magnésio - Mg^{+2} , alumínio - Al^{+3} , carbono orgânico - CO, nitrogênio total - NT e P - fósforo) dos solos em relação às propriedades originais (áreas de referência, em

remanescentes da vegetação original), como fator de intensificação da possível degradação do solo;

4 – Considerando o período de estudo, estimar através do modelo USLE, perdas de solos por processos erosivos, em função das práticas agrícolas utilizadas;

5 – Verificar a influência das modificações nas propriedades físico-químicas dos solos e das perdas de solos por erosão sobre a produtividade local da soja.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. O bioma Cerrado

O bioma Cerrado possui aproximadamente dois milhões de quilômetros quadrados e ocupa 21% do território nacional. No Brasil, está localizado essencialmente no Planalto Central e compreende a quase totalidade dos estados do centro-oeste brasileiro (Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Distrito Federal), além do estado de Tocantins, de parcelas expressivas dos estados de Minas Gerais, Bahia, Maranhão e Piauí, e de pequenas parcelas dos estados de São Paulo, Paraná, Rondônia e Amapá (SANO et al., 2010).

Destaca-se por apresentar uma grande biodiversidade, ocorrendo em altitudes que variam de 300 m, a exemplo da Baixada Cuiabana-MT, a mais de 1.600 m, na Chapada dos Veadeiros-GO (KLINK; MACHADO, 2005). Estimativas apontam que 44% das plantas, 9,3% dos mamíferos e 3,5% da avifauna do Cerrado são endêmicos (MYERS, 2000).

Das mais de 12 mil espécies vasculares descritas para o bioma, várias delas já foram identificadas com algum uso para alimentação, forragem, ornamentação, medicina, óleos e madeira. Várias outras espécies de potencial econômico estão presentes e amplamente distribuídas no bioma (RATTER et al., 2003), o que demonstra as enormes ofertas específicas de capital ambiental que o Cerrado possui.

Além da rica biodiversidade de vertebrados e plantas presentes, este bioma abriga nascentes de importantes bacias hidrográficas, como a do São Francisco, Tocantins-Araguaia e Paraná. Por participar com 70% da vazão gerada por estas bacias, desempenha um papel fundamental na quantidade e na qualidade da água do país (LIMA; SILVA, 2005).

Porém, a atenção reservada para sua conservação tem sido muito menor do que aquela dispensada à Amazônia. Somente 2,48% do bioma Cerrado estão legalmente protegidos por meio das Unidades de Proteção Integral. Elas são definidas pela Lei 9.985 de 2000

do SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação), onde são mantidos os ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitindo apenas o uso indireto dos seus atributos naturais, como pesquisas científicas, educação e interpretação ambiental e turismo ecológico. Já as Unidades de Uso Sustentável, onde a exploração e o aproveitamento econômico direto ou a exploração dos recursos naturais são permitidos, de uma forma planejada ou regulamentada, instituída pela mesma lei já citada, ocupa apenas 0,03% do bioma. As Terras Indígenas, que são instituídas pela Constituição Federal de 1988, representam 4,08% do bioma (ARRUDA et al., 2008).

2.1.1. A ocupação e expansão agrícola

A ocupação do Cerrado iniciou-se na década de 1920, quando a indústria de café estava em plena atividade, principalmente no estado de São Paulo. Posteriormente, com o esgotamento de terras férteis do sul e sudeste do Brasil, o governo de Getúlio Vargas (1930-1945) promoveu o incentivo à ocupação do sul do estado de Goiás, através de fornecimento de subsídios e assistência técnica aos agricultores interessados, dando início às atividades agropecuárias no bioma (KLINK; MACHADO, 2005). Além disso, com a construção de Brasília na década de 1950 e de estradas ligando os grandes centros urbanos ao centro-oeste brasileiro, a ocupação na região do Cerrado tornou-se mais intensa, sendo que, a atuação do Estado foi decisiva para o início da ocupação agrícola nesta região (JEPSON, 2005).

Com incentivos governamentais, programas como Polocentro (Programa de Desenvolvimento dos Cerrados) e Prodecer (Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados) deram início à ocupação mais intensa neste bioma (JEPSON et al., 2009) (Figura 2.1). O Polocentro, programa criado em 1975, que destinou aproximadamente R\$ 204 milhões, teve por objetivo a modernização da atividade agrícola, com a implantação de armazéns, melhoria do sistema de transporte e apoio à pesquisa e assistência técnica. Além disso, este plano tinha como meta aumentar a produção agrícola nacional em 7% num período de apenas cinco anos. Para isso, foram destinados em toda a vigência deste plano, 3 milhões de hectares para o cultivo agrícola.

O Prodecer, dividido em três fases e com investimentos de aproximadamente R\$ 105 milhões somente na primeira fase e com início em 1979, teve como objetivo, através da parceria com o Japão, suprir este país com a produção de soja, o que levou o Brasil a incentivar a ocupação e o plantio desta cultura neste bioma. Em 1985, com a segunda fase do programa, foram disponibilizados mais de 200 mil hectares em cinco estados (MT, BA, MG, GO e MS), assentando aproximadamente 545 famílias, na sua maioria sulistas, principalmente, paranaenses e gaúchos, atraídos por terras baratas. A última fase do programa ocorreu com ocupações razoavelmente recentes (1994-1999) em regiões do leste de Tocantins e sudeste do Maranhão, com incentivos de aproximadamente R\$ 289 milhões (JEPSON et al., 2009).

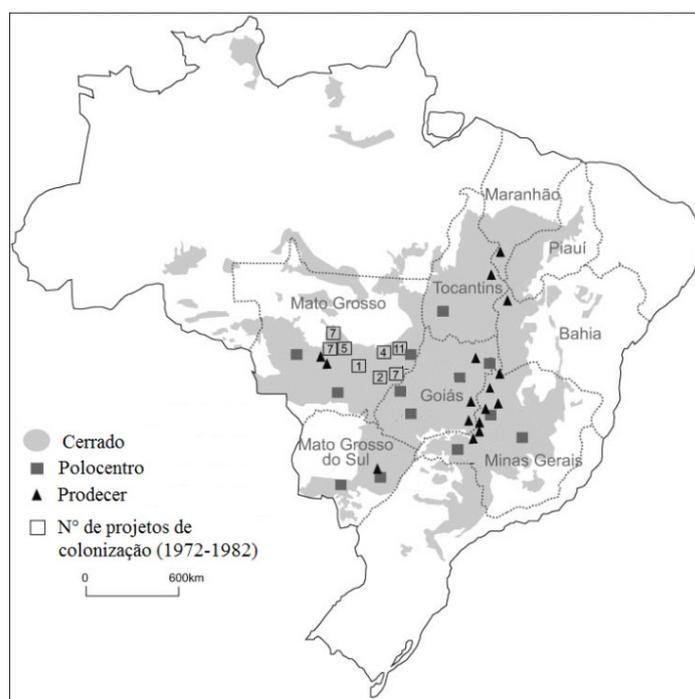


Figura 2.1 - Localização e distribuição dos principais projetos de incentivo à ocupação do bioma Cerrado.

Fonte: Adaptado de Jepson et al. (2009).

Portanto, o que era considerado por muitos, até a década de 70, como uma terra de baixo valor econômico e de baixa aptidão agrícola, devido aos solos ácidos e de baixa fertilidade, atualmente é considerado uma das áreas de maior expansão agrícola (RAMANKUTTY et al., 2006).

Apesar de inicialmente a pecuária extensiva ter sido a atividade mais difundida até meados de 1980, quando era praticada em pastagens naturais ou cultivadas com baixos níveis de tecnificação, esta atividade tinha baixo retorno econômico, principalmente em virtude dos solos de baixa fertilidade (JEPSON, 2005).

Assim, em anos posteriores, após receber significativos incentivos de créditos, pesquisas e infraestrutura, a prática agrícola intensificou se apresentando um amplo crescimento da produção com grandes áreas mecanizadas e aumento de produtividade, tornando se um dos mercados agrícolas mais produtivos e competitivos do mundo (ARVOR et al., 2012). Atualmente, este bioma tem sido considerado um dos principais pólos de produção de alimentos e fibras do Brasil (ARVOR et al., 2012).

Grande parte desse desenvolvimento deve se aos estudos e pesquisas realizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). O melhoramento genético de culturas como a soja e o milho possibilitou o plantio em ambientes antes considerados pouco favoráveis, principalmente devido aos solos ácidos e de baixa fertilidade do Cerrado. Por meio de novas técnicas, foi possível, com a aplicação de altas doses de calcário e adubos químicos, a correção e a melhoria dos solos, tornando possível a instalação destas culturas nesta região (KLINK; MACHADO, 2005).

Com isto, nas últimas quatro décadas, o bioma Cerrado tem se tornado a grande fonte de produção de grãos, principalmente com as culturas de soja e milho. Ao contrário de outras regiões do país, onde a produção é baseada em pequenas áreas com baixo capital de investimento, neste bioma, municípios como Sapezal-MT, Sorriso-MT, Jataí- GO e Luís Eduardo Magalhães-BA, se destacam pelo alto investimento, pelas propriedades com grandes extensões e pelo elevado nível de mecanização (KLINK; MACHADO, 2005).

Dentro deste contexto e após grandes investimentos, atualmente o estado do Mato Grosso ocupa posição de destaque na produção agrícola nacional, sendo responsável por 32% e 23% de toda soja e milho produzidos no país, respectivamente. A condição de maior produtor em área e quantidade destes dois produtos no Brasil não está

necessariamente, em anos recentes, relacionada ao aumento do desmatamento, conforme visto na Figura 2.2 (IMEA, 2013).

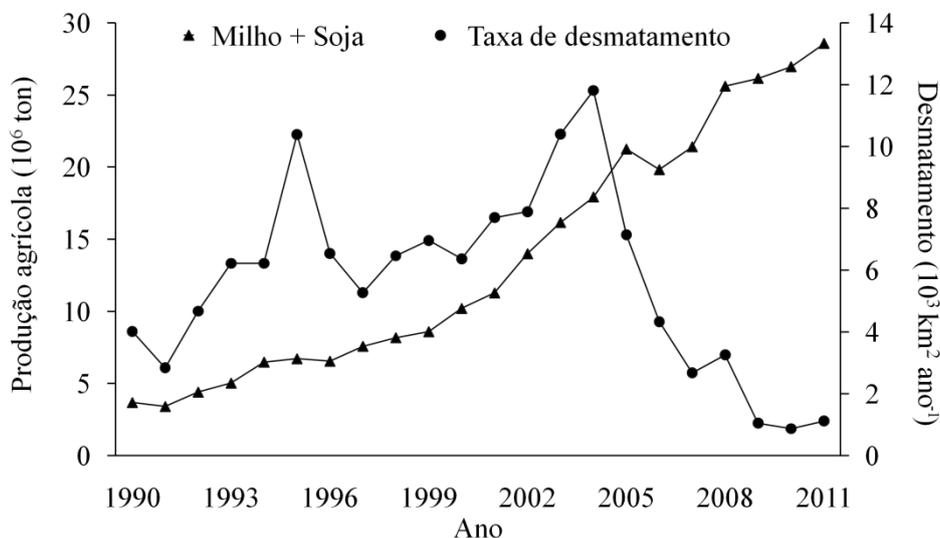


Figura 2.2 - Produção agrícola com as culturas de soja e milho no estado do Mato Grosso e a taxa de desmatamento neste mesmo estado, entre 1990 e 2011. IMEA (2013).

Brown et al. (2007) comentam que estes números foram alcançados por um modelo de expansão agrícola muito rápido e intenso, consolidando grandes áreas de cultivo no estado em detrimento de grandes taxas de desmatamentos, onde se verificam taxas crescentes até o ano de 2004, reduzindo-se substancialmente após este período (Figura 2.2). Segundo Brannstrom (2005), no início da década de 2000, as leis ambientais passaram a ser aplicadas com maior rigor no estado do Mato Grosso, fazendo com que as taxas de desmatamento neste estado diminuíssem. O Código Florestal exige 35% de área da propriedade como Reserva Legal, além das áreas de preservação permanente (APPs) às margens dos rios e nascentes. Além disso, Arvor et al. (2012) sugerem que os acordos que regularizaram a exportação de soja para o mercado internacional, como é o caso da Moratória da Soja, criada em 2006 e que exige do produtor rural o cultivo da soja em áreas que não sejam de desmatamentos realizados após 2006 (RUDORFF et al., 2011), auxiliaram na queda do desmatamento neste estado.

2.1.2. A dinâmica de cultivo e a intensificação do sistema agrícola

As últimas décadas têm sido marcadas por grandes transformações dos sistemas agrícolas, principalmente no que diz respeito aos modelos de cultivo. Após anos da criação e adoção da Revolução Verde, pesquisadores têm criticado este modelo, pois comentam que ele já alcançou um patamar onde não se tem mais ganhos de produção. Devem ser adotados outros meios de intensificação agrícola para se atingirem altas produtividades (CONWAY; TOENNIESSEN, 1999; GODFRAY et al., 2010; TILMAN et al., 2002).

Porém, dois tipos de intensificação agrícola devem ser diferenciados: (i) a intensificação horizontal ou extensificação, que é entendida como o aumento da produção agrícola através do incremento de novas áreas, ou seja, o desmatamento e o incremento de novas áreas para o plantio; e (ii) a intensificação vertical, que é o aumento da produção em áreas agrícolas já consolidadas através de um manejo estratégico (irrigação, altas doses de insumos, variedades de alta produtividade, sistema duplo de cultivo, mecanização, etc.), para aumentar a produtividade por unidade de área e tempo, sem a abertura de novas áreas (BROWN et al., 2007; GODFRAY et al., 2010). De forma geral, ambos os modelos de intensificação foram responsáveis pela duplicação da produção mundial de alimentos entre os períodos de 1961 a 1996, com um incremento de novas áreas de apenas 10% (TILMAN et al., 2002).

Alguns autores denominam a intensificação vertical como intensificação ecológica (CASSMAN, 1999) ou intensificação sustentável (GODFRAY et al., 2010). De acordo com Tilman et al. (2011), este modelo de intensificação pode apresentar vantagens. Com esta prática, as taxas de desmatamento e as emissões de gases do efeito estufa são reduzidas, se comparadas com a prática de intensificação horizontal. Segundo estes mesmos autores, seguindo o modelo de intensificação vertical, seria preciso o incremento de apenas 0,2 bilhões de ha para atender à demanda de alimentos em 2050, ao invés de 1 bilhão de ha, se praticado o modelo de extensificação.

Shriar (2000) também discute que a intensificação vertical tem auxiliado na redução das taxas de desmatamento das florestas. Porém, as altas taxas de pesticidas, a degradação

física e química dos solos, devido ao tráfego intenso de maquinários e ao uso intenso de adubos químicos, são questionamentos que ainda precisam ser abordados.

No caso do estado do Mato Grosso, a intensificação horizontal predominou da década de 1980 até o início dos anos 2000, sendo identificada a extensificação de áreas agrícolas como uma das principais causas de desmatamento do estado (MORTON et al., 2006). Porém, após este grande período de conversão do cerrado para agricultura, a última década foi marcada pela adoção de um novo sistema de duas safras consecutivas, o que demonstra uma forte mudança no processo de intensificação da agricultura, não sendo mais a expansão agrícola o grande vetor do desmatamento neste estado (ARVOR et al., 2012).

Com todas essas mudanças e exigências formalizadas às quais o produtor tem sido obrigado a se enquadrar, a estratégia adotada para aumentar a produção e consequentemente seus lucros sem a abertura de novas áreas foi a prática da intensificação vertical (BROWN et al., 2013). No estado do Mato Grosso, uma das práticas mais adotadas é o plantio consecutivo de duas safras num mesmo talhão (safra-safrinha), baseando-se principalmente nas culturas de soja e milho, apesar de existirem outras combinações possíveis (ARVOR, 2012; BROWN et al., 2007).

2.2. Dinâmicas de uso e cobertura do solo no Cerrado detectado por sensoriamento remoto

DeFries et al. (2004) comentam que as mudanças de uso e cobertura do solo numa escala global são significativas, porém pouco quantificadas. Portanto, um planejamento destas conversões deve existir para que suas implicações não se tornem um problema ambiental contínuo e irreversível. Ramankutty e Foley (1999) concluem que a expansão da atividade agrícola entre 1850 e 1992 foi responsável pela conversão de 6 milhões de km² de florestas e 4,7 milhões de km² de savanas, totalizando 11% da superfície terrestre, para algum uso agrícola.

De acordo com Lambin et al. (2001), as principais causas de transformação de um ambiente estão estritamente relacionadas a duas variáveis: primeiro, com a criação de

uma política de ocupação; e segundo, com as demandas do mercado interno ou externo, regulando a demanda de determinado produto e conseqüentemente a intensidade de conversão das terras.

Consolidando a grande fronteira agrícola do País, a redução da cobertura vegetal original no bioma Cerrado tem sido alvo de discussões. A conversão de áreas nativas para o uso agrícola deve-se tanto ao aspecto favorável da topografia, com culturas já consolidadas, como soja, milho e algodão, quanto ao surgimento de novas *commodities*, como é o caso da cana-de-açúcar (BRANNSTROM, 2005).

Para isso, o sensoriamento remoto, tido como uma fonte contínua e regular para a obtenção de dados da superfície terrestre, é sempre citado com o potencial de prover um monitoramento de modo sistemático e eficiente.

2.2.1. A série histórica de dados Landsat

O programa Landsat, fornecendo dados orbitais desde 1972 com imagens de resolução espacial variando de 80 a 15 m e resolução temporal de 16 a 18 dias, tem contribuído por um longo período com a obtenção de dados orbitais, auxiliando principalmente no estudo de regiões onde as mudanças induzidas pelo ser humano podem ser caracterizadas e monitoradas temporalmente (LOVELAND; DWYER, 2012). Além disso, tem possibilitado o entendimento dos impactos no Planeta, bem como no manejo dos recursos naturais, assegurando estudos detalhados dos ecossistemas (WILLIAMS et al., 2006).

No bioma Cerrado, estudos têm sido desenvolvidos com o intuito de discutir as mudanças de uso do solo, principalmente pelas ocupações agrícolas ocorridas em décadas recentes (30 anos). Porém, um dos principais problemas a serem discutidos, são as taxas de mudanças estimadas para todo o bioma, numa escala de dimensões muito ampla, ignorando diferenças intra-regionais com padrões espaciais de conversão que variam de região para região dentro dos limites do bioma.

Neste contexto, Jepson (2005) e Brannstrom et al. (2008) observaram que, para se obter estimativas de taxas de conversão, são indicadas análises em escalas regionais. Além disso, quanto mais objetiva for a definição das classes, melhor será a análise dos resultados. Com o uso de imagens de resolução espacial moderada, como as do TM/Landsat-5 e *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+) Landsat-7, a discriminação de classes como “cerrado” e “agropecuária” é facilitada, principalmente pela diferença de contraste ou resposta espectral entre a vegetação natural e o solo exposto (áreas agrícolas) na estação seca.

Mantovani e Pereira (1998), utilizando imagens do sensor TM do Landsat-5, com 30 m de resolução espacial, identificaram 75% de área antropizada no início da década de 1990 para todo o bioma Cerrado. Sano et al. (2010), utilizando imagens de 2002 do sensor (ETM+), do satélite Landsat-7, identificaram 38,9% de área antropizada no Cerrado (culturas agrícolas, pastagens cultivadas, reflorestamentos, áreas urbanas e áreas degradadas por mineração).

Apesar de não ter utilizado dados Landsat, Eva et al. (2004), utilizando dados do satélite SPOT, sensor *Vegetation* com 1 km de resolução espacial, com imagens adquiridas entre 1995 e 2000, identificaram 53% de áreas antropizadas no mesmo bioma. Já Machado et al. (2004), utilizando imagens do sensor MODIS (produto MOD43B4) do ano de 2002, com 1 km de resolução espacial, verificaram que 55% do bioma estava antropizado. Segundo estes autores, se a taxa de desmatamento daquele período se mantivesse, ou seja, 1,1% ao ano, o bioma seria completamente dizimado em 2030.

Portanto, como identificado anteriormente na literatura, muitos dos estudos que têm por objetivo a estimativa de mudanças, contribuem com resultados muito amplos e em alguns casos, muito distintos. Trabalhos com avaliações regionais no bioma Cerrado podem fornecer importantes discussões, evidenciando detalhes que podem elucidar vários questionamentos (JEPSON, 2005). Dentre os principais estudos que consideram uma análise intra-regional neste bioma, podem ser citados, Jepson (2005), Brannstrom et al. (2008), Brannstrom e Filippi (2008) e Grecchi (2011).

2.2.2. O sensor MODIS e o produto Índice de Vegetação (MOD13Q1)

O *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) foi lançado a bordo do satélite Terra e Aqua, com um espectro de 36 bandas que variam no intervalo 0,4 a 14,4 μm , resolução espacial de 250, 500 e 1000 m, resolução temporal que pode variar de 1 a 2 dias e com uma faixa de imageamento de 2.330 km, fornecendo dados ambientais de todo o planeta (JUSTICE et al., 1998).

Um dos produtos mais utilizados e fornecidos por este sensor é o MOD13Q1, que contém dois índices de vegetação (NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index* e EVI – *Enhanced Vegetation Index*). Esses índices são gerados a partir dos dados de reflectância de superfície, produto MOD09A, e usa-se um critério de seleção de pixels em imagens obtidas diariamente num período regular de 16 dias. O critério de composição dos pixels do produto MOD13Q1 varia em função do número de imagens livres de nuvens disponíveis dentro do período da composição. O principal método faz uso do modelo *Bidirectional Reflectance Distribution Function* (BRDF), enquanto o método alternativo é denominado *Constraint View angle Maximum Value Composite* (CV-MVC), que age selecionando o pixel de maior valor coletado para a geração da imagem final (HUETE et al., 2002). Em termos práticos, quando no período da composição há cinco ou mais imagens com nuvens, usa-se o método MVC (HUETE et al., 2002). Dessa forma, as regiões tropicais e subtropicais ficam praticamente condicionadas a este método (GAO; HUETE, 2003).

O EVI foi desenvolvido para promover a redução das influências atmosféricas e do solo de fundo do dossel no monitoramento da vegetação (JUSTICE et al., 1998) (Equação 2.1). Além disso, Huete et al. (2002) comentam que o EVI apresenta substancial melhora na sensibilidade às alterações do dossel em relação ao NDVI. O EVI é calculado pela Equação 2.1:

$$EVI = \frac{G * (\rho_{IVP} - \rho_V)}{(\rho_{IVP} + C_1 * \rho_V - C_2 * \rho_A + L)} \quad (2.1)$$

onde IVP, V e A correspondem as bandas do infravermelho próximo (banda 2 ou 800-1100 nm), vermelho (banda 1 ou 600-700 nm) e azul (banda 3 ou 459-479 nm), respectivamente; G é o fator de ganho (2,5); C1 é o coeficiente de correção dos efeitos atmosféricos para a banda do vermelho (6); C2 é o coeficiente de correção dos efeitos atmosféricos para a banda do azul (7,5); e L é o fator de correção para a interferência do solo (1).

Zhan et al. (2002) mencionam que os produtos do sensor MODIS/Terra apresentam como principal característica, correção atmosférica e geométrica, facilitando a aplicação dos dados e aumentando a confiabilidade dos resultados. Mais especificamente, Arvor et al. (2012) apontam que produtos como o MOD13Q1 (EVI e NDVI), ambos com 250 m (6,25 ha) de resolução espacial nominal, se enquadram numa boa escala de trabalho para áreas agrícolas do Mato Grosso. Outra característica é que este sensor possui alta resolução temporal, variando de 1 a 2 dias de revisita, aumentando as chances de obtenção de imagens livres de nuvens e permitindo um monitoramento quase que diário dos ciclos vegetativos das culturas.

Portanto, com a possibilidade de uma análise da evolução espaço-temporal sobre áreas agrícolas, estimativas e monitoramentos têm sido realizados principalmente no estado do Mato Grosso, onde uma nova prática de intensificação agrícola vem surgindo: a intensificação vertical ou ecológica. Ela utiliza como principal estratégia o cultivo de duas culturas no período de um ano agrícola, como já mencionado na Seção 2.1.2. Arvor et al. (2012) e Brown et al. (2013) apresentam, através da análise dos dados temporais EVI, as principais estratégias de manejo adotadas por produtores do Mato Grosso. A Figura 2.3a mostra um cultivo simples, de uma safra agrícola, onde o produtor realiza o cultivo de apenas uma safra, a soja ou o algodão. A Figura 2.3b exemplifica o cultivo de duas safras no período de um ano agrícola, com as possíveis combinações entre soja e algodão, soja e milho ou a soja e uma cultura não comercial, como crotalária ou milheto, utilizadas como adubação verde.

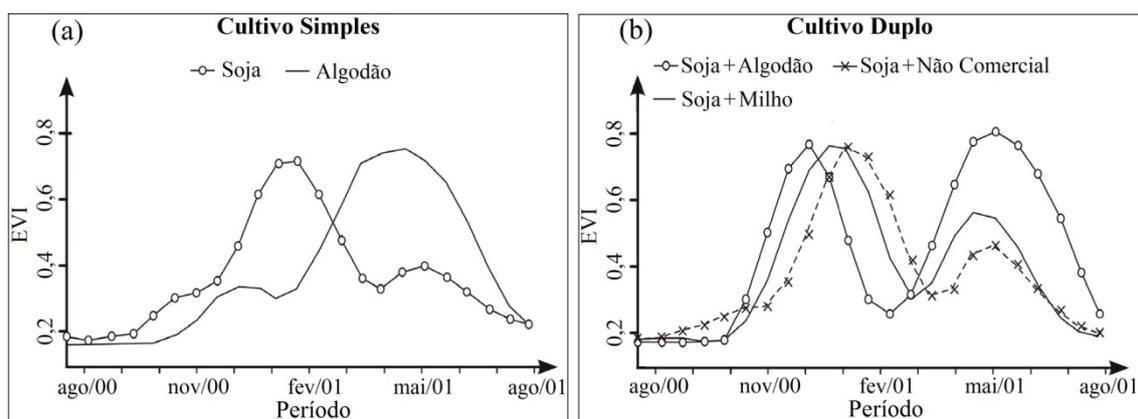


Figura 2.3 - Perfis temporais de EVI para um ano/safra representando cultivos simples (a) e duplo (b), com as possíveis combinações de culturas presentes na área de estudo segundo Arvor et al. (2012) e Brown et al. (2013).

Galford et al. (2008) mostraram que o uso de séries temporais originadas de sensores remotos são importantes fontes de informação, auxiliando na identificação de padrões de cobertura e uso do solo. Por apresentarem uma fenologia e comportamentos muito distintos, quando comparadas à vegetação natural, principalmente pela presença de picos bem definidos de resposta espectral observada principalmente em estágio de maior desenvolvimento vegetativo, o uso de séries temporais de índices de vegetação é adequado para identificar tais padrões de uso do solo.

Em trabalho desenvolvido no oeste do Mato Grosso, Galford et al. (2008), utilizando dados EVI do sensor MODIS, analisaram a intensificação agrícola, com a identificação de uma e duas safras por ano no período de 2001 a 2005. Os autores demonstraram que a dinâmica de cultivo vem sendo modificada, com aumento substancial da prática de duas safras ao ano. Na mesma linha de pesquisa e utilizando o EVI das séries temporais do sensor MODIS, Arvor et al. (2012) concluíram que a prática da dupla safra passou de 6% em 2000 para 30% em 2006 nos principais pólos de produção do estado do Mato Grosso. Segundo esses autores, sem a adoção deste sistema de intensificação vertical, o incremento de novas áreas ultrapassaria 16 mil km² para alcançar a mesma produção agrícola da safra 2006/2007 (soja e milho).

2.2.2.1. Qualidade dos dados MODIS

Atkinson et al. (2012) comentam que apesar da aquisição quase que diária das imagens MODIS, as séries temporais de IVs estão sujeitas a distúrbios relacionados à presença de nuvens, geometria de visada, falhas instrumentais ou de processamento dos dados.

Para imagens do produto MOD13Q1, a garantia de qualidade na obtenção dos pixels é dada, além das correções atmosféricas e geométricas já presentes nas imagens, por imagens denominadas *Pixel Reliability*, que a partir de um conjunto de metadados, são úteis para a ordenação e processos de seleção ou triagem de dados (HUETE et al., 2002). As imagens de *Pixel Reliability* (Confiabilidade dos dados de índice de vegetação) podem variar de -1 a 3, sendo: -1 (sem dado); 0 (dado bom); 1 (dado marginal, mas utilizável); 2 (gelo/neve) e 3 (nuvem), sendo estes dois últimos, inutilizáveis.

Portanto, Galford et al. (2008) mencionam que o processo de filtragem dos dados é necessário em alguns casos, principalmente em regiões onde há alta frequência e ocorrência de nuvens, principalmente no período chuvoso, que no Mato Grosso ocorre de outubro a maio.

Entre os diversos filtros, o *Whittaker* tem sido utilizado por Atzberger e Eilers (2011), fornecendo os dados MODIS filtrados através de uma plataforma gerenciada pela *University of Natural Resources and Life Sciences* (BOKU). Este filtro penaliza os dados (pixels) que desequilibram a curva, aplicando nestes um modelo matemático que utiliza a soma dos quadrados mínimos para recalcular o valor do pixel. Após esta etapa, as curvas são suavizadas através de um parâmetro escolhido pelo usuário (λ : parâmetro de suavização). Este parâmetro é calculado deixando de fora os pixels penalizados e a partir desta série, os valores omitidos são calculados através do desvio padrão, e computado por meio da escolha do parâmetro mais apropriado, que é analisado e escolhido após resultados visualmente aceitáveis. Quanto maior o valor deste parâmetro, maior será a suavização dos dados. Atkinson et al. (2012) comentam que, no caso de caracterização de sistemas de cultivo, este parâmetro deve ser próximo de 2, pois assim,

as curvas são suavizadas a ponto de não haver interferência nos picos vegetativos, característica esta que, segundo Brown et al. (2013), deve ser preservada ao máximo.

2.3. Propriedades físico-químicas e degradação dos solos com o uso agrícola

Independente do sistema de produção agrícola, discussões relacionadas ao estresse do sistema com a estagnação e declínio de produção devido à degradação do ambiente em questão estão surgindo (LAMBIN et al., 2001). Segundo Matson et al. (1997) e Klink e Machado (2005), a intensificação da agricultura pode resultar em grandes custos ambientais, como o aumento das taxas de erosão, a redução da fertilidade do solo e da produtividade, o que tem demandado estudos mais detalhados para sua compreensão. Lal e Pierce (1991) foram os pioneiros em alertar sobre a relação do manejo do solo e a sustentabilidade da agricultura após inúmeras observações de áreas degradadas física e quimicamente, dando início assim às discussões sobre a qualidade do solo cultivado. Segundo esses mesmos autores, a ênfase não está em maximizar a produção, mas sim em otimizar o uso do recurso (solo) e sustentar a produtividade por um longo período.

Os conceitos de qualidade do solo mais difundidos são aqueles que ressaltam o seu aspecto funcional. Doran e Parkin (1994) consideraram a qualidade do solo como a capacidade deste de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de plantas e animais. Esta abordagem leva em consideração não apenas o papel do solo na produção agrícola, mas também a sua participação em funções específicas no ecossistema, das quais depende a sustentabilidade a longo prazo.

Göl (2009) e Biro et al. (2011) ressaltam que, a análise de propriedades químicas e físicas dos solos, estas podem ser um indicativo da qualidade ambiental de uma determinada região. Entre os diversos impactos causados pela agricultura, Braimoh (2003) observou que as modificações causadas nos solos podem se tornar irreversíveis, o que afetaria a continuidade da produção agrícola e a sustentabilidade de um solo em permanecer produtivo.

Segundo Islam e Weil (2000), os possíveis indicadores de qualidade do solo podem ser classificados em três grupos, a saber: 1) efêmeros, cujas alterações se dão rapidamente no tempo segundo o manejo (p.ex., pH, disponibilidade de nutrientes, densidade, porosidade e umidade do solo); 2) intermediários, possuindo forte influência nos processos que ocorrem no solo (p.ex., matéria orgânica, agregação e biomassa microbiana); e 3) permanentes, que são inerentes ao solo (profundidade, textura e mineralogia). Dentre estes, os indicadores do grupo intermediário são os mais aptos a serem utilizados como ferramentas de monitoramento da qualidade ambiental de um ecossistema. Segundo Islam e Weil (2000), parâmetros como densidade, porosidade, conteúdo de argila e silte, biomassa microbiana e teor de carbono orgânico podem ser utilizados como indicadores da degradação do solo, conforme sua classe e tempo de uso, constatando desta forma, que a degradação ambiental pode ser mensurada através de atributos do solo.

Estudos demonstram que normalmente a atividade agrícola com o uso intensivo dos solos pode produzir diversas modificações, seja nas propriedades físicas ou químicas, causando a sua degradação (COOTE; RAMSEY, 1983; BRAIMOH; VLEK, 2004; EMADODIN et al., 2009; GÖL, 2009; YAO et al., 2010; KASCHUK et al., 2010; BIRO et al., 2011; LU et al., 2007). As modificações são expressas por compactação, desagregação, diminuição da capacidade de retenção de água, redução da macroporosidade, diminuição da capacidade de infiltração, aumento da suscetibilidade à erosão, redução do carbono total e alterações nos conteúdos de nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio (MATERECHERA; MKHABELA, 2001; TORMENA et al., 1998; LAL, 2001; LAL, 1998).

Para Braimoh (2003) e Kebrom (1999), a degradação dos solos pode resultar na redução da fertilidade e no conseqüente impacto na sustentabilidade e capacidade de produção agrícola, podendo vir a afetar futuramente a produção de alimentos. Alguns trabalhos já constatam este tipo de problema. Manna et al. (2005) e Bhandari et al. (2002) concluem que as quedas de produtividade nas plantações de arroz e trigo na Índia estão relacionadas ao uso intensivo do solo, principalmente com a redução do nitrogênio e carbono orgânico. Ladha et al. (2003) alertaram que as áreas onde se utilizam um

sistema de duplo cultivo (arroz-trigo) ou triplo cultivo (arroz-trigo-arroz) no período de um ano estão apresentando declínio na produtividade devido à redução gradual nos conteúdos de carbono, nitrogênio, zinco e potássio no solo. Pankhurst et al. (2003) comentam que o principal motivo de queda de produtividade, em um cultivo de cana-de-açúcar de mais de 30 anos, tem sido o uso intensivo do solo, além da redução do carbono orgânico e o aumento da densidade resultante do tráfego de maquinários agrícolas.

Embora o uso agrícola possa acarretar degradação do solo, em alguns casos, este processo pode ser intensificado, dependendo do tipo de solo (DORAN; PARKIN, 1994). Azevedo e Kaminski (1995) comentam que solos de textura arenosa, como o Neossolo Quartzarênico (argila < 15%), são altamente suscetíveis aos processos erosivos, restringindo o uso agrícola.

No sudoeste do Rio Grande do Sul, sobre os campos de areia, a substituição da vegetação nativa tem levado a um processo intenso de degradação ambiental. Com pecuária e plantios agrícolas desde 1960, esta região mostra atualmente severas adversidades, com impactos significativos no solo, em alguns casos até de forma quase que irreversível (PAULA, 2006).

2.4. Processos erosivos dos solos em áreas agrícolas: o modelo USLE

A erosão tem sido considerada uma das maiores ameaças aos solos agrícolas no mundo (MONTGOMERY, 2007). Este processo pode ter diversos efeitos adversos no meio ambiente (p. ex., poluição da água, perda de matéria orgânica, redução da fertilidade dos solos e eutrofização dos rios) e na redução na produtividade das culturas agrícolas (BAKKER et al., 2007).

Para Bakker et al. (2007), a erosão dos solos tem relação direta com o detrimento da produção agrícola pelo fato de modificar as propriedades dos solos, principalmente pelo fato de reduzir a disponibilidade de nutrientes ou elementos químicos do solo às plantas. Estudos conduzidos através de experimentos de campo têm relacionado a perda de solo por erosão com a redução de nutrientes do solo e a conseqüente queda de produtividade

agrícola (TENBERG et al., 1997a; TENBERG et al., 1997b; EBEID et al., 1995; HERNANI et al., 1997; DEN BIGGELAAR et al., 2003a; DEN BIGGELAAR et al., 2003b).

De forma geral, a degradação dos solos ocorre de forma lenta e normalmente quase imperceptível. Porém, quando em estado avançado, a restauração pode tornar-se impraticável e de custos elevados, afetando a sustentabilidade e a segurança alimentar (LAL, 2001). Neste contexto, a estimativa de perda de solos por erosão torna-se uma tarefa importante, pois fornece informações que podem auxiliar no planejamento e conservação dos solos (LU et al., 2004).

O modelo mais utilizado para predição de perda de solos por erosão nas últimas décadas tem sido o *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (Equação 2.2). Este modelo foi desenvolvido para estimar a erosão de solos em culturas agrícolas a fim de auxiliar o planejamento e a conservação dos solos (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

$$A = R * K * LS * C * P \quad (2.2)$$

Onde, A é a perda média anual de solos por unidade de área ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R é o fator erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K é fator erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico (adimensional); C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional); e P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

O fator R (erosividade da chuva), desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978), estima o fenômeno produzido pelas chuvas, quando as gotas de água impactam o solo nu em termos de energia cinética, sendo expresso em unidade de energia ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Equação 2.3).

O fator erosividade da chuva é representado por um índice numérico que expressa o potencial da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão em um solo sem proteção (Equação 2.4). Wischmeier e Smith (1978) consideram chuvas erosivas apenas aquelas maiores que 12,5 mm.

$$R = \sum_{m=1}^{12} (EI_m) \quad (2.3)$$

$$EI_m = 89,823 \left(\frac{r^2}{p} \right)^{0,759} \quad (2.4)$$

Onde:

R = Erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹)

EI_m = Índice de erosividade do mês m (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ mês⁻¹);

r = Precipitação média mensal do mês m (mm);

p = Precipitação média anual (mm).

O fator K (erodibilidade do solo) expressa a resistência do solo à desagregação de partículas e o transporte subsequente do solo. Depende principalmente de seus atributos pedológicos, como aspectos físicos e químicos, conteúdo de matéria orgânica e textura (PEREZ-RODRIGUEZ et al., 2007). Portanto, o fator K representa o grau de resistência natural do solo de ser erodido. No Mato Grosso, o método mais utilizado para obtenção deste parâmetro tem sido o de Denardin (1990), o qual faz uso da Equação 2.5 e já foi utilizado em trabalhos anteriores (MAEDA, 2008; GRECCHI, 2011).

$$K = 7,48 * (10^{-6}) * M + 4,48 * (10^{-3}) * P - 6,31 * (10^{-2}) * DMP + 1,04 * (10^{-2}) * R \quad (2.5)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo (t h MJ⁻¹ mm⁻¹)

M = (% de silte + % de areia fina) x (% de silte + % de areia fina + % areia grossa)

P = permeabilidade, 1= muito alta; 2 = alta; 3= moderada; 4= baixa; 5= muito baixa

DMP (diâmetro médio de partículas) = [(0,65 x areia grossa) + (0,15 x areia fina) + (0,0117 x silte) + (0,00024 x argila)] / 100

R = areia grossa x matéria orgânica / 100

Os fatores L (comprimento de rampa) e S (declividade do terreno) representam a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer, comparada às perdas de solo correspondente em uma parcela unitária padrão de 21

metros de comprimento com 9% de declividade (WISCHMEIER; SMITH, 1978), valores padrão da parcela experimental onde foi desenvolvida a USLE.

O fator C (uso e manejo do solo) representa a relação esperada entre as perdas de um solo nu e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente cultivado, ou seja, reflete o quanto efetivamente os sistemas de manejo protegem o solo contra a erosão. Isso irá depender de fatores como tipo de cobertura, prática de manejo, duração do estágio de crescimento da cultura e distribuição do período chuvoso (SCHWAB et al., 1981). Nos modelos de estimativas de perdas de solo, o efeito da cobertura vegetal na interceptação da energia cinética da chuva é variável chave na modelagem do processo erosivo. Nas áreas tropicais, a erosão provocada pelo impacto das gotas de chuva é o primeiro fator responsável pelo início do processo erosivo. Quanto maior for a proporção da interceptação pelas folhas, menor será a taxa de erosão (STOCKING, 1994).

O fator P (práticas conservacionistas) representa a razão entre a perda de solo que ocorre para uma dada prática conservacionista e aquela que ocorre para cultivos no sentido do declive máximo do terreno ou como denominados usualmente, plantio morro abaixo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Entre as principais práticas conservacionistas, o sistema de plantio tem sido considerado como um fator primordial na conservação do solo. Existem basicamente dois sistemas de plantio: o plantio direto e o convencional. O primeiro leva em consideração a manutenção dos restos vegetais de culturas sobre o solo e o menor revolvimento possível do solo, conservando a estrutura física deste. Já no segundo, o plantio é realizado com o solo arado e gradeado. Estas técnicas são empregadas com o objetivo de descompactar e destorroar a camada superficial do solo, deixando o solo desprovido de qualquer tipo de cobertura vegetal, aumentando as chances de processos erosivos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

Por se tratar de um fator estimado a partir de medições de campo, apresentando determinadas limitações, em termos de custo e representatividade (LU et al., 2004), Gelder et al. (2009) utilizam o *Normalized Difference Residues Index* (NDRI) (Equação 2.6), o qual tem por objetivo identificar resíduos de culturas agrícolas. A partir deste

resultado, relaciona-se este índice com o sistema de plantio (direto ou convencional), possibilitando estimar e espacializar o fator P.

$$NDRI = \frac{(TM3 - TM7)}{(TM3 + TM7)} \quad (2.6)$$

Segundo Daughtry e Hunt (2008), feições espectrais de lignina-celulose, centradas em 2103 nm e 2304 nm, tendem a ter bandas de absorção mais profundas em espectros de vegetação não-fotossinteticamente ativa, o que justifica o uso da banda 7 do sensor TM para discriminação dos resíduos.

Porém, o modelo USLE apresenta algumas limitações. Uma delas é a necessidade de dados de longo prazo, como registros pluviométricos, o que requer estações de monitoramento que não estão disponíveis para determinadas localidades, limitando ou podendo resultar em baixa confiabilidade dos dados (BESKOW et al., 2009). Outra limitação, ainda segundo este mesmo autor, é que o modelo USLE estima apenas o conteúdo de solo erodido, não indicando o local de sua deposição.

Porém, mesmo com essas limitações, o USLE vem sendo utilizado em diversos estudos por apresentar simplicidade em seus cálculos e rápido processamento (MAEDA, 2008; BESKOW et al., 2009; VEZINA et al., 2006; LEH et al., 2011; AMORE et al., 2004). No Cerrado mato-grossense, trabalhos como os de Cunha (2009), Grecchi (2011) e Santos et al. (2006) apresentaram bons resultados utilizando este modelo. De forma geral e apesar das limitações do modelo, as predições podem ser utilizadas de forma qualitativa para norteamo do planejamento de conservação do solo e água, bem como para aplicação de práticas de conservação e planejamento de ocupação do solo em regiões agrícolas.

3 **ÁREA DE ESTUDO**

3.1. **Localização**

A área de estudo é a Bacia do Alto Rio Verde (BARV), localizada no bioma Cerrado do estado do Mato Grosso entre as coordenadas 13°13' e 14°15' de latitude sul e 55°14' e 55°58' de longitude oeste, com área de drenagem de aproximadamente 3.388 km² (Figura 3.1).

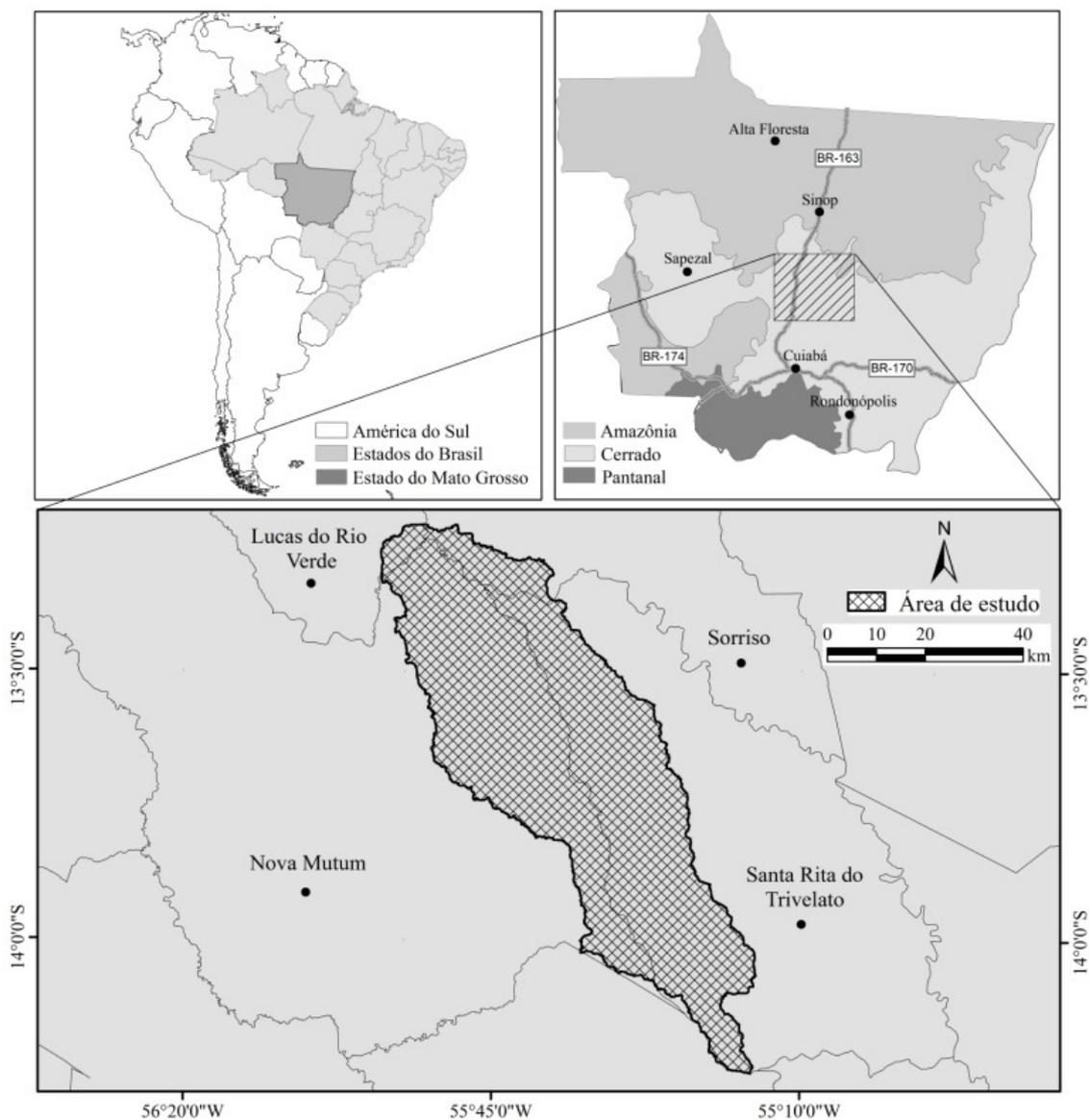


Figura 3.1 - Localização geográfica da área de estudo, na região central do Cerrado mato-grossense.

Esta bacia abrange frações de quatro municípios do estado do Mato Grosso: Lucas do Rio Verde (1,6%), Sorriso (5,3%), Nova Mutum (46,4%) e Santa Rita do Trivelato (46,7%) (Figura 3.1). Todos esses municípios apresentam a atividade agrícola como a base da economia local, sendo as principais culturas cultivadas, a soja, o milho e o algodão em menor escala (IBGE, 2012).

Nas últimas décadas, esta região apresentou grande crescimento e desenvolvimento do setor agrícola, destacando-se não só a nível regional, mas nacional. Na última safra, 2012/2013, a região onde se localiza a área de estudo, foi responsável pelo plantio de 49 mil km² de soja, o que corresponde a 18% da área plantada no país. O milho 2^a safra apresentou área de cultivo de 17 mil km² somente nesta região, o que representa 21% da produção nacional (CONAB, 2013).

3.2. Aspectos fisiográficos

O clima da BARV é tropical semi-úmido (Aw na classificação de Köppen), apresentando temperatura média acima de 18°C em cada mês (SEPLAN, 2001). A região tem um período chuvoso (outubro a abril) e outro seco (maio a setembro), com precipitação média anual de 1.881 mm (ANA, 2012).

Em seu estado original, a vegetação natural predominante na área de estudo era a savana arborizada (Sa), com 60,8% da bacia. Esta formação apresenta altura que varia entre 2 e 7 m. Como característica marcante, apresenta estrato arbóreo composto de indivíduos com troncos e galhos retorcidos, casca espessa e folhas grandes, muitas vezes coriáceas. A vegetação de transição, ou contato savana-floresta ombrófila (Contato Sa-Fo), que ocupava 36,3% da bacia, corresponde a uma formação de transição, onde ambos os tipos de vegetação se alternam em padrão de mosaico, subordinado ao relevo, com elementos ombrófilos predominando em solos profundos e úmidos, próximo às linhas de drenagem, enquanto que a savana estabelece-se nas partes mais elevadas do terreno. O restante da bacia era ocupado pela floresta estacional (Fe) (2,9%), caracterizada pela ocorrência em solos geralmente mais férteis do que aqueles observados sob as formações de savanas e um dossel que geralmente pode alcançar de 25 a 30 m de altura, com maior porcentagem de plantas decíduais (Figura 3.2a) (SEPLAN, 2002).

As duas classes de solos predominantes na bacia são: Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (74,2%) e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) (25,8%) (SEPLAN, 2001) (Figura 3.2b). A primeira caracteriza-se pelo alto grau de intemperização, pela maior profundidade e pela cor vermelho-escuro. Além disso, apresenta elevada porosidade, levando a uma elevada permeabilidade, o que os coloca como solos de razoável resistência à erosão de superfície (laminar e sulcos). A segunda classe de solos destaca-se pelas cores vermelhas a vermelho-amareladas. Também apresenta alto grau de intemperização. Seu comportamento com relação à erosão é semelhante à primeira classe. Porém, nos solos de textura média a arenosa, são mais susceptíveis a processos erosivos (SEPLAN, 2001).

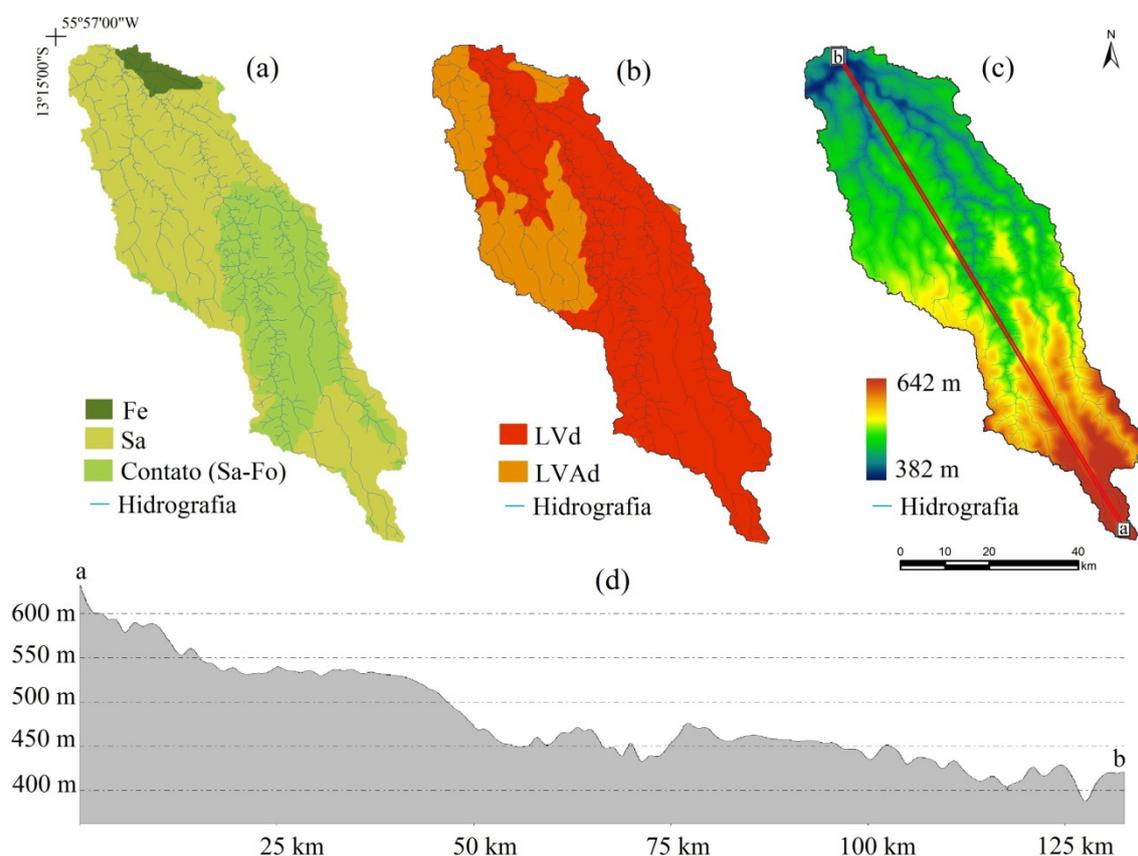


Figura 3.2 - (a) Mapa de vegetação potencial apresentando a distribuição espacial da vegetação original da BARV (Fe: floresta estacional; Sa: savana arborizada; Contato Sa-Fo: contato savana floresta ombrófila). (b) Mapa de solos da bacia de estudo (LVd: Latossolo Vermelho distrófico; LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico). (c) Mapa altimétrico representado pelos dados do *Shuttle Radar Topography*

Mission (SRTM). (d) Perfil de elevação (m) da bacia traçado dos pontos *a* ao *b*, indicados no mapa altimétrico do SRTM.

No aspecto químico, ambas as classes de solos apresentam limitações ao uso agrícola. Por serem solos ácidos (pH entre 4,0-5,3), distróficos (baixa fertilidade natural), com saturação por alumínio superior a 50% e com baixa capacidade de troca catiônica, requerem sempre correção e fertilização para seu uso agrícola (REATTO et al., 2008).

Localizada sobre o Planalto dos Parecis, o grande divisor de águas entre a Bacia Amazônica ao norte e a Bacia Platina ao sul, a BARV apresenta expressiva área aplainada, com declividades não superiores a 3% e altitudes que variam de 382 a 642 metros (Figuras 3.2c e 3.2d).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nos tópicos seguintes são apresentados os procedimentos metodológicos utilizados a fim de atingir os objetivos definidos na presente pesquisa. A Figura 4.1 apresenta de forma resumida, as principais etapas realizadas. A BARV foi selecionada no presente estudo por representar uma área de intensa atividade agrícola no estado do Mato Grosso, como uma região de agricultura altamente tecnificada.

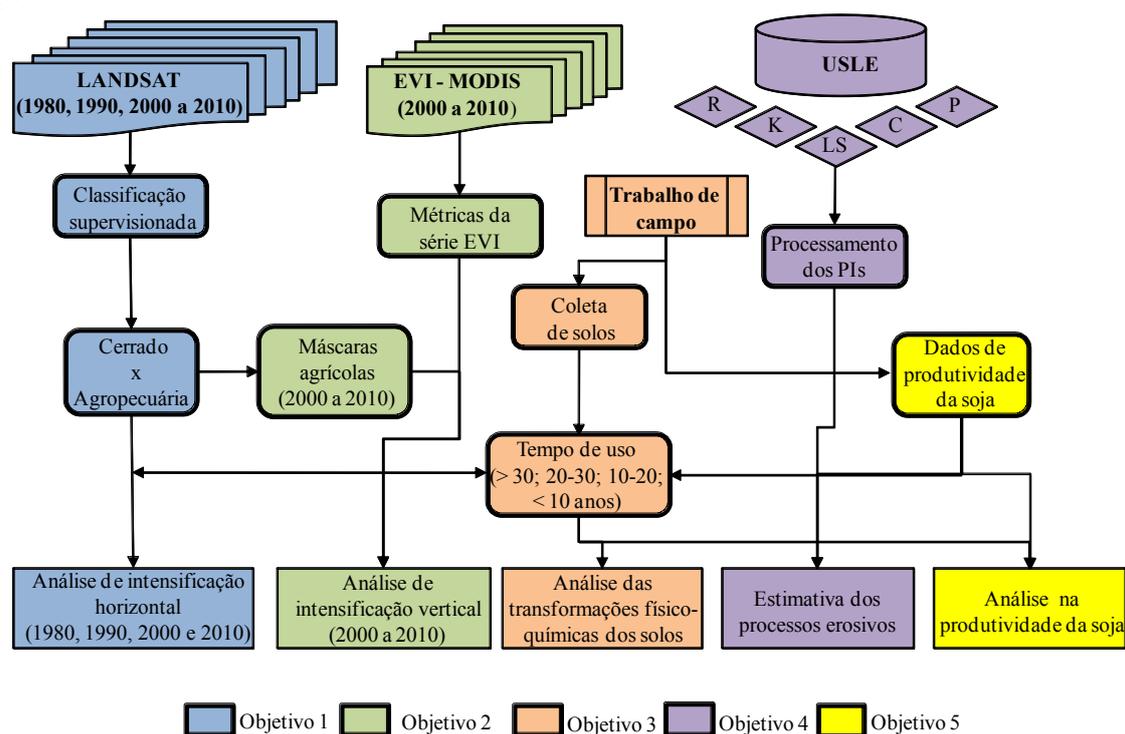


Figura 4.1 - Esquema metodológico das principais etapas realizadas na presente pesquisa.

4.1. Análise da expansão agrícola com imagens Landsat

Para determinar a expansão agrícola ocorrida no período de 1980 a 2010 na BARV, foram utilizadas quatro imagens geometricamente corrigidas dos sensores MSS/Landsat-2 e TM/Landsat-5, adquiridas no USGS (*United States Geological Survey*). O MSS/Landsat-2 adquiriu imagens em 1980 em quatro bandas espectrais (bandas 4 a 7; Tabela 4.1) com resolução espacial nominal de 80 m. O TM/Landsat-5 obteve imagens em 1990, 2000 e 2010 em sete bandas, mas apenas quatro aproximadamente ao posicionamento espectral das do sensor MSS foram utilizadas no

presente trabalho (bandas 2 a 5; Tabela 4.1). As imagens MSS/Landsat-2 foram reamostradas para a resolução espacial das imagens do TM/Landsat-5 (30 m), com o objetivo de compatibilizar as etapas posteriores dos processamentos na resolução TM.

Tabela 4.1 - Características das imagens utilizadas na análise da expansão agrícola.

Sensor/ Satélite	Órbita/ Ponto	Data de aquisição	Resolução espacial	Bandas Selecionadas
MSS/Landsat-2	243/69-70	28/07/1980	80 m	4 (500-600 nm) 5 (600-700 nm) 6 (700-800 nm) 7 (800-1100 nm)
TM/Landsat-5	226/69-70	2/08/1990		2 (520-600 nm)
TM/Landsat-5	226/69-70	13/08/2000	30 m	3 (630-690 nm)
TM/Landsat-5	226/69-70	24/07/2010		4 (760-900 nm) 5 (1.550-1.750 nm)

Foi seguindo a metodologia de Ferreira et al. (2010), Brannstrom et al. (2008) e Jepson (2005) que foram selecionadas as imagens de modo que as datas de aquisição sempre estivessem posicionadas entre julho e setembro dos diferentes anos. Estes meses correspondem ao período de menor cobertura de nuvens e com maior contraste ou resposta espectral entre solo exposto (após colheita da soja, milho ou algodão) e a vegetação para esta região do Cerrado (Figura 4.2).

A imagem de 1980 foi selecionada para investigar as primeiras ocupações realizadas na região, as quais deram início à expansão da fronteira agrícola na região, com produtores vindos do sul do Brasil substituindo a vegetação natural por pastagens (BRANNSTROM, 2005). As demais imagens, a partir de 1990, registraram a substituição da vegetação nativa que passou a ser predominantemente feita por culturas agrícolas, em especial soja e milho, e não mais por pastagens (JEPSON, 2005; FEARNSSIDE, 2001).

Para caracterizar a dinâmica temporal da conversão da vegetação natural para agricultura, a técnica de classificação supervisionada Bhattacharya (MATHER, 1999) foi aplicada sobre cada imagem. Seguindo a metodologia de Brannstrom et al. (2008) e

Jepson (2005), foram consideradas somente duas classes: áreas de cerrado (vegetação natural) e não-cerrado (áreas antropizadas).

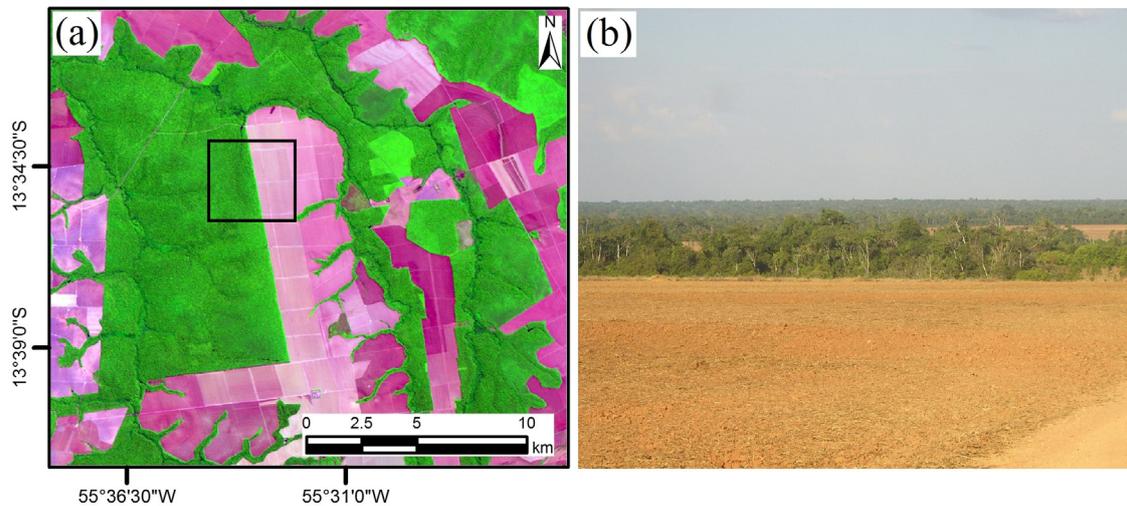


Figura 4.2 - (a) Imagem do sensor TM/Landsat da BARV, em composição colorida (R3G4B5) datada de agosto de 2010, mostrando o contraste entre vegetação nativa de cerrado (tons de verde) e solo exposto (tons de vermelho). (b) Foto de trabalho de campo do mesmo local em destaque na imagem.

As amostras de treinamento na imagem de 2010 (196 polígonos) foram definidas com base em inspeções de campo e serviram como suporte para a definição das amostras de treinamento nas demais datas. A classificação supervisionada Bhattacharya foi precedida pelo uso da técnica de segmentação das imagens pelo método de crescimento de regiões, a qual consiste em agrupar *pixels* com características similares em termos tonais e texturais, formando regiões homogêneas (JENSEN, 2005). Para isso, os limiares de similaridade/área utilizados foram: 5/12 (1980), 12/27 (1990), 15/20 (2000) e 20/25 (2010). Posteriormente, os resultados da classificação supervisionada foram sobrepostos a um Mapa de Vegetação Potencial (SEPLAN, 2002), o qual mostrava a distribuição espacial original da vegetação nativa (savana arborizada, floresta estacional; vegetação de transição savana-floresta) na BARV. Em seguida, a expansão agrícola sobre estas classes de vegetação foi analisada em quatro marcos temporais do período de estudo (1980, 1990, 2000 e 2010). Visando quantificar as mudanças ocorridas no período de 1980 a 2010, utilizou-se um algoritmo de tabulação cruzada

(dois-a-dois anos e pixel-a-pixel) comumente usado em estudos de detecção de mudanças (JENSEN, 2005).

Para fins de validação das classificações dos anos de 2000 e 2010, calculou-se a matriz de erro, com a determinação dos coeficientes Kappa e da exatidão global. A precisão da classificação de imagens de satélite normalmente é avaliada utilizando dados de referência, como imagens de alta resolução espacial, fotografias aéreas ou dados de campo (CARDILLE; DORAIS, 2011). No presente trabalho, as classificações de 2000 e 2010 foram validadas usando imagens da banda pancromática (15 m de resolução espacial) do sensor ETM+/Landsat-7 e de imagens adquiridas por sensores de alta resolução espacial disponíveis no Google EarthTM (<http://earth.google.com>), respectivamente. O número de pontos de amostragem foi definido por uma função binomial, sendo que a distribuição dos pontos pela área foi feita de forma aleatória (1424 pontos para 2000 e 1504 pontos para 2010). Este método de validação pode ser utilizado nos casos onde se tem apenas duas classes de uso como resultado final do mapeamento, conforme destacam Congalton e Green (2009). Devido à falta de dados de referência, os mapeamentos de 1980 e 1990 não puderam ser validados.

4.2. Análise da dinâmica de intensificação agrícola com sensor MODIS

Com o objetivo de identificar a intensidade de uso do solo e a dinâmica de plantio das culturas agrícolas ao longo de 10 anos (2000 a 2010), imagens do sensor MODIS/Terra foram adquiridas.

O produto MOD13Q1 fornecido pelo sensor MODIS/TERRA foi selecionado para o período de fevereiro de 2000 a dezembro de 2010. Esse produto apresenta imagens compostas em intervalos de 16 dias contendo os índices de vegetação NDVI e EVI com resolução espacial nominal de 250 m (23 imagens por ano), conforme discutido na Fundamentação Teórica, totalizando nesta análise 227 imagens. O ano de 2000 possui apenas 20 imagens, devido ao início do fornecimento dos dados no mês de fevereiro.

As imagens foram obtidas livremente na plataforma de serviço de dados MODIS gerenciada pela *University of Natural Resources and Life Sciences* (BOKU), que já fornece o produto processado com base no filtro *Whittaker* (EILERS, 2003), discutido

na Fundamentação Teórica. No presente estudo, as imagens foram adquiridas com valor de parâmetro de suavização igual a 2.

A base de dados composta por 227 imagens (de fevereiro de 2000 a dezembro de 2010) foi subdividida em 10 anos safras, sempre iniciando e terminando no mês de agosto. Por exemplo, para o ano safra 2001/2002, as imagens selecionadas são do dia do ano (*Day of year* – DOY) 225 de 2001 a DOY 209 de 2002, totalizando 23 cenas.

A primeira etapa consistiu em obter as máscaras de áreas agrícolas de cada ano, ou seja, identificar áreas destinadas às atividades agrícolas para cada ano/safra. Para isto, foram selecionadas imagens TM/Landsat-5, correspondente ao período inicial do calendário agrícola (ou estação de seca) da região. Para identificação das áreas agrícolas, foi utilizada metodologia similar à de Brannstrom et al. (2008) e Jepson (2005), com apenas duas categorias de uso: áreas de cerrado (vegetação natural) e não-cerrado (áreas antropizadas), assumindo áreas antropizadas como áreas de uso agrícola.

Sobre cada imagem TM/Landsat-5 foi aplicada a técnica de segmentação por regiões com posterior classificação supervisionada Bhattacharya sobre as bandas 2 (520-600 nm), 3 (630-690 nm), 4 (760-900 nm) e 5 (1.550-1.750 nm), seguindo a mesma metodologia do Tópico 4.1. Na Tabela 4.2, as datas de aquisição das imagens TM e os limiares de similaridade/área utilizados para cada imagem (ano/safra) são apresentados.

Apenas os resultados de classificação das máscaras agrícolas do ano de 2000 e 2010 foram validados, como comentado no Tópico 4.1. Assim assume-se que os resultados dos coeficientes Kappa e de exatidão global entre 2001 e 2009 são próximos aos apresentados em 2000 e 2010.

A partir dos estudos realizados por Arvor et al. (2012) e Brown et al. (2013), pôde-se definir para a região de estudo duas práticas de cultivo com base nas variações de EVI: cultivo simples e cultivo duplo, conforme visto na Figura 2.3 do capítulo de Fundamentação Teórica.

Tabela 4.2 - Datas de aquisição das imagens TM/Landsat-5 (órbita/ponto 226/69-70) com os limiares de similaridade/área utilizados na classificação supervisionada de cada imagem (safra agrícola).

Data de aquisição	Similaridade/área
13 de agosto, 2000	15/20
29 de junho, 2001	15/25
10 de julho, 2002	20/25
5 de julho, 2003	20/25
24 de agosto, 2004	20/25
27 de agosto, 2005	20/25
15 de setembro, 2006	20/25
2 de setembro, 2007	20/25
19 de agosto, 2008	20/25
22 de agosto, 2009	20/25
24 de julho, 2010	20/25

Para a identificação do sistema de cultivo, foi utilizada uma combinação de métricas para quantificar o número de safras ocorridas para um ano agrícola. Para isto, com base em Arvor et al. (2012) e Brown et al. (2013), foram executados os seguintes procedimentos sobre as séries temporais:

- 1) Identificação dos pontos de máximo e mínimo locais de EVI, ou seja, pontos de inflexão da curva ao longo da série temporal (Figura 4.3a);
- 2) Análise para identificar os pontos de início, máximo e final da atividade fotossintética (Figura 4.3b). Foram utilizados valores de *ndatas* maior que 2 (produto MOD13 com 16 dias de composição, o que equivale a 32 dias). Além desses limiares, foi pré-estabelecido que um ponto seja considerado como máximo vegetativo para uma cultura agrícola somente se o valor do EVI estiver acima de 0,5.

O valor do intervalo de 2 datas (32 dias) foi definido após vários testes e através do conhecimento agrônomo do ciclo ou estágio fenológico das culturas analisadas, considerando principalmente o tempo mínimo necessário para determinada cultura atingir seu pico vegetativo. O limiar de 0,5 de EVI foi determinado após vários testes e verificação das curvas espectrais, como feito por Brown et al. (2013).

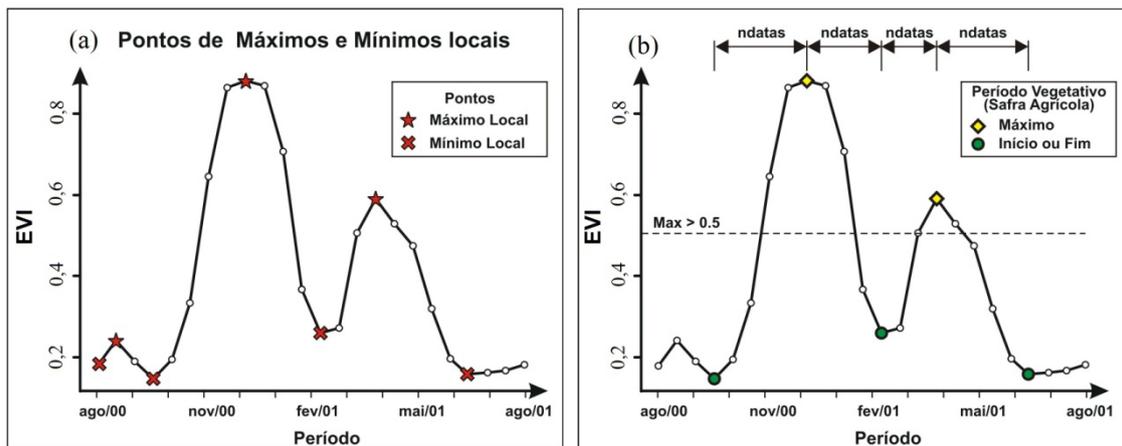


Figura 4.3 - Pontos de máximos e mínimos locais de EVI para um ano agrícola (a). Esquema metodológico adotado para identificação dos picos vegetativos e safras agrícolas (b).

A fim de verificar a qualidade dos dados EVI, foram consultadas as imagens de *Pixel Reliability* (Confiabilidade dos dados de índice de vegetação) para cada ano/safra. Através desta análise, foi possível quantificar a disponibilidade dos dados denominados ruins (valor igual a 3).

4.3. Estimativa do tempo de uso agrícola do solo

A fim de determinar as modificações nas propriedades físico-químicas dos solos com o tempo de uso agrícola, os quatro mapas de uso do solo (1980, 1990, 2000, 2010), resultantes da classificação supervisionada (áreas de cerrado e antropizadas) foram utilizados. Obteve-se um mapa com quatro classes de tempo de uso agrícola dos solos (1980-2010): <10 anos; 10-20 anos; 20-30 anos; >30 anos de uso da terra. Além destas quatro classes, áreas de referência (solos sem uso agrícola sob fragmentos de vegetação nativa ou sem uso agrícola) também foram consideradas como representativas das propriedades físicas originais dos solos.

A partir da inspeção das imagens, áreas em que, em algum momento do período considerado (1980-2010), foram abandonadas e posteriormente retomadas para o uso agrícola, passaram a ser denominadas de "uso não contínuo". Estas áreas não foram consideradas na análise subsequente de dados porque ocupam um percentual muito pequeno da área de estudo. O abandono em áreas de agricultura intensiva não é comum no estado do Mato Grosso (HOUGHTON et al., 2000).

Um monitoramento mais detalhado foi feito somente nas áreas onde houve coleta de solos utilizando imagens Landsat obtidas na USGS. Este monitoramento teve por objetivo, verificar o período em que o talhão começou a ser utilizado e se durante todo o período de análise, existiu algum tipo de pousio ou interrupção do uso do solo (uso descontínuo). A verificação foi realizada com interpretação visual apenas sobre os talhões onde houve pontos de coleta, como pode ser observado na Figura 4.4.

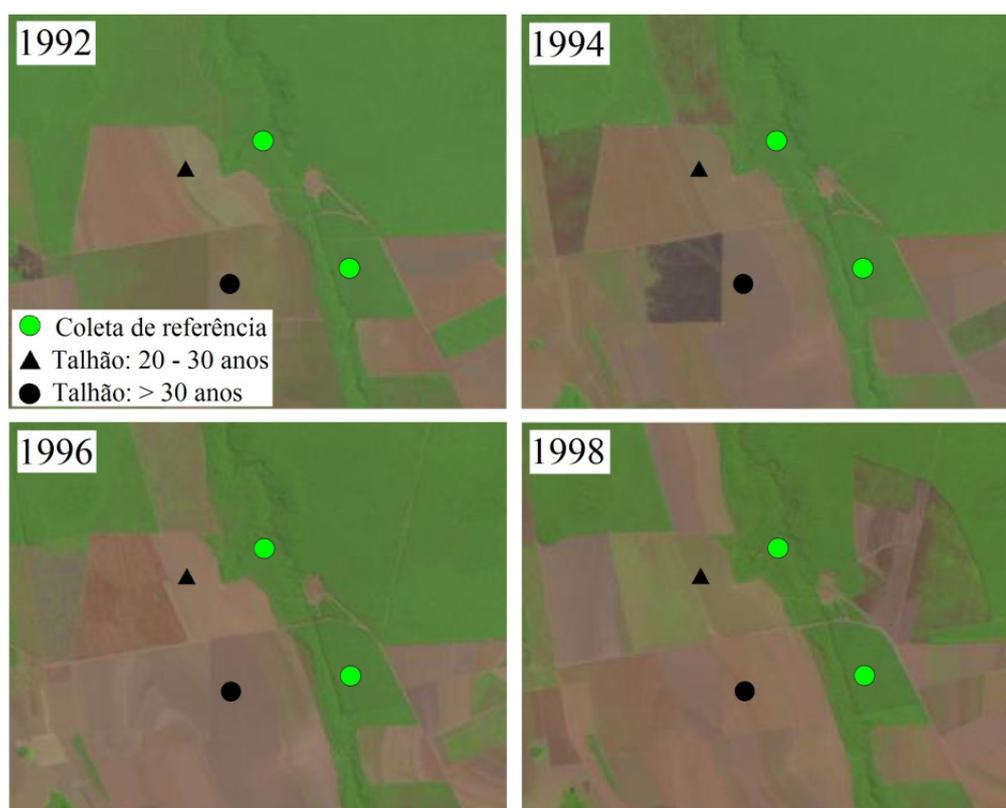


Figura 4.4 - Exemplo de monitoramento dos talhões onde houve coleta de amostras de solo, a fim de identificar algum uso “não contínuo” do solo, realizado com imagens Landsat.

Nesta etapa foram utilizadas as seguintes imagens: 1973 (Landsat 1/MSS), 1977 (Landsat 2/MSS), 1979 (Landsat 2/MSS), 1981 (Landsat 2/MSS), 1984 (Landsat 5/TM), 1986 (Landsat 5/TM), 1988 (Landsat 5/TM), 1990 (Landsat 5/TM), 1992 (Landsat 5/TM), 1994 (Landsat 5/TM), 1996 (Landsat 5/TM), 1998 (Landsat 5/TM), 2000 (Landsat 5/TM), 2003 (Landsat 5/TM), 2004 (Landsat 5/TM) e 2006 (Landsat 5/TM).

4.4. Coleta de amostras e análises laboratoriais das propriedades dos solos

Utilizando o mapa de tempo de uso agrícola da etapa anterior, um trabalho de campo para coleta de amostras de solos foi realizado em agosto de 2011. Inicialmente, foram sorteados igualmente (10 pontos para cada classe de tempo de uso) e aleatoriamente os pontos de amostragem para as classes de tempo de uso agrícola do solo. Porém, devido ao difícil acesso e até mesmo à falta de acesso em alguns casos até as propriedades, as coletas ficaram distribuídas da seguinte forma: <10 anos (9 amostras); 10-20 anos (9 amostras); 20-30 anos (8 amostras); >30 anos (14 amostras). Foram coletadas então 40 amostras em áreas antropizadas. Concomitantemente, outros 40 pontos de coleta foram alocados em áreas de referência, sempre adjacentes aos pontos de coletas de amostras, representativas de solos antropizados, totalizando, portanto, 80 pontos de amostragem (duas profundidades em cada ponto: 0-20 e 20-40 cm).

Em campo foram utilizados para a coleta dos solos, um Trado para coleta de Anéis Indeformados (TAI) e anéis volumétricos (50 cm³) que preservam as propriedades dos solos, primordiais para as análises físicas dos solos (Figura 4.5).



Figura 4.5 - Retirada de amostras para determinação das análises físicas dos solos, em duas profundidades (0-20 e 20-40 cm) utilizando um trado tipo TAI (a). Exemplo de solo coletado com anel volumétrico (b).

4.4.1. Determinação dos atributos físicos dos solos

Além dos parâmetros texturais (% argila, % silte e % areia), foram determinados os seguintes atributos físicos do solo: densidade do solo (DS) (g cm^{-3}); permeabilidade ao ar (K_a) (μm^2); microporosidade (MI) ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); macroporosidade (MA) ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); porosidade total (PT) ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); e resistência à penetração (RP) (MPa).

Inicialmente, as amostras não-deformadas foram saturadas numa bandeja com uma lâmina d'água cobrindo cerca de 2/3 de sua altura. Em seguida, foram colocadas em uma mesa de tensão (LIMA; SILVA, 2008).

A MI foi obtida a partir da quantidade de água retida nas amostras não-deformadas de solo submetidas à tensão de -6.0 kPa (60 cm de coluna de H_2O). A MA foi calculada pela diferença entre PT e MI. A PT foi obtida a partir da relação entre DS e a densidade de partículas, assumindo o valor de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ para esta última variável (REICHARDT, 1987).

Utilizando um penetrômetro, a RP foi determinada segundo a metodologia de Tormena et al. (1998), a qual faz uma medida de resistência no centro geométrico de cada amostra, a uma velocidade de penetração de $1,0 \text{ cm min}^{-1}$. O equipamento foi configurado para obter os valores de resistência em MPa, de forma que nenhuma transformação foi requerida no tratamento dos dados. A frequência de amostragem correspondeu à coleta de um valor de resistência a cada 0,67 segundos, obtendo-se um total de 266 leituras, das quais um valor médio foi utilizado.

A K_a foi determinada no potencial mátrico de -1,0 kPa (100 cm de coluna de H_2O), seguindo a metodologia de Springer et al. (1998). Na sequência, as amostras foram colocadas numa estufa a 105°C . Após um período de 24 horas, obteve-se a massa do solo seco. O cálculo da DS foi feito pela relação entre a massa do solo seco a 105°C e o volume do cilindro (50 cm^3) (BLAKE; HARTGE, 1986). A Figura 4.6 apresenta algumas das etapas das análises realizadas no Laboratório de Física dos Solos (ESALQ-USP).

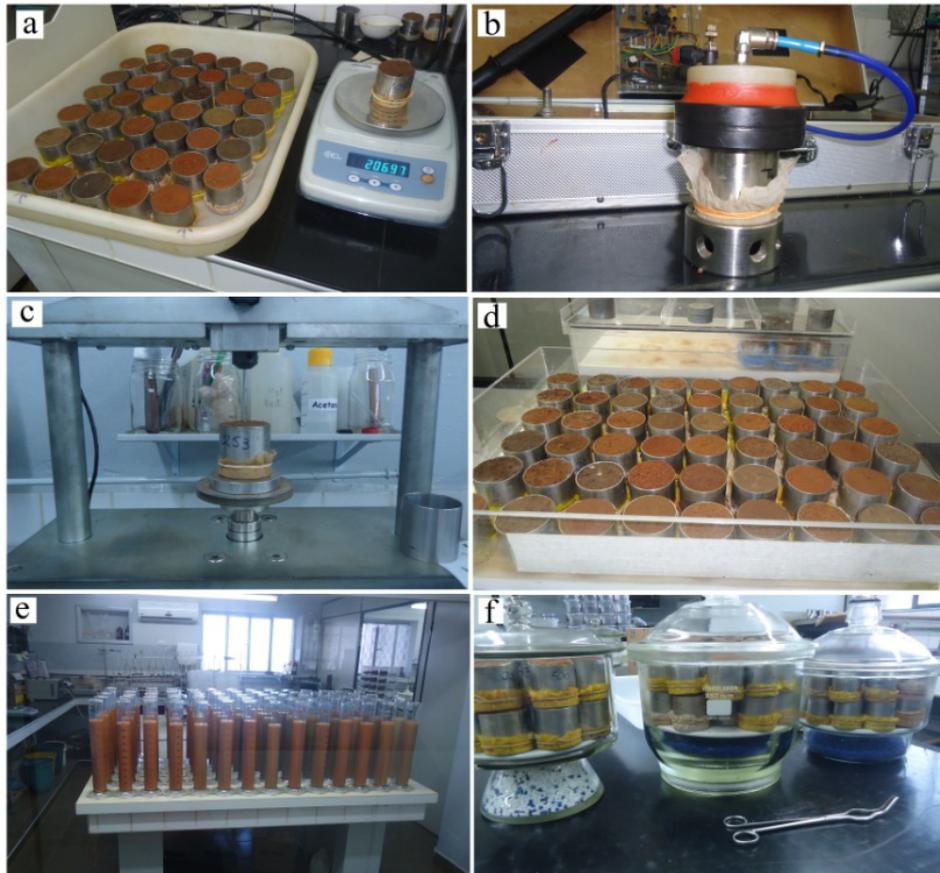


Figura 4.6 - Análises realizadas no Laboratório de Física dos Solos (Esalq-USP). Em destaque, algumas das etapas: medida da DS (a); K_a (b); RP (c); mesa de tensão (d); granulometria (e); secagem das amostras (f).

4.4.2. Determinação dos atributos químicos dos solos

Para a determinação dos atributos químicos, as amostras deformadas foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em malha de 2,0 mm e, em seguida, analisadas. Uma porção da amostra foi moída e passada completamente em peneira de 100 mesh (0,150 mm) e encaminhadas ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ-USP). Determinaram-se o pH do solo na solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$; Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3} trocáveis, extraídos com KCl e analisados por titulometria e o P extraído pelo método Mehlich e analisado por colorimetria (EMBRAPA, 1997). A quantificação de carbono orgânico total (CO) foi obtida por oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio, em meio sulfúrico e titulado com sulfato ferroso amoniacal. A quantificação de nitrogênio total (NT) foi realizada por meio de microdestilação (técnica Kjeldahl) por

destilação a vapor (EMBRAPA, 1997). A Figura 4.7 mostra a determinação do pH e P no Laboratório de Química dos Solos (ESALQ-USP).

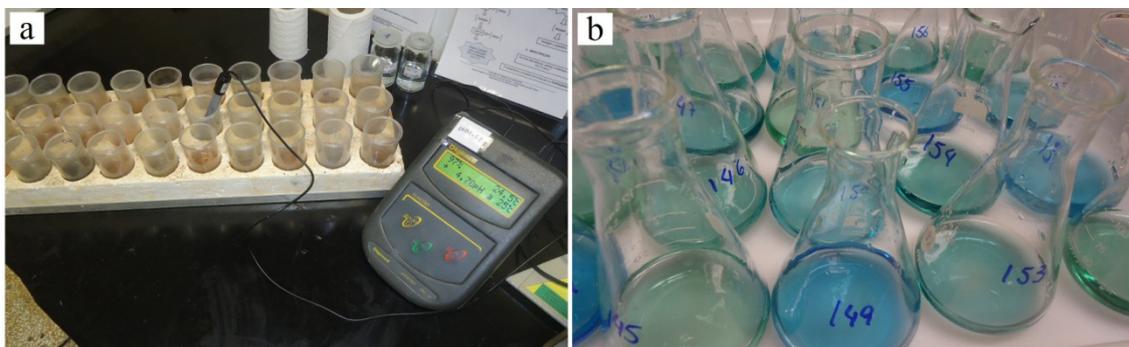


Figura 4.7 - Determinação dos parâmetros químicos dos solos no Laboratório de Química dos Solos (ESALQ-USP). Em destaque: determinação do pH (a) e P (b).

4.5. Estimativa de perda de solos por erosão

O modelo USLE foi utilizado para estimar o potencial de erosão da área de estudo, conforme Equação 2.2.

O fator R foi obtido através da Equação 2.3, considerando apenas as chuvas erosivas (> 12,5 mm), utilizando o método proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), onde R é a somatória das médias mensais do índice de erosão (EI), obtido pela Equação 2.4. Foram utilizados os dados de cinco estações pluviométricas disponibilizados pelo Sistema de Informações Hidrológicas da ANA (Hidroweb) para o cálculo do fator R (Tabela 4.3).

Os resultados do fator R de cada estação foram interpolados utilizando o método IDW (*Inverse Distance Weighted*), a fim de obter um mapa para toda a BARV. Segundo Lu e Wong (2008), o método IDW é indicado quando os dados não podem ser modelados de forma eficaz por um variograma.

Tabela 4.3 - Estações pluviométricas utilizadas e o valor médio do fator erosividade para cada localidade.

Estação pluviométrica	Coordenadas (Lat./Long.)	Período de observação	R calculado (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹)
Nova Mutum (Nova Mutum)	-13°81' -56°12'	1985 a 2011	11.980,7
Teles Pires (Sorriso)	-12°67' -55°79'	1977 a 2011	10.945,5
Fazenda Rio Novo (Nobres)	-14°22' -55°50'	2001 a 2011	12.196,9
Porto Roncador (Sorriso)	-13°55' -55°33'	1985 a 2010	11.039,7
Fazenda Divisão (Lucas do Rio Verde)	-12°98' -56°31'	2000 a 2011	11.131,8

Os valores de K foram determinados pelo método proposto por Denardin (1990), através da Equação 2.5. Foram utilizados os resultados das análises texturais (areia, silte, argila) e matéria orgânica dos 40 pontos de solos coletados no trabalho de campo. Para o valor de P (permeabilidade), utilizou-se o valor de 1, obtido em SEPLAN (2001) para ambas as classes de solos.

Os parâmetros L e S foram calculados conjuntamente através do software USLE-2D (DESMET; GOVERS, 1996), utilizando o Modelo Digital de Elevação (MDE) do SRTM na resolução espacial de 90 metros. O fator L é calculado por meio da divisão da área de contribuição pela largura ao longo do fluxo, que pode passar dentro de uma célula. Essa largura depende da direção do fluxo e é calculada utilizando o aspecto de direção (DESMET; GOVERS, 1996) (Equação 4.6).

$$L_{ij} = [(A_{ij} + D^2)^{m+1} - (A_{ij})^{m+1}] / x_{ij}^m D^{m+2} (22,13)^m \quad (4.6)$$

Onde:

L_{ij} = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j)

A_{ij} = área de contribuição de uma célula

D = tamanho da grade de células

x_{ij} = valor da direção do fluxo

m = coeficiente dependente da declividade

O expoente (m) da equação acima foi calculado de acordo com Wischmeier e Smith (1978), sendo $S < 1\%$, $m = 0,2$; $1\% \leq S \leq 3\%$, $m = 0,3$; $3\% < S \leq 5\%$, $m = 0,4$; e $S > 5\%$, $m = 0,5$. Para o cálculo do fator S, foi utilizada a Equação 4.7 proposta por Wischmeier e Smith (1978). Após o cálculo dos dois fatores (L e S), o USLE-2D fornece como resultado o fator LS em apenas um arquivo (Equação 4.7).

$$S_{ws} = 65,41sen^2\theta + 4,56sen\theta + 0,065 \quad (4.7)$$

sendo θ = ângulo (em graus) da encosta.

O fator C foi obtido utilizando o método empregado por Vezina et al. (2006) e Grecchi (2011), que levam em consideração para o cálculo do fator o tipo de cultura, o estágio de crescimento, a cobertura do solo e a erodibilidade da chuva. Para o cálculo deste fator foram consideradas as culturas da soja (1ª safra) e do milho (2ª safra), como principais coberturas do solo da área de estudo, fato este comprovado durante os trabalhos de campo. Os dados de cobertura média do dossel foram obtidos dos trabalhos de Toledo (2008) e Souza et al. (2010), que estimaram a porcentagem de cobertura das culturas aqui citadas. O fator C preliminar foi obtido de Bertoni e Lombardi Neto (2005) e a variável chuva (R%) foi calculada a partir da distribuição do fator R entre os meses do ano. O esquema do cálculo do fator C para a área de estudo é apresentado na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Esquema de cálculo do fator C para a classe de cobertura agropecuária.

Cultura	Mês	Estádio da cultura*	Cobertura média do dossel (%)	Fator C preliminar	Distribuição da chuva (R%)	Fator C ajustado
Soja (120 dias)	Set	P	0	1,00	0,03	0,030
	Out	1	20	0,80	0,09	0,072
	Nov	2	50	0,50	0,13	0,065
	Dez	3	90	0,10	0,21	0,022
	Jan	3	50	0,50	0,20	0,100
Milho (150 dias)	Fev	4/1	25	0,75	0,17	0,128
	Mar	2	55	0,45	0,09	0,041
	Abr	3	80	0,20	0,07	0,014
	Mai	3	50	0,50	0,01	0,005
	Jun	4	30	0,70	0,00	0,000
Pousio	Jul	5	10	0,90	0,00	0,000
	Ago	5	10	0,90	0,00	0,000
Fator C adotado para a classe agropecuária						0,476

* P – preparo do solo; 1 – semeadura; 2 – estabelecimento da cultura; 3 – desenvolvimento máximo; 4 – maturação; 5 – resíduos da cultura ou palhada (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

Para as classes de cobertura natural (savana arborizada, floresta estacional e contato savana-floresta ombrófila), foi realizado um levantamento bibliográfico e a média dos valores foi utilizada para a execução do modelo (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 - Fator C e suas referências para as classes de cobertura natural.

Classe de cobertura	Fator C	Referência	Fator C (média)
Floresta estacional	0,001	Grecchi (2011)	0,00744
	0,0001	Maeda (2008)	
	0,0001	Sparovek et al. (1997)	
	0,034	Galdino et al. (2003)	
	0,002	Denardin (1990)	
Contato (savana-flor.ombrófila)	0,0001	Maeda (2008)	0,00060
	0,001	Denardin (1990)	
	0,0007	Sparovek et al. (1997)	
Savana arborizada	0,0007	Maeda (2008)	0,05417
	0,042	Farinasso et al. (2006)	
	0,164	Galdino et al. (2003)	
	0,01	Denardin (1990)	

Para a estimativa do fator P, informações do trabalho de campo realizado no período de agosto de 2011 foram utilizadas, discriminando a prática de plantio direto e o sistema tradicional de cultivo. Neste caso, foi considerado plantio direto aquele talhão onde se verificou palhada sobre o solo, fosse esta de qualquer cultura. Foi considerado sistema convencional os talhões que não continham nenhum percentual de palhada ou onde houve revolvimento do solo para o plantio (Figura 4.8).

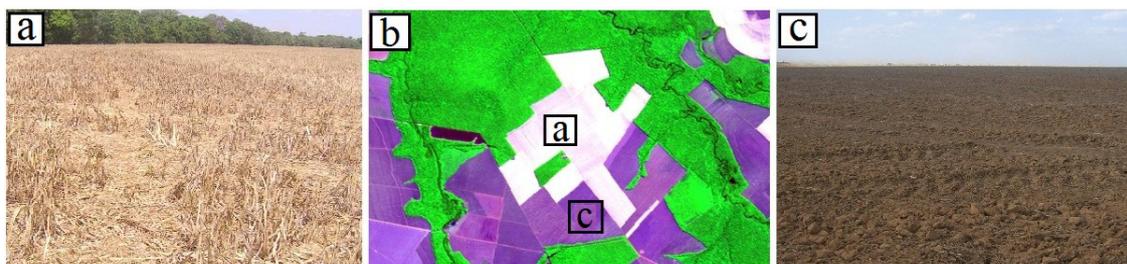


Figura 4.8 - Imagem TM em composição colorida (R5G4B3) de 24/07/2010 (b), com destaque para o solo com palhada (a - plantio direto) e revolvido (c - plantio convencional).

Foi utilizado o NDRI (GELDER et al., 2009) a fim de identificar o sistema de plantio (convencional e direto) para o ano de 2010 e a assim espacializar o fator P para a BARV. Utilizando a imagem do sensor TM/Landsat-5 de 24 de julho de 2010, espacializou-se para aquele ano o sistema de plantio ou prática conservacionista adotada, como suporte ao fator P. Foi adotado o valor do fator P para a classe agropecuária para cada sistema de plantio, segundo a classificação de Bertoni e Lombardi Neto (2005), que adota o valor de 0,25 para o plantio direto e 0,75 para o plantio convencional. Para o restante da área, ou seja, vegetação natural, o valor de P adotado foi 1.

Normalmente, o modelo USLE pode ser validado ou comparado com dados de produção de sedimentos que são adquiridos em estações sedimentológicas, dando assim uma ideia da precisão dos resultados, porém devido à única estação estar localizada 100 km a jusante da bacia, esta etapa não foi realizada.

4.6. Relações entre as modificações nas propriedades físico-químicas dos solos e a produtividade local da soja

Os valores médios e os desvios-padrões das propriedades físicas (DS, K_a , MI, MA, PT e RP) e químicas (pH, Al^{+3} , Mg^{+2} , Ca^{+2} , CO, NT, P) foram plotados em função das áreas de referência (solos sem uso agrícola) e das quatro diferentes classes de tempo de uso agrícola do solo (<10 anos; 10-20 anos; 20-30 anos; >30 anos). Todos os parâmetros indicadores da degradação dos solos também foram analisados em função dos dois diferentes níveis de profundidade de coleta das amostras (0-20 cm; 20-40 cm) para avaliar possíveis efeitos das ações de manejo que tendem a ser mais fortes no horizonte superficial.

Para verificar diferenças significantes nas médias dos parâmetros físicos e químicos, entre as diferentes classes de uso agrícola dos solos, uma análise de variância foi aplicada sobre os dados, utilizando-se o teste Tukey com 5% de probabilidade.

Com o objetivo de identificar possíveis impactos das mudanças nas propriedades (físicas e químicas) dos solos sobre a produtividade local da soja, dados das safras 2008/2009, 2009/2010 e 2010/2011 de quatro fazendas da área de estudo foram utilizados. Os dados de produtividade foram plotados em função das diferentes classes de tempos de uso agrícola dos solos. Ao todo foram obtidos dados de produtividade média de 74 talhões de quatro fazendas da BARV, totalizando 13 mil hectares, assim distribuídos: 5.210 ha com >30 anos de uso; 7.310 ha com 10-20 anos; e 480 ha com <10 anos. Não houve disponibilidade dos dados com 20-30 anos de uso, assim como dados de produtividade de milho dessas fazendas.

Por fim, estes mesmos dados de produtividade de soja foram plotados e analisados em função das classes de produtividade (baixa, média e alta) e das taxas de perda de solo geradas pelo modelo USLE. Esta etapa foi conduzida a fim de verificar algum indicativo de queda de produtividade devidos à erosão do solo. Além disso, a partir dos dados texturais dos talhões estudados, verificou-se a influência do teor de areia nos solos com classes distintas de produtividade de soja.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise da expansão agrícola na bacia do Rio Verde com imagens Landsat

Através da classificação das imagens orbitais dos sensores MSS/Landsat-2 (1980) e TM/Landsat-5 (1990, 2000 e 2010), tornou-se perceptível a rápida redução da vegetação natural originalmente presente na área de estudo. As imagens foram classificadas em Cerrado (vegetação natural) e Não Cerrado (áreas antropizadas) e a validação do classificador Bhattacharya apresentou bons resultados com valores de precisão global e Kappa de 0,94/0,88 para 2000, e 0,96/0,91 para 2010.

Na Tabela 5.1 são apresentadas as taxas de mudanças para todo o período de estudo. O primeiro período (1980 a 1990) apresentou a menor taxa de conversão de vegetação nativa em agricultura (14,3 km²/ano ou 0,7%). De todo o período de estudo, as maiores taxas de conversão ocorreram entre 1990 e 2000, quando foram estimados 44,2 km²/ano (2,2%). O terceiro período (2000 a 2010) apresentou a segunda maior taxa, com 27,1 km²/ano (1,7%). Na média, a área de estudo apresentou taxa de conversão de 28,5 km²/ano (1,3%).

Tabela 5.1 - Taxas anuais de conversão da vegetação nativa de Cerrado entre o período de 1980 e 2010 para agricultura na área de estudo.

Ano	Período (anos)	Cerrado (km ²)	Total convertido		Área convertida	
			km ²	%	km ² /ano	%
1980		2.148,1				
	10		142,7	6,6	14,3	0,7
1990		2.005,4				
	10		441,9	22,0	44,2	2,2
2000		1.563,5				
	10		270,9	17,3	27,1	1,7
2010		1.292,5				
Total	30		855,5	46,0	28,5	1,3

Para Jepson (2005), as taxas de modificações ocorridas no Mato Grosso nas últimas décadas estão relacionadas ao grande avanço e desenvolvimento da agropecuária, principalmente aos plantios de soja e milho. Ocorre também pelo fato de o relevo plano

permitir alta intensidade de mecanização da lavoura, o que contribuiu para a abertura e manejo de grandes áreas de cultivo. A Figura 5.1 mostra que a área plantada com soja passou de 2 para 13 mil km² de 1990 a 2011 na região de estudo, e a área plantada com milho de 0,66 para 4 mil km², no mesmo intervalo de tempo, sendo neste último caso, contabilizado somente a 2^a safra.

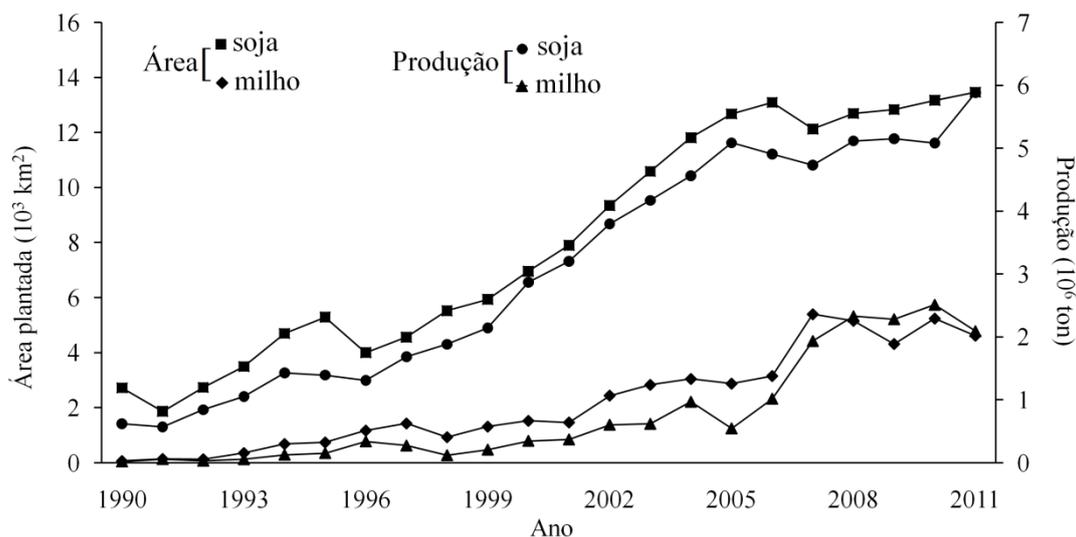


Figura 5.1 - Evolução da área plantada e produção das principais culturas (soja e milho) entre o período de 1990 e 2011 para os dois principais municípios que compõem a área de estudo (Nova Mutum-MT e Santa Rita do Trivelato-MT). Fonte: IBGE (2012).

Brannstrom et al. (2008) estimaram a taxa anual de conversão em dois pólos agropecuários localizados no bioma Cerrado, Luis Eduardo Magalhães (BA) e Canaranã (MT), no período de 1986 a 2002. Segundo eles, houve uma taxa de conversão anual de 2,6% e 1,3%, respectivamente. Grecchi (2011), analisando uma região com similar comportamento agrícola, em Primavera do Leste (MT), indicou que a taxa de desmatamento entre 1970 e 1985 foi de 1,5% ao ano.

Quando os resultados da classificação supervisionada foram sobrepostos ao Mapa de Vegetação Potencial (Figura 5.2a), pôde ser observado que áreas de agropecuária já ocupavam 36,6% da bacia em 1980, passando para 40,8% em 1990, para 53,8% em 2000 e 61,8% em 2010, resultando numa área remanescente de Cerrado (vegetação natural) de apenas 38,2% no ano de 2010 (Figura 5.2b, c, d).

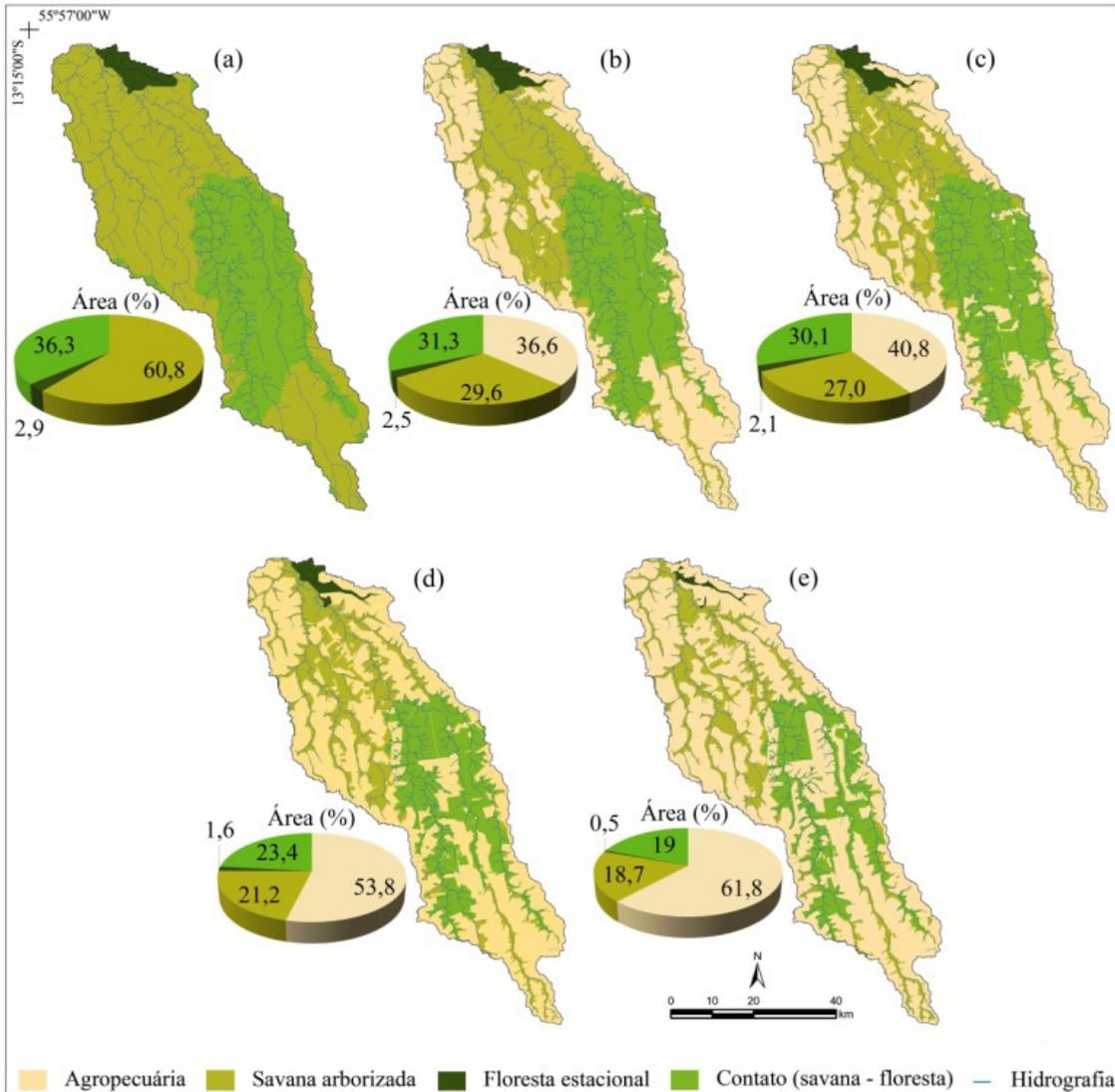


Figura 5.2 - Mudanças ocorridas entre 1980 e 2010, para as classes de cobertura: Sa (savana arborizada); Agr (agropecuária); Contato Sa-Fo (contato savana arborizada e floresta ombrófila) e Fe (floresta estacional). Vegetação potencial (a); 1980 (b); 1990 (c); 2000 (d); 2010 (e).

A porcentagem de ocupação pela classe agropecuária na bacia em 1980 (36,6%; Figura 5.2b) é consistente com o início do período de ocupação do Cerrado, entre 1970 e 1975, como descrito por Jepson et al. (2009). No início da década de 1980, aproximadamente 800 famílias vindas do sul do Brasil foram alocadas em projetos de assentamentos no estado do Mato Grosso, com o objetivo exclusivo de transformar o Cerrado numa área de produção agrícola. Além disso, este período tem como principal marco o lançamento da primeira variedade de soja adaptada às condições ambientais da região do Cerrado,

conhecida como Doko. Ela tinha como principal característica a tolerância a altas concentrações de alumínio. Esta variedade foi desenvolvida pelo Programa Nacional de Pesquisa de Soja, que foi um projeto dentre muitos outros da Embrapa. Após o lançamento, o governo federal começou a incentivar produtores inscritos nos programas Polocentro (1975) e Prodecer (1979) a cultivar soja em áreas de Cerrado, tornando-se assim, a principal cultura do bioma Cerrado e responsável por grande parte das transformações deste bioma nas últimas décadas (JEPSON et al., 2009).

Em 1990, aproximadamente 460 mil ha de terras já haviam sido comercializadas oficialmente por cooperativas e companhias privadas, encorajando produtores agrícolas na abertura de novas áreas e o avanço do sistema agrícola naquela época (JEPSON, 2009). Nos anos subsequentes, a tendência de expansão da fronteira agrícola permanece tanto no estado do Mato Grosso, como na presente área de estudo.

As Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4 permitem uma avaliação mais detalhada através da detecção de mudanças ocorridas entre 1980 e 2010. Na Tabela 5.1, a transição de 1980 para 1990 apresentou uma conversão de 7% da vegetação natural para uso agrícola, sendo que 4,5% estão relacionados à Savana arborizada. Já entre 1990 e 2000 (Tabela 5.2), 14,5% da vegetação natural foi convertida para agropecuária, sendo este período identificado como o mais intenso e com as maiores taxas de desmatamento, com a classe de Contato (savana-floresta) apresentando a maior taxa de conversão entre as categorias de vegetação (7,3%).

Entre 2000 e 2010, 9,9% da vegetação natural foi convertida para agropecuária, com a classe de vegetação Contato (savana-floresta) liderando as taxas de conversão, com 5%. De modo geral, a classe Savana arborizada foi a mais afetada, totalizando 15% de redução de área, seguida do Contato (savana-floresta) com 14,4% e 2% da Floresta estacional. O fato de a categoria Savana arborizada apresentar as maiores perdas pode estar relacionado pelo fato de esta fitofisionomia apresentar-se como a vegetação mais suscetível ao desmatamento devido ao seu extrato arbustivo de menor porte, quando comparada às duas outras classes de vegetação (RATTER et al., 2003).

Tabela 5.2 - Matriz de mudanças entre 1980 e 1990.

		Para: 1990					
		Área (%)	Sa	Agr	Contato Sa-Fo	Fe	Total
De: 1980	Sa		25,1	4,5	0,0	0,0	29,6
	Agr		1,9	33,9	0,8	0,0	36,6
	Contato Sa-Fo		0,0	2,1	29,2	0,0	31,3
	Fe		0,0	0,4	0,0	2,1	2,5
	Total		27,0	40,9	30,0	2,1	100

Tabela 5.3 - Matriz de mudanças entre 1990 e 2000.

		Para: 2000					
		Área (%)	Sa	Agr	Contato Sa-Fo	Fe	Total
De: 1990	Sa		20,2	6,7	0,0	0,0	26,9
	Agr		1,0	39,3	0,6	0,0	40,8
	Contato Sa-Fo		0,0	7,3	22,8	0,0	30,1
	Fe		0,0	0,5	0,0	1,6	2,1
	Total		21,2	53,8	23,4	1,6	100

Tabela 5.4 - Matriz de mudanças entre 2000 e 2010.

		Para: 2010					
		Área (%)	Sa	Agr	Contato Sa-Fo	Fe	Total
De: 2000	Sa		17,4	3,8	0,0	0,0	21,2
	Agr		1,3	51,9	0,6	0,0	53,8
	Contato Sa-Fo		0,0	5,0	18,4	0,0	23,4
	Fe		0,0	1,1	0,0	0,5	1,6
	Total		18,7	61,8	19,0	0,5	100

Sa: savana arborizada; Agr: agropecuária; Contato Sa-Fo: contato savana arborizada-floresta ombrófila; Fe: floresta estacional.

■ Não alterado ■ Alterado ■ Regeneração

Atualmente, a região centro-norte é considerada o maior pólo de produção agrícola do estado do Mato Grosso, correspondendo a 39% da produção de soja e 49% da produção de milho e apenas 3% de pecuária (IMEA, 2013), o que implica numa das regiões onde mais houve modificações e mudanças de cobertura do solo nas últimas décadas neste estado. Duas principais razões podem explicar o porque dos produtores serem atraídos para esta região. Primeiro, o Planalto do Parecis é considerado uma das regiões mais produtivas do Mato Grosso, principalmente pelo fato de estar localizado sobre um grande chapadão com declividades que não ultrapassam 3%, facilitando a mecanização das culturas. Logicamente que a produtividade de uma região pode estar atrelada a diversos fatores externos, como manejo da cultura, variedade cultivada, entre outros. Porém, a média de produtividade da soja em Nova Mutum e Santa Rita do Trivelato é de 3,14 tons/ha, enquanto a média do estado é de 2,96 tons/ha, o que funciona como um atrativo adicional para novos produtores. Segundo, a BR-163, considerada eixo de integração e desenvolvimento, foi construída pelo governo federal em direção ao porto de Santarém, a fim de facilitar o escoamento da produção agrícola ao mercado internacional, diminuindo os custos de transporte da safra. Esta obra criou novas expectativas de que o custo de produção da soja diminuísse nesta região (FEARNSIDE, 2001), atraindo novos produtores. Entretanto, atualmente apenas 10% da produção de soja é encaminhada ao porto de Santarém-PA, sendo a maior parcela de exportação ainda realizada através do porto de Santos-SP, responsável por 48% das exportações desta cultura (IMEA, 2013).

5.2. Análise da dinâmica de intensificação agrícola com dados MODIS

Através das análises das séries temporais do EVI, obtidas do sensor MODIS entre 2000 e 2010, os resultados deste tópico demonstram que os produtores do Mato Grosso adotaram novas práticas de cultivo, neste caso, o sistema de plantio com duas safras comerciais ao ano (Figura 5.3). No período de estudo, quando a série temporal de imagens EVI foi analisada, a área com a prática de uma safra passou de 1.695 km² na safra 2000/2001 para 2.053 km² na safra 2009/2010, ou seja, aumento de 21%. Já o manejo de duas safras passou a ser praticado no ano/safra 2002/2003, com 205 km², passando para 942 km² na safra 2009/2010, ou seja, um aumento de 359%, o que demonstra a alta tendência de intensificação de uso do solo na BARV.

Foi observado que a prática de uma safra não apresentou mais expansão a partir do ano/safra 2003/2004, estabilizando a área, ao contrário do manejo de duas safras, que apresentou crescimento em praticamente todos os anos, demonstrando grande tendência de crescimento para os próximos anos (Figura 5.4), já que houve a estagnação de abertura de novas áreas.

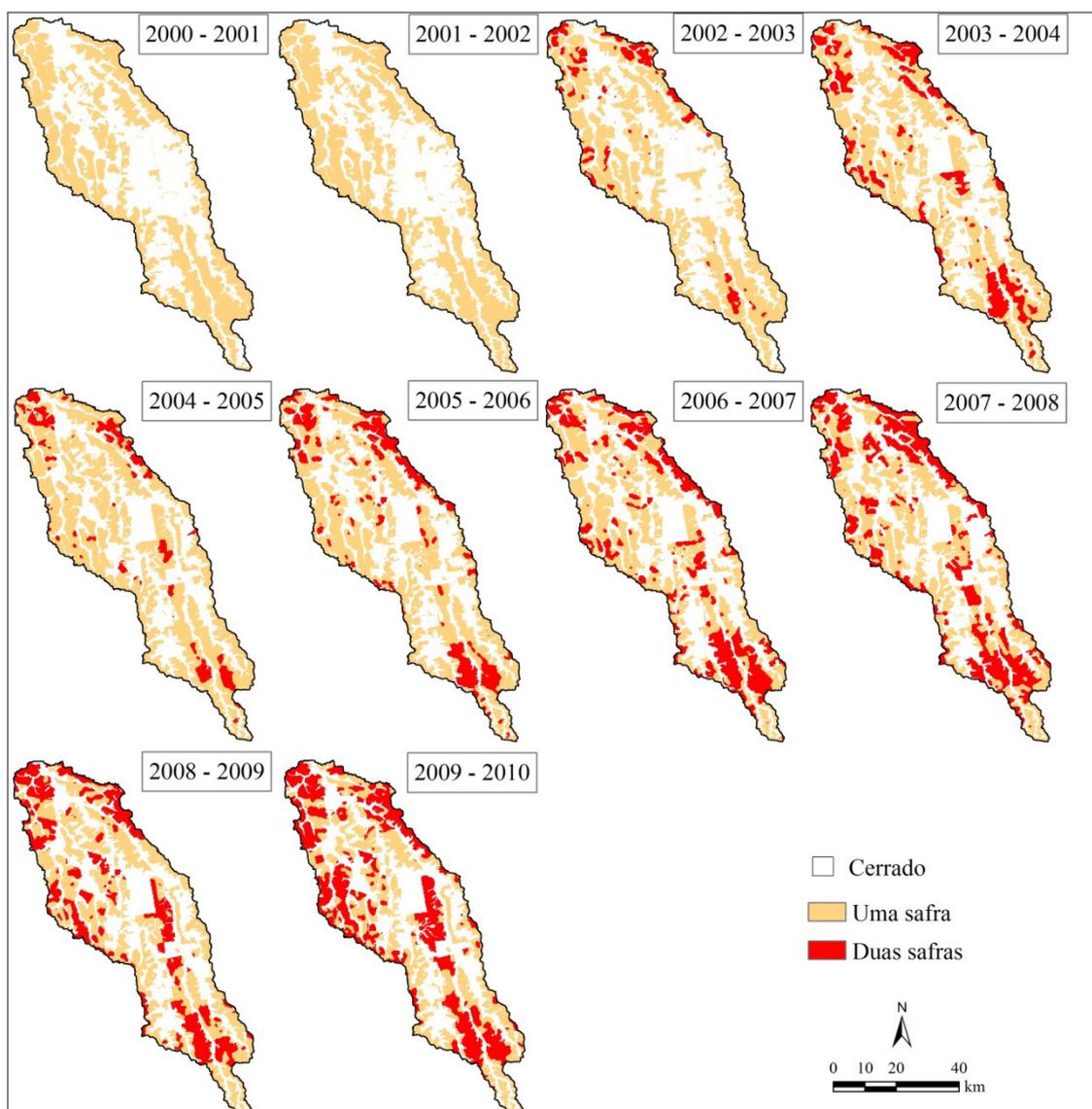


Figura 5.3 - Distribuição espacial para cada ano/safra, de 2000 a 2010, com práticas de uma e duas safras agrícolas analisadas a partir dos dados EVI.

Arvor et al. (2012), analisando as principais regiões produtoras de grãos do Mato Grosso (Sapezal, Rondonópolis, Lucas do Rio Verde e Querência), entre 2000 e 2007,

observaram que em média, a prática de duas safras no ano apresentou aumento de 590%.

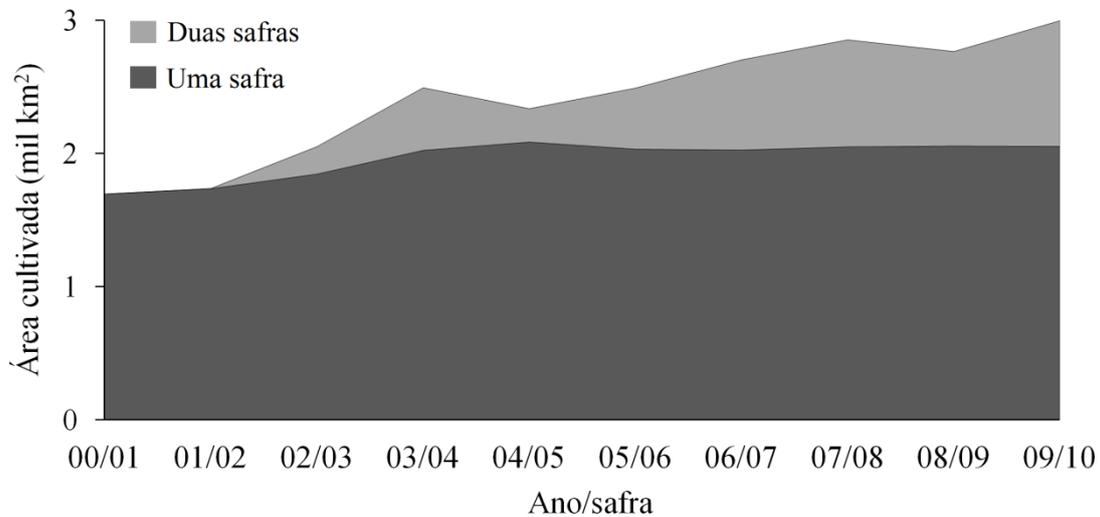


Figura 5.4 - Área cultivada com uma e duas safras entre 2000 e 2010 para a BARV.

Através das imagens Landsat-5 em composição colorida, a Figura 5.5 mostra um exemplo de como a dinâmica de duas safras é realizada na BARV. A imagem de janeiro (10/01/2009) apresenta a cultura agrícola (provavelmente soja) com alto vigor vegetativo destacando-se da vegetação nativa. Em março (15/03/2009), a cultura já foi colhida com destaque para o solo exposto. Em maio (02/05/2009), ocorre a segunda safra já em desenvolvimento (provavelmente milho). Por fim, no mês de junho (19/06/2009), o solo está novamente exposto com a segunda safra já colhida.

É importante observar que na safra 2002/2003, apenas 15% da área cultivada na bacia era praticada com duas safras e o restante com uma safra. Na safra 2009/2010, aproximadamente 40% da área cultivada passou a ser praticada com o manejo de duas safras por ano. Além disso, os dados demonstram grande tendência de incremento do cultivo duplo (Figura 5.6).

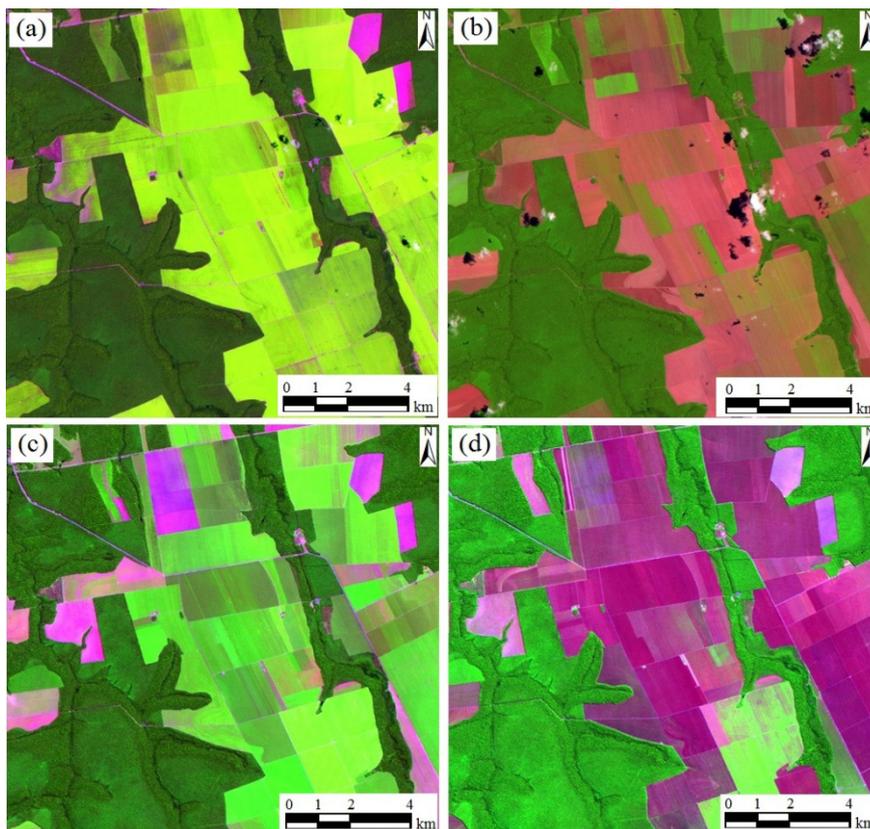


Figura 5.5 - Exemplo da dinâmica dos talhões com cultivo de duas safras em imagens TM/Landsat-5 (composições coloridas R5G4B3) em diferentes datas: 10/01/2009 (a); 15/03/2009 (b); 02/05/2009 (c) e 19/06/2009 (d).

Apesar do presente trabalho não ter identificado os tipos de culturas, Arvor et al. (2012) comentam que, na região de Lucas do Rio Verde e Nova Mutum, no ano safra 2006/2007, 90% do sistema de duas safras está relacionado ao plantio da soja como 1ª safra e o milho como 2ª safra. Com base nos resultados de Arvor et al. (2012) e nos trabalhos de campo realizados na região dentro da presente pesquisa, podemos inferir que a maior parte da 2ª safra na área está relacionada à cultura do milho. A Figura 5.7 apresenta a área plantada de milho cultivado como 1ª e 2ª safra de 2003 a 2011 no estado do Mato Grosso, demonstrando predominância do plantio desta cultura na 2ª safra. Além disso, segundo a CONAB (2013), 92% do milho produzido no estado do Mato Grosso vem da 2ª safra (milho safrinha).

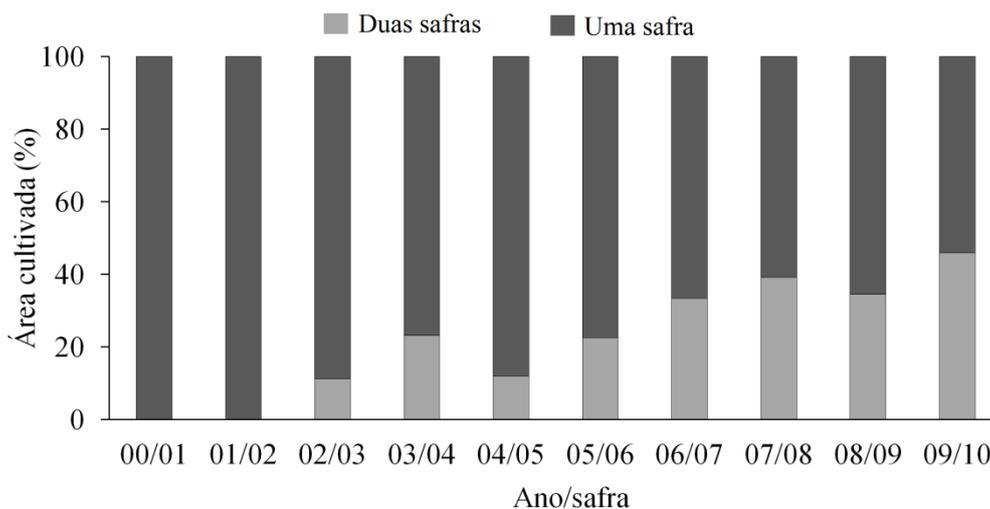


Figura 5.6 - Distribuição da área cultivada com uma e com duas safras em porcentagem para cada ano/safra da área de estudo, considerando os anos agrícolas de 2000/2001 a 2009/2010.

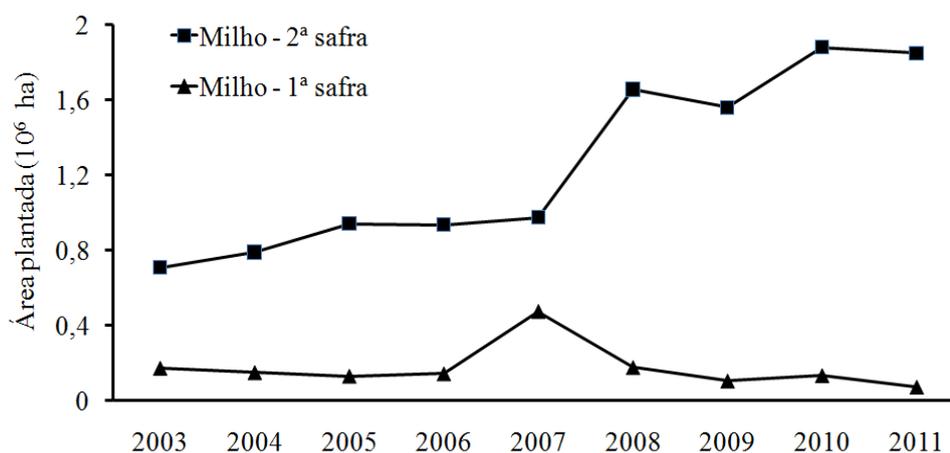


Figura 5.7 - Área plantada com milho (1ª e 2ª safra) no estado do Mato Grosso. Fonte: CONAB (2013).

Segundo Jepson et al. (2009), a soja é considerada o pilar da economia do Mato Grosso. O predomínio desta combinação (soja/milho) está ligada primeiramente ao mercado da soja praticado como uma *commoditie*, da qual 45% dos grãos, 50% do farelo e 30% do óleo são exportados, o que significa uma renda segura ao produtor. Já o grande destino final do milho, aproximadamente 70% da produção, é para as indústrias de ração animal que abastecem as grandes agroindústrias, principalmente de suínos e aves (MAPA, 2013). Além disso, essa produção regional tem acompanhado o expressivo

desenvolvimento da suinocultura e avicultura no centro-oeste brasileiro, onde se beneficiam da disponibilidade de milho a preço mais favorável do que em outras regiões do Brasil, sobretudo na entressafra.

Em trabalho de campo pela região, foi verificada a existência de uma grande unidade agroindustrial (Sadia do Brasil), instalada a partir de 2008, a qual abate em média 400 mil aves e 5 mil suínos por dia, o que explica em parte, o grande crescimento da produção de milho 2ª safra na região, como observado na Figura 5.7, a qual também mostra como o milho 1ª safra neste estado é reduzida.

A Figura 5.8 apresenta alguns dos principais resultados encontrados para a área de estudo, quando analisados visualmente os perfis temporais de EVI. A Figura 5.8a mostra um perfil temporal de uma safra, onde foi identificado pela metodologia aplicada, provavelmente com a cultura da soja. A Figura 5.8b mostra um perfil de duas safras, onde é possível observar um comportamento típico de soja (1ª safra) e milho (2ª safra). A Figura 5.8c mostra o perfil de uma safra de soja com posterior plantio de uma safra não comercial. Já o perfil da Figura 5.8d mostra um comportamento de duas culturas, onde a segunda safra apresenta um ciclo diferente, com uma base maior se comparada à da Figura 5.8b, podendo-se inferir que seja a cultura de algodão, com base nos resultados obtidos por Brown et al. (2013).

A Figura 5.9 pode ser relacionada ao comportamento do perfil da Figura 5.8c, com um pequeno pico de EVI de valor aproximado 0,45, localizado logo após a colheita da safra de soja. Este comportamento ocorre normalmente com o cultivo de crotalária (Figura 5.9a) ou milheto (Figura 5.9b), utilizados como forma de adubo verde pelos produtores, com o objetivo de aumentar o conteúdo de matéria orgânica do solo.

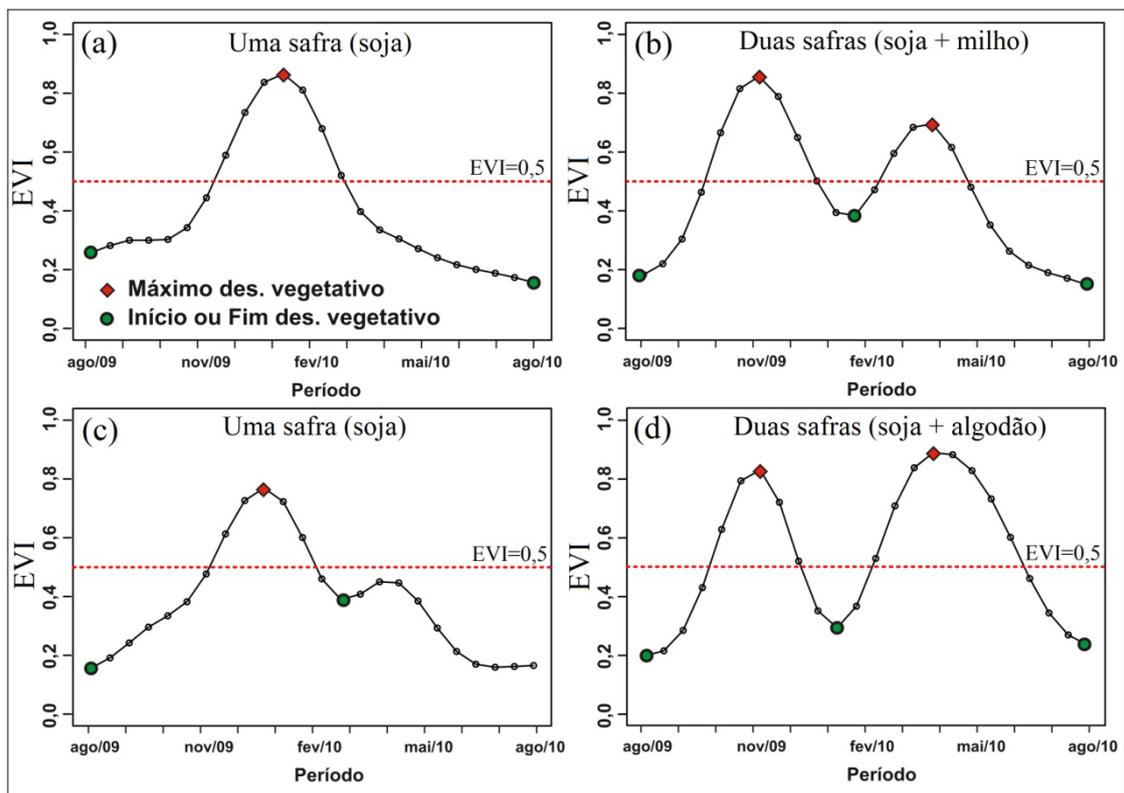


Figura 5.8 - Identificação de uma e duas safras na BARV com análise de perfis dos dados EVI.

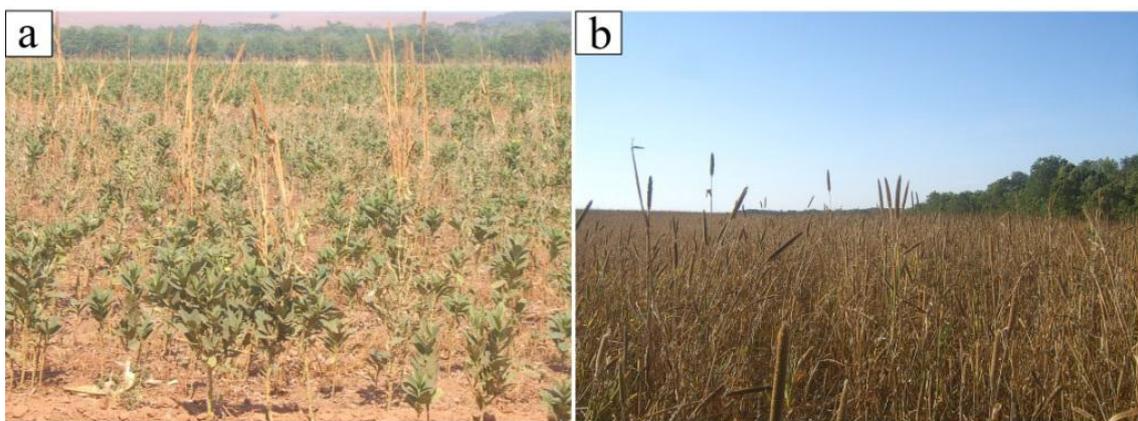


Figura 5.9 - Plantio de crotalária (a) e milheto (b) presentes em algumas propriedades na área de estudo, conduzidas como forma de adubação verde.

5.2.1. Análise da qualidade dos dados EVI

Através da análise das imagens de *Pixel Reliability* foi verificada a qualidade dos dados EVI utilizados no presente trabalho. A Figura 5.10 mostra em porcentagem, em relação às 23 cenas EVI de cada ano/safra, a distribuição da qualidade dos *pixels* MODIS (*Pixel Reliability*) com valores iguais a 3 (nuvem) na área de estudo.

Para melhor entendimento, uma porcentagem entre 10 e 20% no mapa, por exemplo, significa que de 3 a 4 imagens utilizadas na série temporal possuem *pixels* de qualidade ruim. Já uma porcentagem no mapa de 20 a 40% significa que 5 a 9 imagens da série de imagens possuem *pixels* de baixa qualidade, e assim por diante. É possível constatar que a área de estudo apresenta em alguns períodos imagens com grande porcentagem de *pixels* de baixa qualidade, como constatado no ano/safra de 2003/2004, onde mais de 50% da bacia apresenta entre 20 a 40% da série temporal com *pixels* classificados inutilizáveis. O melhor período pode ser verificado no ano/safra 2000/2001, onde grande porção da bacia apresenta <10% de *pixels* com baixa qualidade. Como comentado por Atzberger e Eilers (2011), em alguns casos, a região de estudo é significativamente afetada por grandes períodos com nuvens, a qual é encontrada com grande frequência nos períodos de desenvolvimento da cultura da soja (outubro a fevereiro), período chuvoso, fazendo com que seja necessário o emprego de dados filtrados.

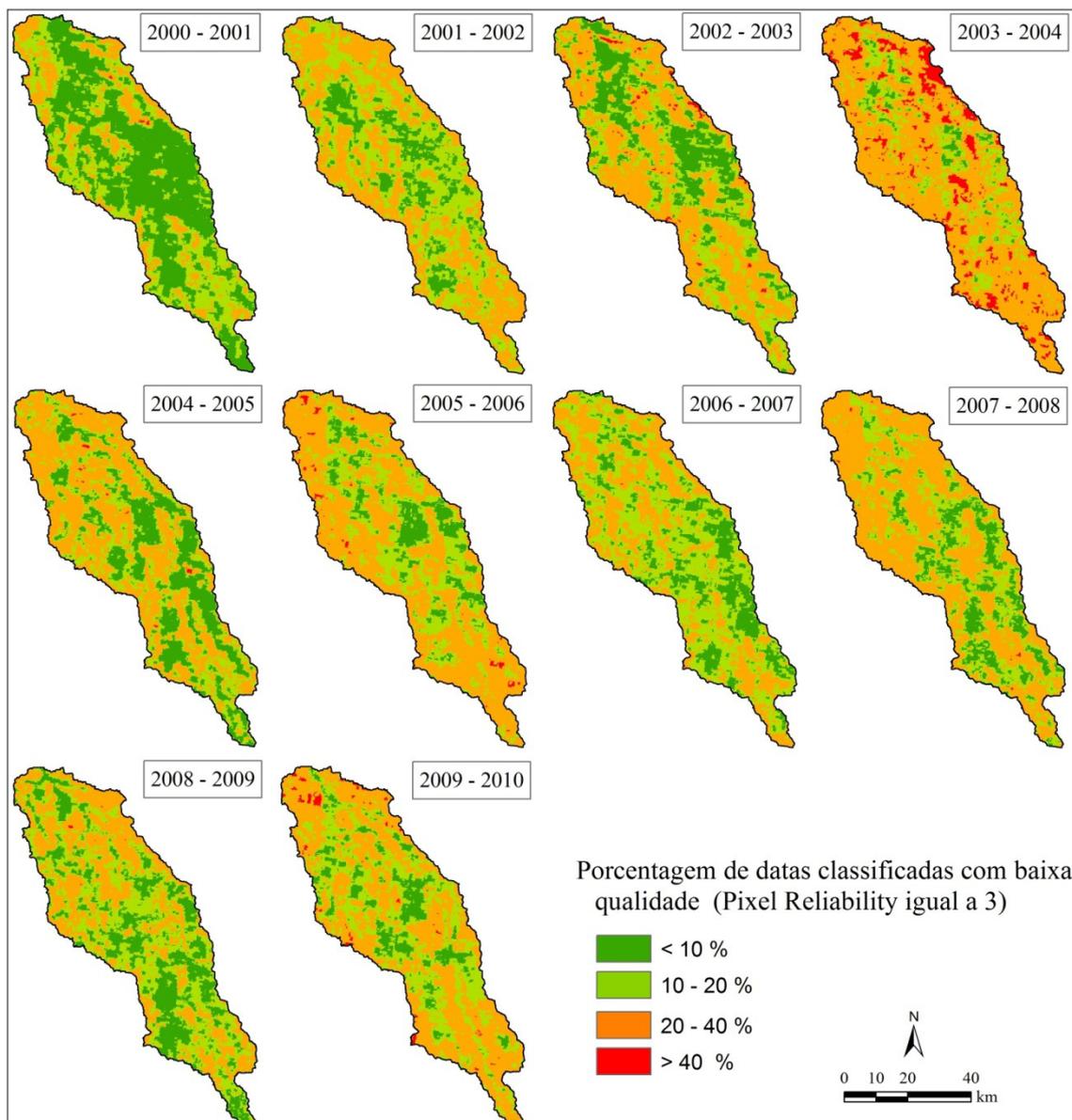


Figura 5.10 - Porcentagem da série temporal de dados EVI para cada ano safra (23 imagens) com valores de *Pixel Reliability* igual a três.

5.3. Estimativa do tempo de uso agrícola do solo

Através da análise multitemporal e sobreposição dos quatro mapas de uso do solo (1980, 1990, 2000 e 2010) apresentados na Seção 5.1, foi possível estimar o tempo de uso do solo das áreas agrícolas para toda a BARV. A Figura 5.11 mostra que 30,9% da bacia tem sido utilizada por mais de 30 anos, quando considerado o ano de 1980 como referência. Ocupações recentes, com menos de 10 anos de uso, totalizaram 9,1% da área cultivada e estão localizadas preferencialmente na porção central da bacia. Isto permite

deduzir que a bacia foi inicialmente ocupada ao longo das bordas, provavelmente devido à facilidade de acesso existente entre dois pequenos núcleos urbanos (os municípios de Nova Mutum e Sorriso). Uma pequena parcela (1,9%) da bacia foi identificada como uso descontínuo no período de 1980 a 2010, o que confirma que o abandono de terras não é uma prática comum nesta região (HOUGHTON et al., 2000). A tendência é de uso intensivo do solo, em que se procura obter a máxima rentabilidade da terra.

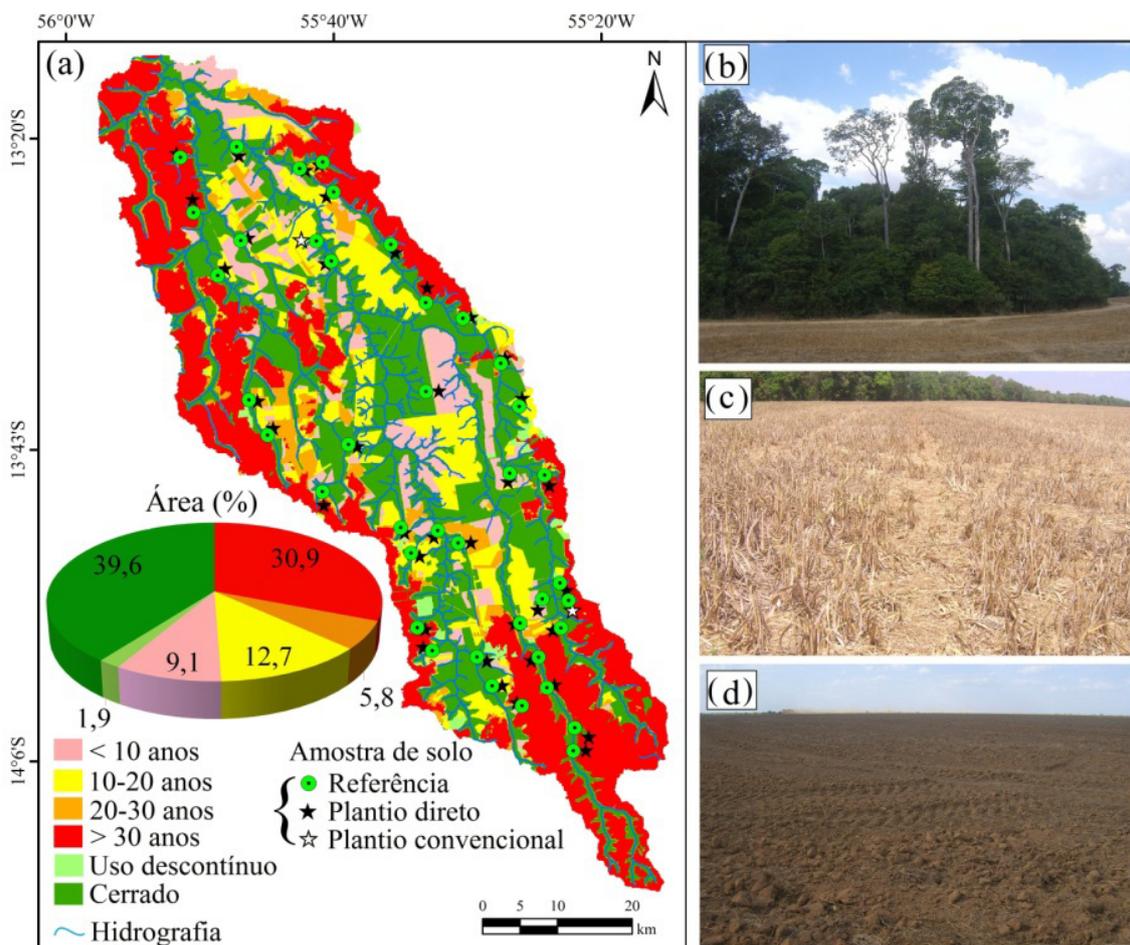


Figura 5.11 - (a) Mapa de tempo de uso do solo com as classes < 10; 10-20; 20-30 e > 30 anos de uso e a localização dos pontos de amostragem de solo. (b) Exemplo de um local de referência de amostragem (vegetação natural ao lado de área antropizada). (c) Exemplo de plantio direto. (d) Exemplo de plantio convencional.

Na Figura 5.11a, ainda é possível observar a distribuição dos locais de coleta de amostras de solos utilizados para identificação das modificações dos solos decorrentes do tempo de atividade agrícola. Dos 80 pontos (40 em vegetação nativa e 40 em solo agrícola), foram observados apenas dois pontos em talhões com plantio convencional, sendo o restante em plantio direto.

Através das imagens Landsat, analisadas a partir de 1973, foi possível obter o período em que determinado talhão passou a ser utilizado por algum tipo de atividade agrícola. A Figura 5.12 mostra que todas as 14 áreas das amostras coletadas no tempo de uso > 30 anos iniciaram suas práticas com o uso agrícola antes de 1973. Já as amostras coletadas em solos com menos de 10 anos de uso, apresentaram o início de uso agrícola predominantemente entre 2001 e 2003, com apenas uma amostra entre 2003 e 2004. As outras amostras são mostradas na Figura 5.12.

Esta etapa auxiliou no controle e no monitoramento do tempo de uso do solo, onde 100% dos pontos amostrados em campo puderam ser monitorados através da disponibilidade de imagens da área, confirmando o uso contínuo dos talhões, sem abandono de área.

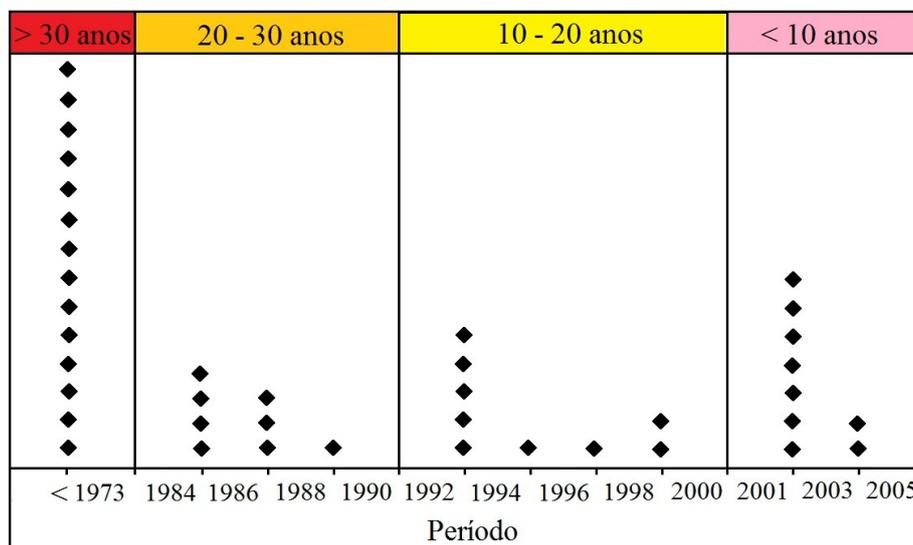


Figura 5.12 - Distribuição dos 40 pontos de amostras de solos em áreas antropizadas e a estimativa do período de início do uso do solo nos locais de amostragem, conforme o tempo de uso do solo (> 30; 20-30; 10-20 e < 10 anos).

5.4. Modificações nas propriedades físicas e químicas dos solos em decorrência do tempo de uso agrícola

5.4.1. Propriedades físicas

Valores médios das propriedades físicas dos solos em função da profundidade de coleta das amostras e das classes de tempo de uso do solo são apresentados na Tabela 5.5 e na Figura 5.13. Alguns dos parâmetros físicos dos solos são inversa e fortemente correlacionados em ambas as profundidades de coleta das amostras, como as variáveis DS e PT ($r = -0,94$ em 0-20 cm; $r = -0,92$ em 20-40 cm) e RP e PT ($r = -0,82$ em 0-20 cm; $r = -0,81$ em 20-40 cm). Estas correlações eram esperadas e estão de acordo com o trabalho de Silva et al. (2009), os quais verificaram que o aumento de DS afeta a distribuição, a geometria e o tamanho dos poros, resultando na redução da PT (correlação negativa entre DS e PT). Por sua vez, a redução de PT com a compactação dos solos pelos maquinários agrícolas resulta em um aumento nos valores de RP (correlação negativa entre RP e PT).

A DS aumentou com o aumento do tempo de uso agrícola dos solos (Tabela 5.5; Figura 5.13 a). Este atributo também aumentou da superfície (0-20 cm) para a subsuperfície (20-40 cm). Nas áreas de referência (sem uso agrícola), este atributo apresentou diferença significativa em relação às demais classes de tempo de uso, em ambas as profundidades, conforme inferido a partir da aplicação do teste de Tukey para diferenças entre médias (Tabela 5.5). A maior média de DS observada foi de $1,54 \text{ g cm}^{-3}$ na classe de 20-30 anos (20-40 cm), proporcionando aumento significativo em relação à DS das áreas de referência, que foi de $1,04 \text{ g cm}^{-3}$ (20 a 40 cm), sendo diferente estatisticamente da classe >30 anos. Outros estudos também relatam aumento de DS quando solos sob cobertura nativa são convertidos à prática agrícola (GÖL, 2009; BIRO et al., 2011). O maior valor médio de DS encontrado no presente estudo ($1,54 \text{ g cm}^{-3}$) está próximo ao valor crítico admissível ($1,55 \text{ g cm}^{-3}$), que impõe significativas restrições ao crescimento das raízes das plantas (FERNANDEZ et al., 1995).

Tabela 5.5 - Média das propriedades físicas do solo em relação ao tempo de uso agrícola.

Propriedade do solo	Profundidade (cm)	Referência (sem uso)	<10 anos	10-20 anos	20-30 anos	> 30 anos
DS	0-20	0,97 e	1,19 d	1,29 c	1,46 a	1,38 b
	20-40	1,04 e	1,25 d	1,35 c	1,54 a	1,43 b
K _a	0-20	54,06 a	17,96 b	9,80 c	5,47 c	6,09 c
	20-40	50,95 a	16,06 b	8,33 c	4,35 c	5,27 c
RP	0-20	0,66 d	1,09 c	1,29 b	1,54 a	1,51 a
	20-40	0,81 c	1,20 c	1,31 c	1,68 a	1,56 b
MA	0-20	0,34 a	0,24 b	0,15 c	0,07 c	0,12 cd
	20-40	0,30 a	0,25 b	0,17 c	0,06 c	0,12 d
MI	0-20	0,28 c	0,30 bc	0,35 ab	0,37 a	0,35 ab
	20-40	0,29 b	0,27 b	0,31 ab	0,35 a	0,33 a
PT	0-20	0,63 a	0,54 b	0,51 c	0,44 e	0,47 d
	20-40	0,60 a	0,52 b	0,48 c	0,41 e	0,45 d

DS (Densidade do solo em g cm⁻³); K_a (Permeabilidade ao ar em μm²); RP (Resistência à penetração em MPa); MI (Microporosidade em cm³ cm⁻³); MA (Macroporosidade em cm³ cm⁻³); PT (Porosidade total em cm³ cm⁻³).

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

Outro efeito direto do aumento de DS é a compactação e o consequente aumento da resistência mecânica ao crescimento vertical das raízes das plantas. O aumento de DS está diretamente relacionado ao trânsito de maquinários agrícolas pesados, principalmente em momentos em que os solos ainda estão úmidos devido à precipitação pluviométrica, de tal modo que tal compactação provoca a diminuição da PT, do tamanho e da continuidade dos poros (OLIVEIRA et al., 2004; SILVA; ROSOLEM, 2002). Além disso, a compactação excessiva pode limitar a adsorção e/ou absorção de nutrientes, a infiltração e a redistribuição de água, as trocas gasosas e o desenvolvimento do sistema radicular, resultando em decréscimo na produção, aumento da erosão e da potência necessária para o preparo do solo (SOANE, 1990).

Os resultados de K_a, que diminuem com o tempo de uso agrícola do solo, mostraram médias estatisticamente similares para as classes de uso 10-20 anos, 20-30 anos e >30 anos, que se diferenciaram apenas da classe <10 anos e das áreas sob vegetação nativa (Tabela 5.5; Figura 5.13b). Esses resultados estão de acordo com Silva et al. (2009), que observaram a redução gradual de K_a em solos antropizados. Além disso, a redução de K_a está relacionada a uma alteração da geometria, volume e distribuição dos poros

(LIMA et al., 2005), reduzindo a trajetória e o volume total de espaço poroso disponível para o fluxo de ar.

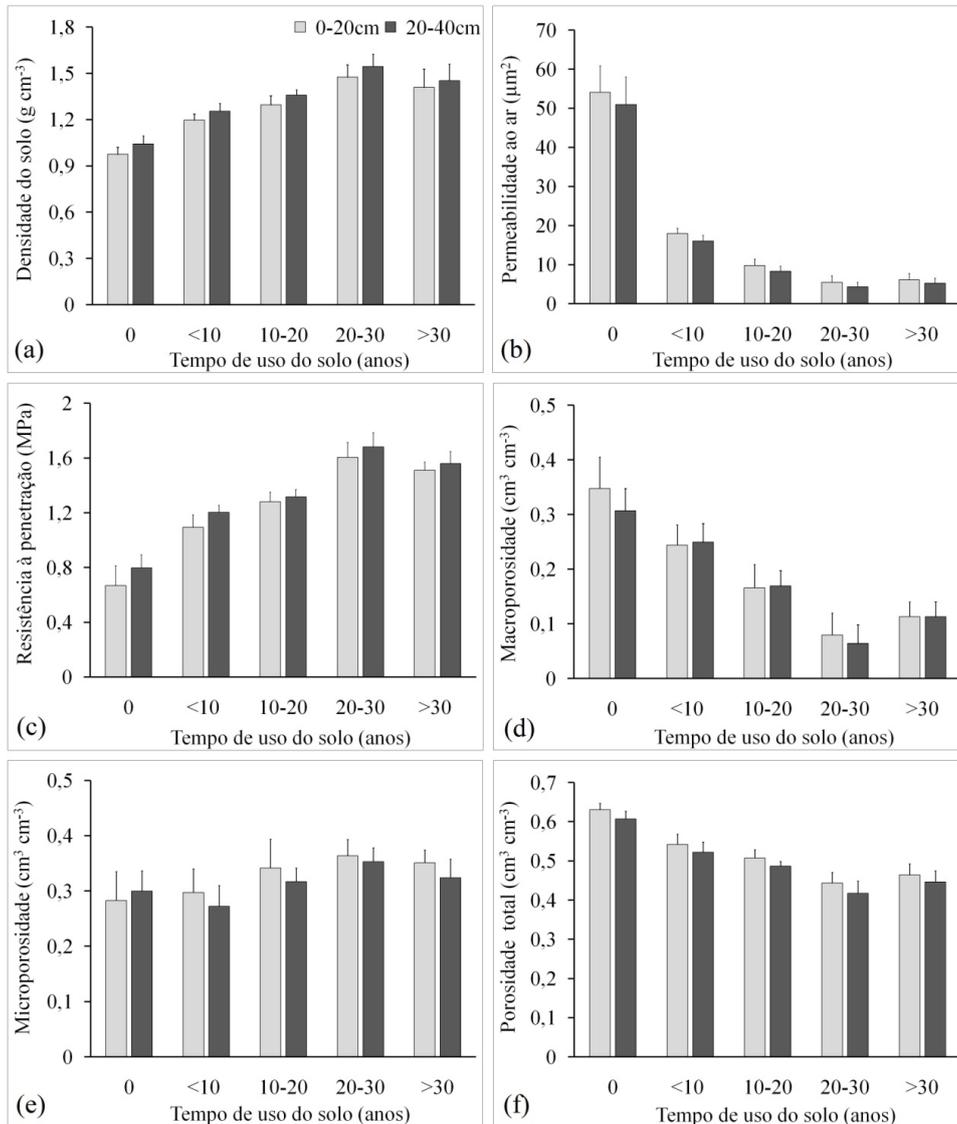


Figura 5.13 - Média e desvio padrão dos atributos físicos dos solos analisados em duas profundidades de amostragem conforme o tempo de uso do solo. Densidade do solo (a); Permeabilidade ao ar (b); Resistência à penetração (c); Macroporosidade (d); Microporosidade (e); Porosidade total (f).

Para o parâmetro RP, novamente os solos sob vegetação nativa (referência) apresentaram diferença significativa em relação às demais classes de tempo de uso (Tabela 5.5; Figura 5.13c). A RP é um dos atributos físicos que mais frequentemente restringem o crescimento das raízes e da parte aérea das plantas (TORMENA et al.,

1998). Valores de RP críticos ao desenvolvimento das culturas variam em função da espécie vegetal e das características dos solos. Entretanto, o valor de 2 MPa é uma média amplamente utilizada como valor crítico (SILVA et al., 1994; TORMENA et al., 1998). No presente estudo, o maior valor observado foi de 1,68 MPa na classe 20-30 anos (20 a 40 cm).

Pela análise das Figuras 5.13(e-f) e Tabela 5.5, quando comparadas com as áreas de referência, todas as demais classes de tempo de uso agrícola do solo sofreram redução da MA e de PT e aumento da MI, nas duas profundidades analisadas, em concordância com os resultados de Oliveira et al. (2004). O menor valor da variável MA (0,06 na classe 20-30 anos) pode gerar efeitos agronômicos negativos, pois valores abaixo de 0,10 são considerados críticos ao desenvolvimento das raízes (SILVA et al., 1994), afetando a absorção de água e de solutos dos solos, bem como dificultando o crescimento normal das plantas.

5.4.2. Propriedades químicas

Os solos do Cerrado, na sua maioria, apresentam acidez muito elevada ($\text{pH} < 4,3$), destacando-se aqueles sob vegetação de cerrado, como pode ser observado na Figura 5.14 e Tabela 5.6, onde a média é de 4,02 (0-20 cm) e 4,12 (20-40cm), diferenciando-se estatisticamente dos solos antropizados. Já os solos cultivados apresentam uma pequena elevação do pH devido à correção destes com insumos como calcário (CaCO_3) e gesso agrícola ($\text{CaSO}_4\text{H}_2\text{O}$), alcançando a maior média de 4,91 nos solos com mais de 30 anos de uso agrícola. Além dos insumos, o aumento do pH está relacionado à queda do conteúdo de CO em solos cultivados (BIRO et al., 2011). Em solos do norte do Mato Grosso, sob vegetação de Cerrado, Carvalho (2006) obteve dados similares. Segundo o autor, mesmo corrigidos, estes solos são considerados como tendo acidez elevada ($\text{pH} 4,4-5,0$), o que diminui a disponibilidade de macro e micronutrientes do solo, desfavorecendo o desenvolvimento das raízes das plantas e, conseqüentemente, a produtividade das culturas. Normalmente, a faixa de pH entre 5,8 e 6,2 é a mais adequada para se ter uma maior disponibilidade da maioria dos nutrientes essenciais disponíveis para as culturas (SFREDO, 2008).

Conjuntamente à correção da acidez, ocorre a neutralização do Al, o qual pode alcançar níveis tóxicos às plantas. Na Figura 5.14 e Tabela 5.6, observa-se que os solos sob vegetação nativa apresentam grande concentração deste elemento diferenciando-se estatisticamente do restante das classes agrícolas com média de 1,06 (0-20 cm) e 0,80 (20-40 cm). Mesmo com a aplicação dos corretivos agrícolas, algumas classes de tempo de uso apresentam um nível acima do ideal para o cultivo da soja, como demonstrado nas classes de tempo de uso <10 e 10-20 anos.

Observou-se maior concentração de CO nas amostras superficiais (0-20 cm) em relação às subsuperficiais (20-40 cm) em todos os pontos de coleta, com a vegetação de cerrado apresentando as maiores médias, devido à decomposição dos restos vegetais da floresta, diferenciando-se estatisticamente do restante das classes de solos agrícolas. As maiores mudanças ocorreram em solos cultivados de 20 a 30 anos, com redução de 38% (0-20 cm) e 40% (20-40 cm) de CO. Tognon et al. (1998) observaram que em solos do cerrado sob vegetação nativa (Savana arborizada), em horizonte superficial (0-20 cm), o teor de CO pode oscilar de 45,3 g dm⁻³ em Latossolo Vermelho amarelo a 45,4 g dm⁻³ em Latossolo Vermelho escuro, demonstrando que quase não há variação entre as classes de solos. É possível notar que, entre os atributos químicos analisados, o CO foi o que sofreu a maior modificação, quando se leva em consideração o sentido de degradação do solo (Figura 5.14). Esta redução também foi verificada nos trabalhos realizados por Lal (2001) e Yao et al. (2010), já que a conversão da vegetação através da derrubada e queima da vegetação natural, seguida do cultivo do solo, resulta na diminuição da matéria orgânica. Após a conversão de florestas em solos cultivados, por 8, 16 e 41 anos, a redução do CO foi de 25%, 39%, e 55%, respectivamente (WU; TIESSEN, 2002). Celik (2005) reportou que o CO reduziu-se em 48% (0-10 cm) e 50% (10-20 cm) em solos cultivados por 12 anos. Para Materechera e Mkhabela (2001), o declínio dos conteúdos de CO afeta, além da disponibilidade de nutrientes às plantas, a estrutura física dos solos, ou atributos como densidade do solo e resistência à penetração.

Outro elemento que apresentou redução com o tempo de uso foi o NT, com a menor média (0,87 g dm⁻³) identificada em solos cultivados de 20 a 30 anos. A redução foi de aproximadamente 29%, quando comparada à média do NT da vegetação.

Os dois principais componentes removidos em maior quantidade e significância foram o CO (38% de redução quando comparado ao solo de 20-30 anos de uso) e o NT (29% de redução quando comparado ao solo de > 30 anos de uso), ambos comparados à composição química do solo de referência (condição de solo anterior à instalação da cultura) e na mesma profundidade (0-20cm). Smaling et al. (2008) concluíram que a conversão de cerrado para agricultura pode apresentar em média uma redução de 25 a 50% do nitrogênio total. Bakker et al. (2007) observaram que a produtividade de áreas de cultivo intenso só é sustentada devido às altas doses de fertilizantes químicos aplicados ao solo, como constatado com o Ca^{+2} , Mg^{+2} e P (Figura 5.14), compensando as perdas de nutrientes que ocorrem juntamente com os solos erodidos. Se considerada a profundidade de 20 cm, os solos sob vegetação nativa da área estudada, podem armazenar em média de 40 a 52 t ha⁻¹ de CO (Figura 5.14e). Graca et al. (1999) comentam que este valor pode variar de 30 a 80 t ha⁻¹.

Os elementos Ca^{+2} , Mg^{+2} e P apresentam as maiores médias nas camadas superficiais (0-20 cm) dos solos cultivados e são estatisticamente diferentes dos solos sob cerrado nativo devido às aplicações de fertilizantes. As maiores médias de Ca^{+2} e Mg^{+2} são encontradas em solos com mais de 30 anos de cultivo, com 20,07 mmol_c dm⁻³ (20 vezes maior que a referência) e 10 mmol_c dm⁻³ (6 vezes maior que a referência), respectivamente. Já o P apresentou a maior média em solos cultivados de 10 a 20 anos, com 15,06 mmol_c dm⁻³ (aproximadamente 3 vezes maior que a referência). Segundo Fageria (2001), a acentuada deficiência de Ca^{+2} , Mg^{+2} e P e a elevada concentração de Al constituíam inicialmente a maior limitação para o cultivo em solos do Cerrado, sendo necessário o uso intensivo de corretivos e fertilizantes, permitindo o cultivo de culturas como a soja e o milho.

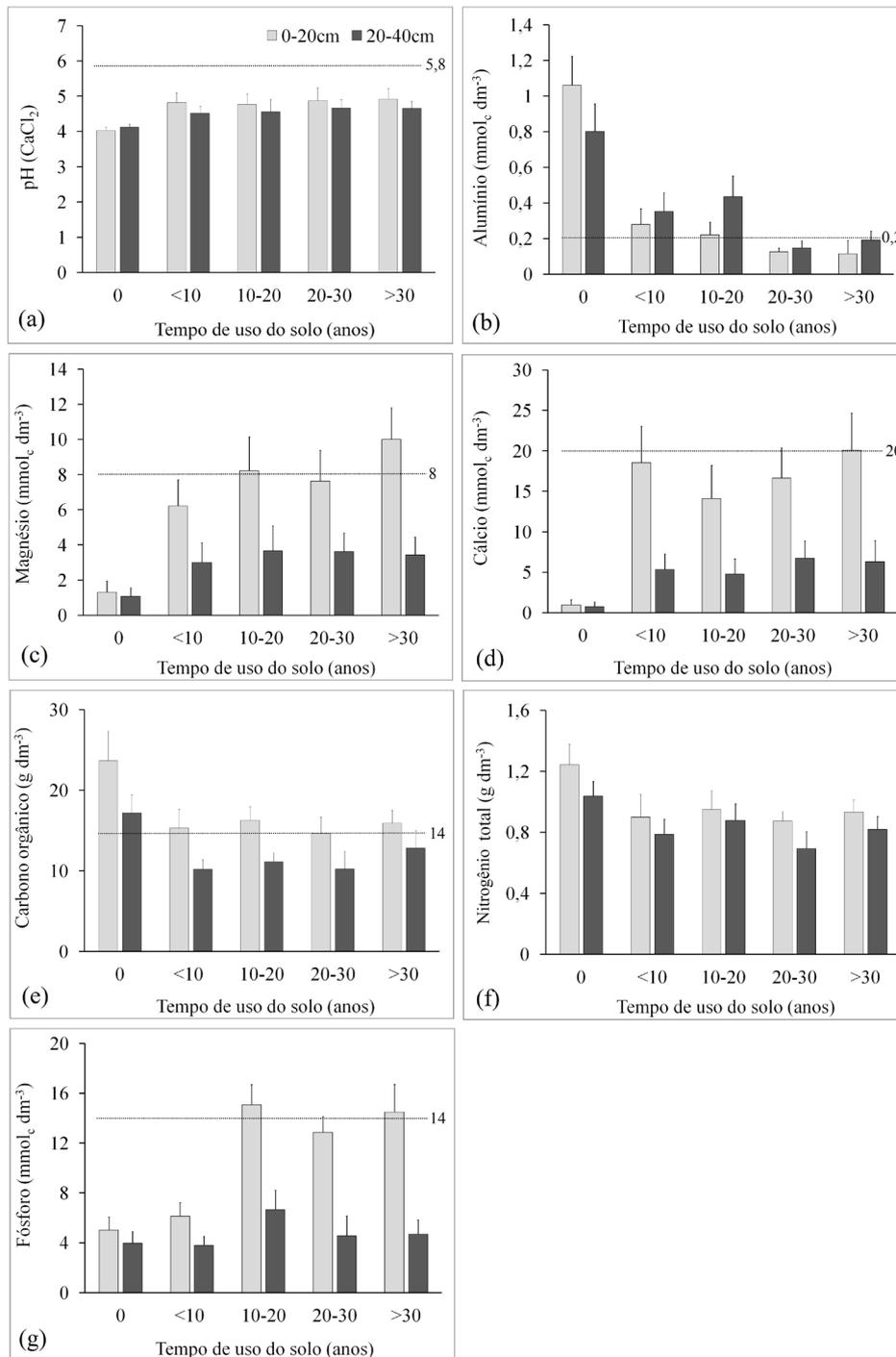


Figura 5.14 - Média e desvio padrão dos atributos químicos dos solos analisados em duas profundidades de amostragem conforme o tempo de uso do solo. pH (a); Alumínio (b); Magnésio (c); Cálcio (d); Carbono orgânico (e); Nitrogênio total (f); Fósforo (g).

*A linha tracejada mostra os níveis ideais de cada elemento no solo para a produção de soja, exceto para o elemento N (Fonte: SFREDO, 2008).

De forma geral, observa-se aqui, com práticas de manejo, uma melhora dos atributos químicos (Mg^{+2} , Ca^{+2} , P, Al^{+3}) e da fertilidade dos solos cultivados em relação aos solos sob vegetação nativa (referência). Isto demonstra a tentativa de se melhorar o solo do Cerrado, ao menos quimicamente, através do uso de diversos tipos de fertilizantes a fim de satisfazer as exigências nutricionais principalmente da soja, a principal cultura da região. Portanto, é uma das principais explicações para a adaptação desta cultura e para o conseqüente avanço da fronteira agrícola sobre o Cerrado do Mato Grosso. Carvalho et al. (2006) destacam que no processo de conversão de vegetação nativa com baixa fertilidade natural em agricultura sob sistemas de cultivo intenso, a aplicação de corretivos e fertilizantes tem resultado na melhoria dos atributos químicos do solo.

Tabela 5.6 - Média das propriedades químicas do solo em relação ao tempo de uso agrícola.

Propriedade do solo	Profundidade (cm)	Referência (sem uso)	<10 anos	10-20 anos	20-30 anos	> 30 anos
pH	0-20	4,02 b	4,82 a	4,77 a	4,87 a	4,91 a
	20-40	4,12 b	4,51 a	4,56 a	4,66 a	4,91 a
Al^{+3}	0-20	1,06 a	0,27 b	0,22 bc	0,12 bc	0,11 c
	20-40	0,80 a	0,35 b	0,43 b	0,14 c	0,19 c
Mg^{+2}	0-20	1,30 d	6,20 c	8,20 b	7,62 bc	10,00 a
	20-40	1,07 b	3,00 a	3,66 a	3,62 a	3,42 a
Ca^{+2}	0-20	0,95 c	18,55 a	14,11 b	16,62 ab	20,07 a
	20-40	0,75 a	5,33 a	4,77 a	6,75 a	6,28 a
CO	0-20	23,68 a	15,30 b	16,28 b	14,62 b	15,89 b
	20-40	17,18 a	10,18 b	11,14 b	10,22 b	12,84 b
NT	0-20	1,24 a	0,89 b	0,94 b	0,87 b	0,93 b
	20-40	1,03 a	0,78 bc	0,87 b	0,69 c	0,81 bc
P	0-20	5,02 c	6,12 c	15,06 a	12,86 b	14,47 ab
	20-40	3,97 b	3,80 b	6,65 a	4,54 b	4,68 b

pH (Acidez do solo em $CaCl_2$); Al^{+3} (Alumínio em $mmol_c dm^{-3}$); Mg^{+2} (Magnésio em $mmol_c dm^{-3}$); Ca^{+2} (Cálcio em $mmol_c dm^{-3}$); CO (Carbono orgânico em $g dm^{-3}$); NT (Nitrogênio total em $g dm^{-3}$); P (Fósforo em $mmol_c dm^{-3}$).

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

5.5. Perdas de solo por erosão estimada pelo modelo USLE

Os fatores da USLE são apresentados na Figura 5.15 e podem ser relacionados aos processos erosivos da área. O fator R variou de 11.091 a 12.072 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ano⁻¹, com média de 11.506, o que é considerado muito alto segundo Silva (2004). A Figura 5.16 mostra a distribuição do fator R (em porcentagem) durante os meses do ano.

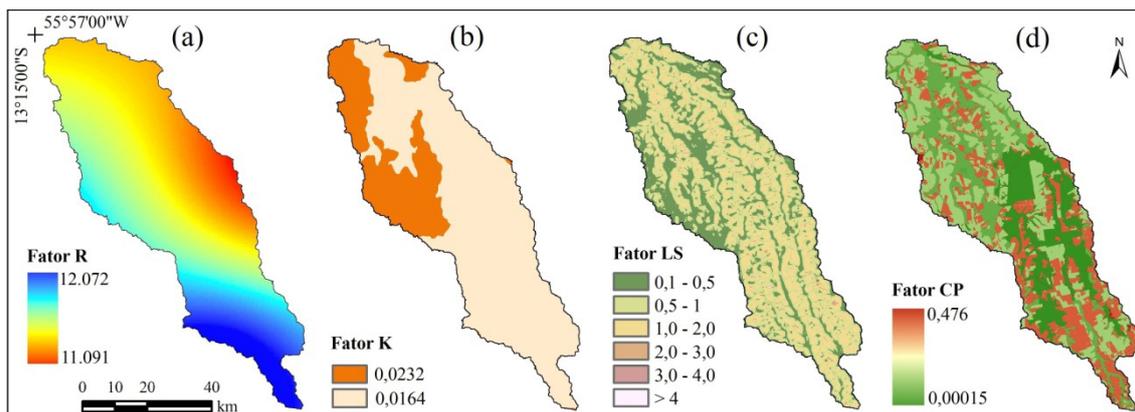


Figura 5.15 - Fatores que compõem a USLE. Fator erosividade – R em MJ mm ha⁻¹h⁻¹ano⁻¹ (a); Fator erodibilidade - K em t h MJ⁻¹ mm⁻¹ (b); Fator topográfico - LS (c) e Fator cobertura e práticas conservacionistas - CP (d).

Já que o fator R está relacionado com a concentração das chuvas, este parâmetro, segundo Beskow et al. (2009), pode ser um indicativo dentro do período de um ano, dos meses de maiores probabilidades de ocorrência de erosão hídrica. Neste estudo, pôde ser observado que aproximadamente 70% dos dados estão concentrados em apenas quatro meses (novembro, dezembro, janeiro e fevereiro), indicando maiores probabilidades de ocorrência de erosão nestes meses (Figura 5.16). Contudo, levando em consideração a área antropizada, Toledo (2008) e Souza et al. (2010) mostraram que os meses de dezembro e janeiro apresentaram as maiores médias de cobertura do solo devido às culturas agrícolas da região, auxiliando na proteção do solo, como pode ser observado na Figura 5.16, que representa a média do EVI para a presente área de estudo, tanto para uma, quanto para duas safras ao ano.

Vezina et al. (2006) comentam que o cultivo duplo deixa o solo mais vulnerável a processos erosivos, pois o solo fica mais exposto entre as etapas de colheita (1ª safra) e plantio (2ª safra), quando o índice de cobertura do solo é pequeno. Porém, isso depende

de outros fatores, como tipo de cobertura, manejo da cultura, tipo de plantio (direto ou convencional), entre outras variáveis. Já os meses de maio a setembro apresentam valores mínimos do fator R, coincidindo com os meses em que o solo se encontra normalmente desprovido de vegetação, o que porém não implica em grandes riscos de erosão, já que a maior intensidade de chuvas desta região encontram-se entre os meses de novembro a fevereiro.

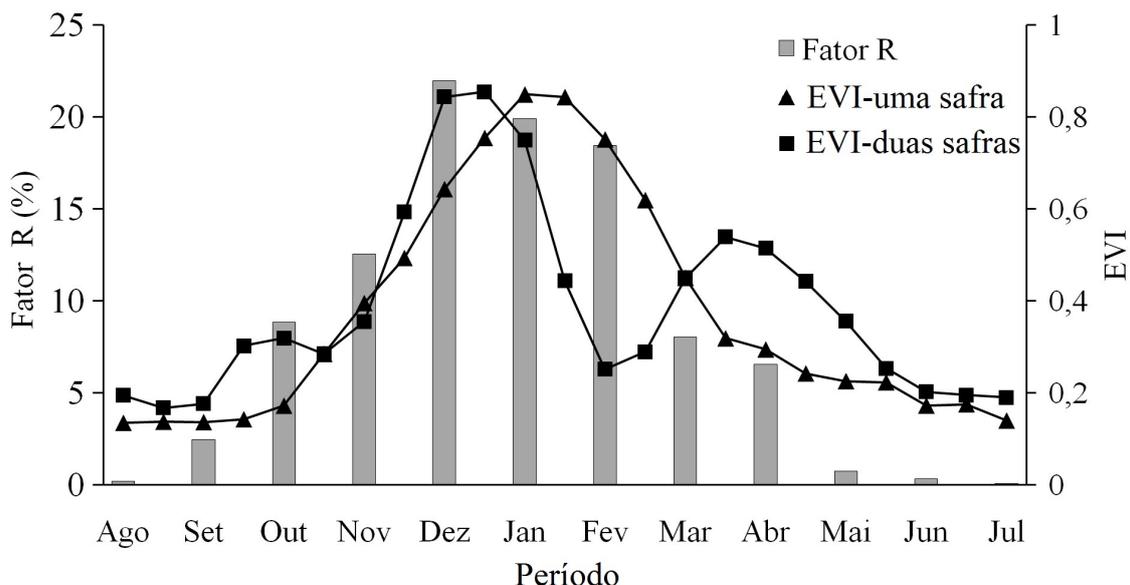


Figura 5.16 - Distribuição do fator R durante os meses do ano e a cobertura do solo representada pelo EVI, para uma e duas safras.

Os fatores K de ambas as classes de solos, LVd ($0,0164 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) e LVAd ($0,0232 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), podem ser considerados de média erodibilidade, segundo Denardin (1990) e Mannigel et al. (2002). Foster et al. (1981) comentam que normalmente solos muito intemperizados apresentam erodibilidade de média a baixa. O LVAd apresentou resultado ligeiramente maior que o LVd, possivelmente devido à textura do primeiro ser mais arenosa e o conteúdo de matéria orgânica menor.

O fator LS variou de 0,03 a 6,18, apresentando média de 0,78 e com aproximadamente 90% dos dados abaixo de 1,57, o que é considerado um valor baixo, segundo Desmet e Govers (1996) (Figura 5.17a). Para Beskow et al. (2009), o fator topográfico LS é um dos parâmetros da USLE que mais refletem sobre o risco de erosão de uma região. Segundo Grecchi (2011), o fator LS é altamente relacionado com o relevo. Valores LS

inferiores a 1 estão condicionados ao relevo plano (0-3% de declividade), valores de LS variando de 1 a 3 correspondem a áreas de relevo levemente ondulado (3-6% de declividade), e por fim, valores de LS maiores de 3 representam áreas de relevo com declividade moderada (declividade > 6%). Portanto, quando levado em consideração apenas o fator LS, a BARV reflete baixo risco de processos erosivos.

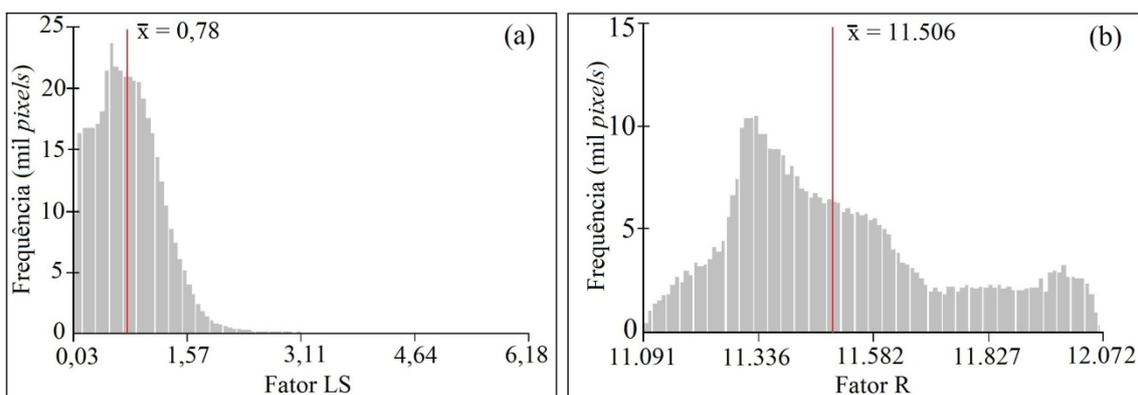


Figura 5.17 - Distribuição da frequência dos fatores LS (a) e R (b) na BARV.

Utilizando o modelo USLE conjuntamente com um SIG foi possível espacializar e quantificar as perdas médias de solo na BARV. A Figura 5.18a mostra o mapa de perda de solo por erosão, onde-se pode observar que grande parte da bacia é dominada por perdas de até $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, totalizando 72% da área (Figura 5.18c). No histograma (Figura 5.18b) é possível observar que as perdas variam de $0,01$ a $185 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, apresentando média de $21,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, porém com as maiores frequências em perdas menores de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Para Renard et al. (1997), a tolerância de perda de solo pode ser definida como a taxa máxima de perda que ainda permite uma produção agrícola economicamente viável. Bertoni e Lombardi Neto (2005) determinaram a tolerância de perda para os Latossolos de até $15,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Portanto, se considerada esta taxa, a BARV possui 46% de sua área abaixo da tolerância e o restante (54%) acima desta taxa.

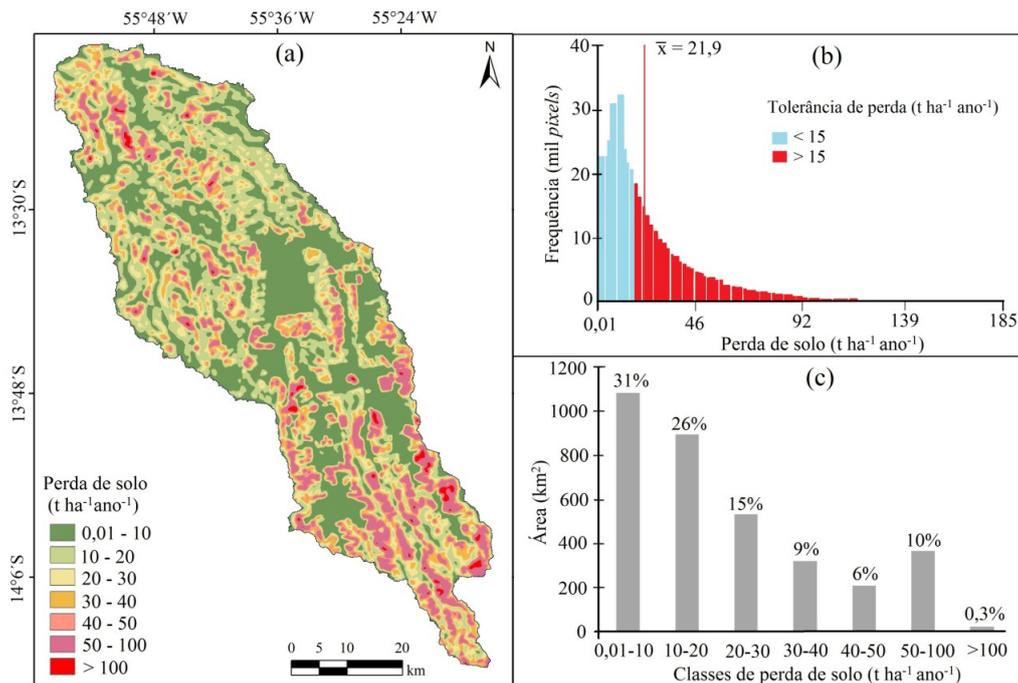


Figura 5.18 - Mapa da perda de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) para a BARV (a). Histograma da frequência em pixels da perda de solo por erosão (b). Distribuição dos intervalos de perda de solo em área (km^2) e porcentagem (c).

Segundo Pandey et al. (2007) e Bakker et al. (2007), os processos erosivos são altamente relacionados com a redução da qualidade do solo, pelo fato de estarem condicionados em grande parte à perda da camada superficial, ou seja, a camada mais fértil do solo. Assim, Pandey et al. (2007) e FAO (1980) apresentam quatro classes de risco de degradação do solo. Na Tabela 5.7 é possível notar que 31% da BARV apresenta perdas de baixo risco de degradação do solo; 56% estão classificadas como moderada; e 10% e 0,3% da área são classificadas de risco severa e muito severa, respectivamente.

Tabela 5.7 - Classes de risco de degradação do solo e sua distribuição na BARV.

Classes de risco de degradação do solo ⁽¹⁾	Perda de solo por erosão ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Área da bacia (%)
Baixa	<10	31
Moderada	10-50	56
Severa	50-100	10
Muito severa	100-200	0,3

¹ Classificação de risco de degradação do solo segundo FAO (1980) e Pandey et al. (2007).

A Figura 5.19 mostra um exemplo de processo erosivo constatado em trabalho de campo, realizado em janeiro de 2012. O talhão mostrado localiza-se numa área onde o modelo USLE estimou uma perda média de 20 a 30 t ha⁻¹ ano⁻¹. Nesta foto é possível notar um processo erosivo laminar sobre um talhão com cultivo de arroz. A erosão laminar pode ser identificada em destaque na Figura 5.19, onde o solo já erodido da parte mais alta do talhão é retido na base das plantas, formando pequenas barreiras ao longo da superfície do solo. Bertol et al. (2007) discutem que a erosão hídrica, por ser seletiva, preferencialmente transporta os sedimentos mais finos, de menor diâmetro e de baixa densidade, constituídos sobretudo de coloides minerais e orgânicos e normalmente enriquecidos de elementos minerais, o que resulta no empobrecimento do solo com o passar do tempo.



Figura 5.19 - Exemplo de erosão laminar registrada na área de estudo. Em destaque, o solo erodido da parte mais alta do talhão é retido na base das plantas do talhão de arroz.

A Figura 5.20 apresenta a distribuição dos talhões em relação à sua produtividade e perda de solo. Nota-se que existe uma tendência dos talhões de alta produtividade, com produções próximas a 4 mil kg ha⁻¹, apresentarem baixas taxas de perda de solo (8 a 21 t ha⁻¹ano⁻¹). Já os talhões com baixas produtividades (abaixo de 3 mil kg ha⁻¹) apresentaram taxas de perda de solo variando de 23 a 60 t ha⁻¹ano⁻¹. Outra observação feita nos talhões foi a relação da produtividade com o teor médio de areia destes. Observa-se que talhões com alta produtividade apresentam normalmente solos com

porcentagem abaixo de 55% de areia. Já talhões com baixa produtividade apresentam solos com mais de 50% de areia. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2005), solos arenosos apresentam baixa capacidade de armazenamento de água, baixa capacidade de troca catiônica e apresentam-se mais suscetíveis à perda de nutrientes por lixiviação, podendo resultar em baixa produtividade agrícola. Além disso, solos arenosos são mais suscetíveis a processos degradativos, o que implica numa maior preocupação com a utilização destes (DORAN; PARKIN, 1994).

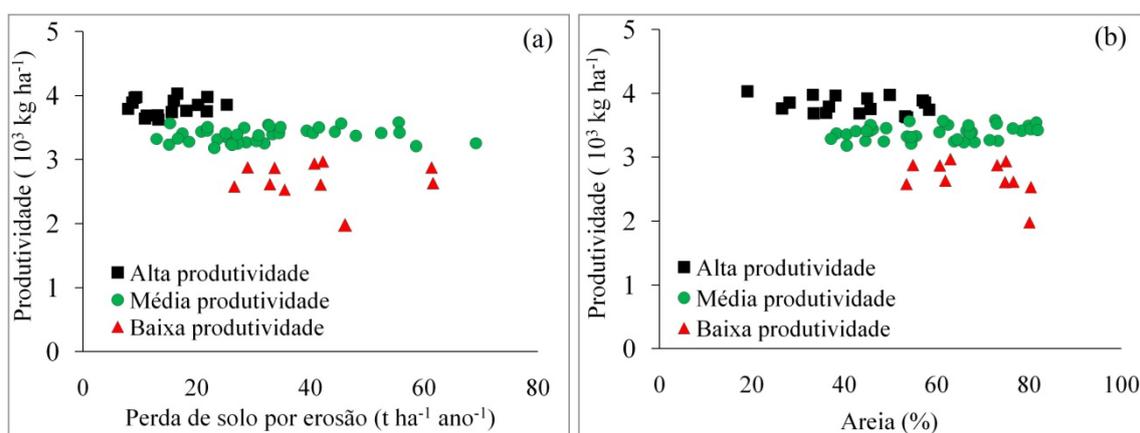


Figura 5.20 - Produtividade versus perda de solos nos 74 talhões selecionados (a). Produtividade versus conteúdo de areia dos 74 talhões selecionados (b).

Beskow et al. (2009) e Amore et al. (2004) alertam que normalmente as predições da USLE são superestimadas, principalmente pela subjetividade das variáveis que compõem o modelo. Porém, apesar da falta de validação dos resultados no presente estudo, eles permitem traçar as primeiras estratégias de controle reduzindo o risco de perda de qualidade dos solos e água, otimizando o uso dos recursos na conservação dos solos.

O modelo USLE permite ainda que sejam feitas simulações levando em conta os parâmetros manejáveis (ex. os fatores C e P), procurando fazer que as perdas de solos sejam mitigadas naquelas áreas onde estejam ocorrendo maiores riscos de erosão. Outro ponto que deve ser levado em conta é que, ao utilizar este modelo, não se deve ter em conta os números absolutos de perdas de solos obtidos, e sim, alertar para aquelas áreas onde os problemas de erosão mostrados pelo modelo sejam maiores, visando buscar manejos e práticas adaptados para a sustentabilidade.

5.6. Análise das modificações do solo e a produtividade local da soja

Os procedimentos até aqui realizados mostraram avaliações quanto às propriedades físicas e químicas quando afetadas por números crescentes de tempo de uso nos solos do Cerrado matro-grossense, além das consequências de perdas de solos por erosão. Neste ponto, pretende-se fazer uma avaliação no sentido de responder a uma pergunta importante: será que, com o crescente uso das terras, levando em conta os impactos que vão ocorrendo ao longo dos anos, está havendo dificuldades para a manutenção das taxas de produtividade agrícola?

A Figura 5.21 apresenta a média de produtividade para três anos safras (2008/2009, 2009/2010, 2010/2011) em fazendas localizadas na BARV, em função de três diferentes classes de tempo de uso do solo (< 10; 10-20; > 30 anos). A média de produtividade do estado do Mato Grosso também é apresentada nesta figura (IBGE, 2012). Embora as propriedades físicas e químicas do solo apresentem modificações significativas com o tempo de uso do solo, quando comparados às áreas de referência, não existem indicações claras de que o tempo de uso do solo tenha reduzido significativamente a produtividade na BARV. A produtividade local varia levemente entre os períodos estudados e as classes de tempo de uso (Figura 5.21), sendo consistente com a média de produtividade do estado do Mato Grosso.

De fato, a produtividade da soja tem apresentado aumento nas últimas décadas no estado do Mato Grosso, mas com menor intensidade e variação após a safra 2001/2002 (Figura 5.22). Baseado nos dados fornecidos pelo IBGE (2012), para o período de 1980-2011, foi estimado um crescimento na produtividade da soja de 138%, ou seja, incremento de 2,7% por ano. Este resultado reflete os avanços em genética e tecnologia empregados para o desenvolvimento de novas variedades de soja que melhor se adaptam ao clima regional e, principalmente, ao manejo da composição físico-química dos solos do Cerrado. Além disso, novas práticas de manejo, como o plantio direto, têm protegido os solos da erosão e ajudado os agricultores a alcançarem boas produtividades.

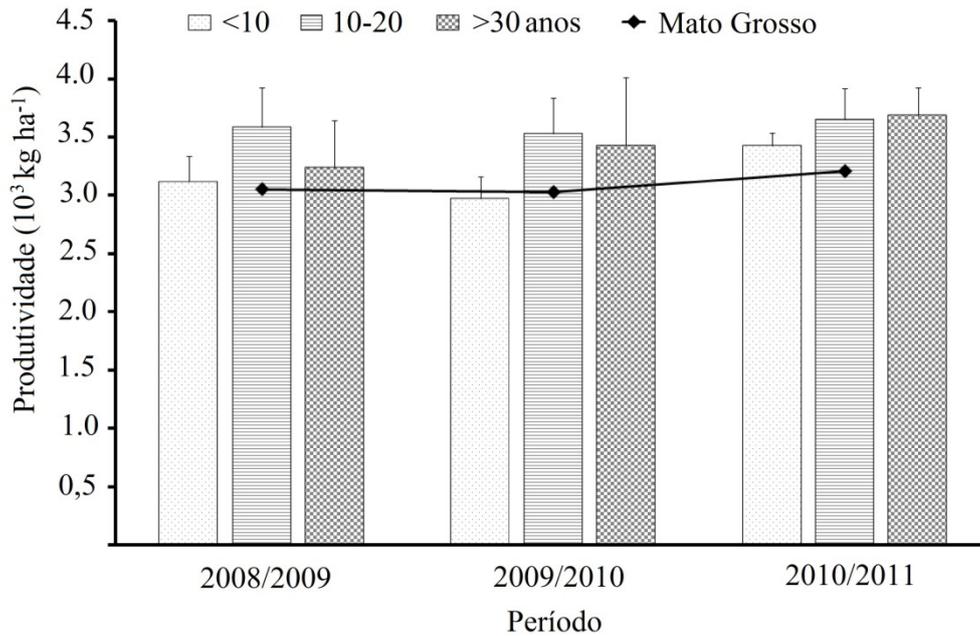


Figura 5.21 - Média de produtividade da soja (10^3 kg ha^{-1}) para três períodos (ano/safra) em fazendas localizadas na BARV, em função de três classes de tempo de uso do solo (<10; 10-20; e >30 anos). A média de produtividade da soja para o estado do Mato Grosso é apresentada apenas como referência (IBGE, 2012).

A Figura 5.22 mostra a média de precipitação para área de estudo nos períodos em que foram analisados os dados de produtividade da soja (2008/2009 – 2009/2010 – 2010/2011). Baseado nos dados fornecidos pela ANA (2012), as maiores médias de precipitação são constatadas nos meses de dezembro a janeiro, onde a soja demanda grande quantidade de água devido ao seu crescimento vegetativo. Porém a média de precipitação da safra 2008/2009 ficou abaixo das demais safras, e, além disso, o mês de janeiro apresenta precipitação muito inferior (150 mm em 2009) quando comparado aos outros anos (450 mm em 2010; 410 mm em 2011) o que poderia resultar numa queda de produtividade. Mas, como constatado na Figura 5.21, a precipitação não resultou em redução da produtividade.

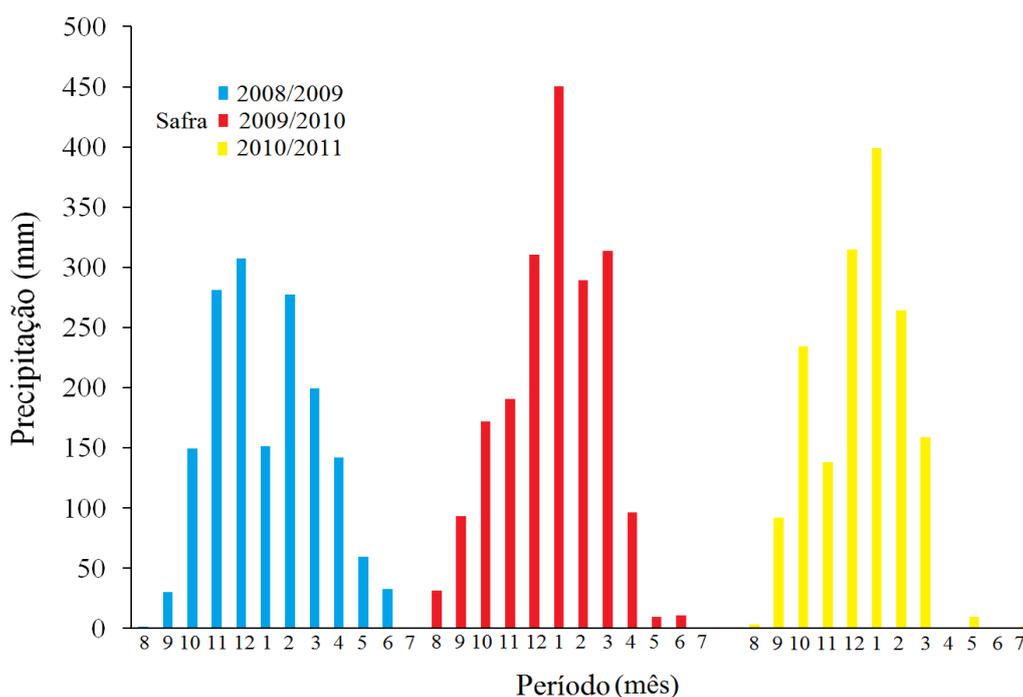


Figura 5.22 – Média de precipitação (mm) para a área de estudo, gerado a partir dos dados diários de cinco estações pluviométricas para os três períodos (2008/2009; 2009/2010; 2010/2011) adquiridos através da ANA (2012).

Por outro lado, ao longo do mesmo período, o custo de produção da soja apresentou um aumento de 247% com incremento anual de 9,3% (Figura 5.23). Neste contexto, em média 30% do custo de produção está relacionado a fertilizantes, e corretivos como calcário, e adubos como NPK (nitrogênio, fósforo e potássio). Quando comparado ao custo de produção do estado do Paraná, o segundo maior produtor, este apresenta em média, um custo 16% menor que o estado do Mato Grosso. Entre as grandes despesas, o fertilizante é a variável que apresenta as maiores diferenças. No Paraná, os fertilizantes participam com 13% do custo total, menos da metade do que no Mato Grosso. Segundo Arvor (2009), esta diferença está associada ao fato de os solos do Paraná apresentarem fertilidade natural maior que os do Mato Grosso, o que reduz a necessidade de corretivos e aplicação de fertilizantes nestes solos.

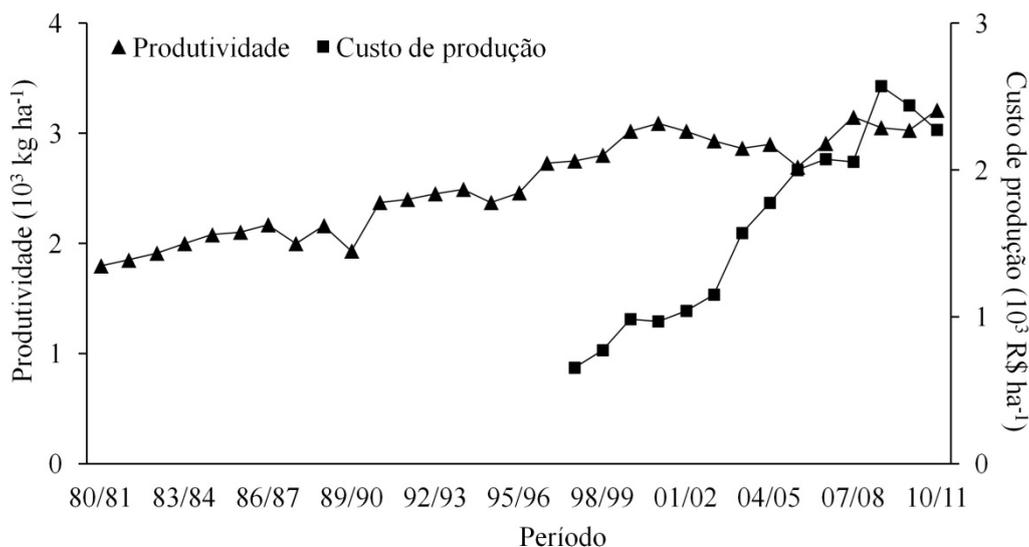


Figura 5.23 - Produtividade da soja (IBGE, 2012) e custo de produção (CONAB, 2013) no estado do Mato Grosso no período de 1980 a 2011.

Outra questão a ser abordada é a margem de lucro entre estes dois estados que pode afetar a sustentabilidade agrícola no futuro do Mato Grosso. Localizado a mais de 1200 km dos principais portos exportadores de grãos (Santos-SP e Paranaguá-PR), o estado do Mato Grosso apresenta custos de logística referentes às despesas de transporte extremamente elevados quando comparados aos do Paraná, fazendo com que o produto perca sua competitividade a cada movimentação realizada. O modo rodoviário, tradicionalmente empregado pela falta de outro modo de deslocamento mais eficiente, como o ferroviário, faz com que o preço final dos produtos vindos do Mato Grosso sejam relativamente mais baixos, como pode ser observado na Figura 5.24, onde em quase todo o período analisado (2004 a 2013), o preço da saca de soja (1 saca = 60 kg) no Mato Grosso se apresenta abaixo da média nacional e do Paraná. Para o transporte de uma tonelada de soja para o porto de Paranaguá, por exemplo, o custo do frete de Lucas do Rio Verde-MT até este porto é em média de R\$ 180,00. A partir de Ponta Grossa-PR, o custo seria de R\$ 24,95, ou seja, aproximadamente 7 vezes menor.

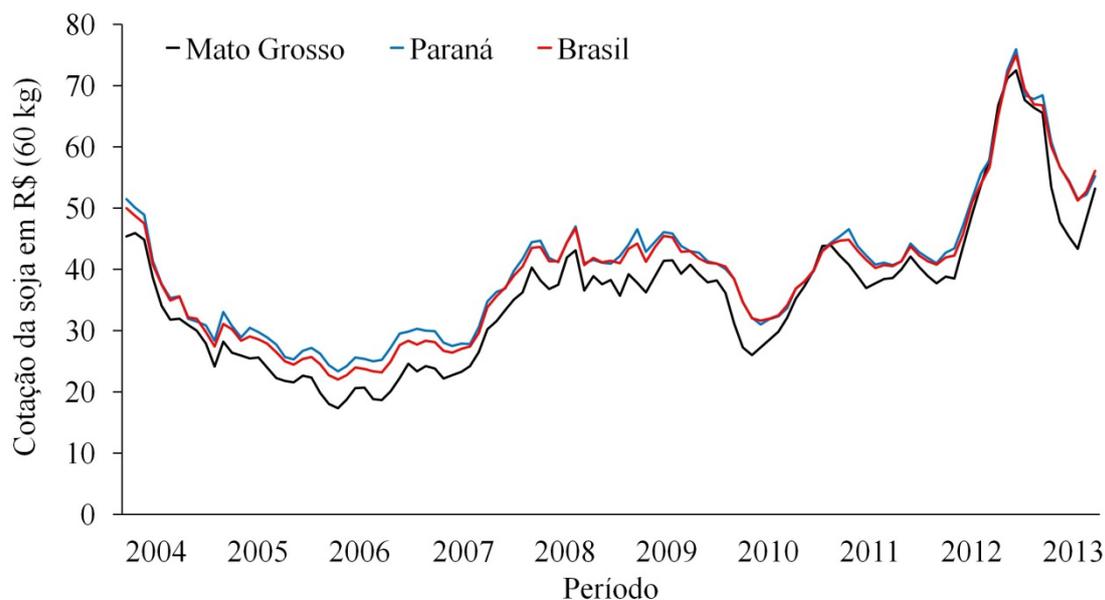


Figura 5.24 - Cotação média da saca de 60 kg em R\$ (reais) para período de 2004 a 2013 para o Brasil e os estados do Paraná e Mato Grosso.

Esta comparação entre uma região já consolidada, como o Paraná, e uma região ainda em expansão, como o Mato Grosso é importante, pelo fato de diversas variáveis afetarem o custo de produção da soja, em especial os fertilizantes e o transporte da safra, sendo atualmente muito discutido a sustentabilidade e a competitividade da produção agrícola entre estes estados (SCHNEPF et al., 2001). Analisando a Figura 5.25, observa-se que a margem de lucro dos produtores de soja no Mato Grosso é pequena, com exceção das safras 2003/2004 e 2004/2005. Nos demais anos, o custo de produção encontra-se próximo do preço de venda, e em alguns anos até resultando em prejuízo, como constatado nas safras 2005/2006 e 2006/2007.

Arvor (2009) comenta que no estado do Paraná, com custos de produção mais baixos, porém terras com preços mais elevados, e no Mato Grosso, com custos de produção mais elevados, porém com terras mais baratas, faz com que os produtores destes dois estados adotem estratégias diferentes com o intuito de aumentar seus lucros. Enquanto o produtor paranaense investe em novas tecnologias e práticas de manejo para aumentar sua produção, o produtor do Mato Grosso investe na abertura de novas áreas. Porém, o presente estudo demonstrou uma nova estratégia na última década entre os produtores do Mato Grosso, com a adoção da dupla safra, prática esta utilizada há muito mais tempo entre os produtores do sul do Brasil.

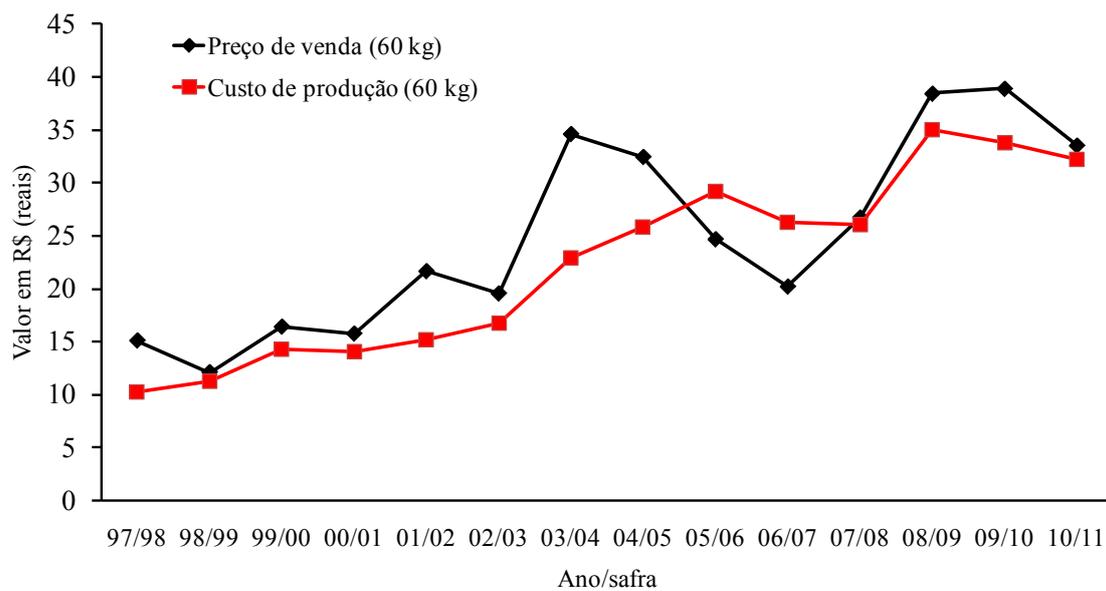


Figura 5.25 - Preço médio de venda e custo de produção da soja para o estado do Mato Grosso entre os períodos de 1997 a 2011. Fonte: CONAB, 2013.

6 CONCLUSÕES

A metodologia adotada para a análise da expansão agrícola, com a utilização dos dados históricos do satélite Landsat, proporcionou a quantificação e o entendimento das mudanças ocorridas nas últimas décadas em consequência da expansão agrícola. Na média, a BARV apresentou uma taxa de conversão de 28,5 km²/ano.

Os dados do sensor MODIS foram essenciais na identificação da nova estratégia de cultivo adotada pelos produtores da BARV. Os resultados demonstraram a implantação da safra dupla, com aumento de 359% entre 2000 e 2010. Além disso, este sistema apresenta alta tendência de expansão, ocupando no último ano de análise 40% da BARV.

Através das amostras de solos coletadas nas campanhas de campo e posteriormente com as análises em laboratório, foram constatadas modificações significativas nas propriedades físicas, com alguns parâmetros próximos dos níveis críticos de desenvolvimento das plantas, como DS (1,54). Em alguns casos, outros parâmetros ultrapassaram o nível crítico, como MA (0,06). Em relação às propriedades químicas, foram observadas grandes reduções, como constatadas com o CO (38% de redução) e do NT (29% de redução). Porém outros parâmetros (Ca⁺², Mg⁺², P) apresentaram grande incremento nos solos cultivados, alguns até 20 vezes maior que a referência, como o Ca, indicando uma melhoria química dos solos a fim de satisfazer as exigências nutricionais da soja.

O modelo USLE demonstrou ser capaz de estimar e espacializar perdas de solo, com mais da metade da BARV apresentando perdas de até 20 t ha⁻¹ano⁻¹, indicando possíveis locais onde a degradação do solo pode ocorrer de forma mais intensa. Apesar das incertezas, o uso do modelo pode auxiliar na tomada de decisão relacionada com a adoção de práticas de manejo e de conservação do solo. Além disso, verificou-se certa tendência de talhões de alta produtividade de soja se localizar em áreas com baixa taxa de perdas de solo (até 21 t ha⁻¹ano⁻¹) e baixa porcentagem de areia (abaixo de 55%).

Apesar da constatação da redução da qualidade do solo em alguns aspectos (por exemplo, CO e NT) e na melhora em outros (por exemplo, Ca⁺², Mg⁺² e P), os dados

dos talhões analisados não demonstraram diferenças significativas ou tendência de redução na produtividade da soja quando analisados em relação ao tempo de uso do solo a que vinham sendo submetidos.

Portanto, a partir destas conclusões alguns questionamentos podem ser feitos, conduzindo a trabalhos futuros, como:

- Seria compensatório o plantio da soja em solos arenosos, já que foi demonstrada baixa produtividade nestes locais?
- Analisando os altos custos de produção no Mato Grosso, até que ponto seria sustentável a produção agrícola neste estado com o passar do tempo?
- Considerando que a presente área de estudo apresenta uma ocupação recente (30 anos), estudos futuros a fim de investigar possíveis degradações no solo seriam recomendados, já que a partir de 2002, constatou-se a implementação da safra dupla. Em função do tempo de adoção desta prática na BARV, seus efeitos não puderam ser avaliados no presente estudo. Entretanto, esta prática poderá potencializar possíveis degradações nos solos, que só poderão ser constatadas em futuros trabalhos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for a soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, v. 293, p. 100-114, 2004.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Sistema de informações hidrológicas**. Disponível em : <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em 18 jan. 2012.

ARRUDA, M. B.; PROENÇA, C. E. B.; RODRIGUES, S. C.; CAMPOS, R. N.; MARTINS, R. N.; MARTINS, E. S. 2008. Ecorregiões, unidades de conservação e representatividade ecológica do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap.8, p. 229-270.

ARVOR, D. **Etude par télédétection de la dynamique du soja et de l'impact des précipitations sur les productions au Mato Grosso (Brésil)**. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade de Rennes 2 Haute-Bretagne. 396p., 2009.

ARVOR, D.; MEIRELLES, M.; DUBREUIL, V.; BÉGUÉ, A.; SHIMABUKURO, Y. E. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. **Applied Geography**, v. 32, p. 702-713, 2012.

ATKINSON, P. M.; JEGANATHAN, C.; DASH, J.; ATZBERGER, C. Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology. **Remote Sensing of Environment**, v.123, p.400-417, 2012.

ATZBERGER, C.; EILERS, P. H. C. Evaluating the effectiveness of smoothing algorithms in the absence of ground reference measurements. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 13, p. 3689-3709, 2011.

AZEVEDO, A. C.; KAMINSKI, J. Considerações sobre os solos dos campos de areia do Rio Grande do Sul. **Ciência e Ambiente**, v.1, p.65-70, 1995.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; JONES, R. A.; ROUNSEVELL, D. A. The effect of soil erosion on Europe's crop yields. **Ecosystems**, v. 10, p.1209-1219, 2007.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.781-792, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo: Ícone**, São Paulo, 355 p. 2005.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, p. 49-59, 2009.

BHANDARI, A. L.; LADHA, J.K.; PATHAK, H.; PADRE, A. T.; DAWE, D.; GUPTA, R. K. Yield and soil nutrient changes in along term rice-wheat rotation in India. **Soil Science Society. of America Journal**, v. 66, 162–170, 2002.

BIRO, K.; PRADHAN, B.; BUCHROITHNER, M.; MAKESCHIN, F. Land use/land cover change analysis and its impact on soil properties in the northern part of Gadarif region, Sudan. **Land Degradation & Development**, v. 23, p. 1002-1016, 2011.

BLAKE G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: Klute, A.(Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd.ed. Madison: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, p.363-375, 1986.

BRAIMOH, A. K. Seasonal migration and land use change in Ghana. **Land Degradation & Development**, v. 15, p.37–47, 2003.

BRAIMOH, A. K.; VLEK, P. L. G. The impact of land-cover change on soil properties in Nothern Ghana. **Land Degradation and Development**, v. 15, p.65-74, 2004.

BRANNSTROM, C.; FILIPPI, A. M. Remote classification of Cerrado (Savanna) and agricultural land covers in northeastern Brazil. **Geocarto International**, v.23, n. 2, p. 109–134, 2008.

BRANNSTROM, C.; JEPSON, W.; FILIPPI, A. M.; REDO, D.; XU, Z.; GANESH, S. Environmental policy reform on north-eastern Brazil's agricultural frontier. **Land Use Policy**, v. 25, p. 579-595, 2008.

BRANNSTROM, C. Environmental policy reform on north-eastern Brazil's agricultural frontier. **Geoforum**, v. 36, n. 2, p. 257–271, 2005.

BROWN, J. C.; KASTENS, J. H.; COUTINHO, A. C.; VICTORIA, D. C.; BISHOP, C. R. Classifying multiyear agricultural land use data from Mato Grosso using time-series MODIS vegetation index data. **Remote Sensing of Environment**, v. 130, p. 39–50, 2013.

BROWN, J. C.; JEPSON, W. E.; KASTENS, J. H.; WARDLOW, B. D.; LOMAS, J. M.; PRICE, K. P. Multitemporal, moderate-spatial resolution remote sensing of modern agricultural production and land modification in the Brazilian Amazon. **GIScience & Remote Sensing**, v. 44, n. 2, p. 117-148, 2007.

BÜHLMANN, E.; WOLFGRAMM, D.; MASELI, D.; HURNI, H.; SANGINOV, S. R.; LINIGER, H. P. Geographic information system-based decision support for soil conservation planning in Tajikistan. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 65, n. 3, 2010.

CARVALHO, J. L. N. **Conversão do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seus impactos no solo e no ambiente**. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-ESALQ. 2006.

CARDILLE, J.; DORAIS, A. Strategies for incorporating high-resolution Google Earth databases to guide and validate classifications: understanding deforestation in Borneo. **Remote Sensing**, v.3, p. 1157-1176, 2011.

CASSMAN, K. Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n.11, 5952 - 5959. 1999.

CELIK, I. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. **Soil & Tillage Research**, v.83, p. 270-277, 2005.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Boletim de monitoramento agrícola**. Culturas de verão e de 2ª safra – Ano safra 2012/2013. Brasília, v. 2, abr. 2013, p. 1-36.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**, 2nd ed. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 183p., 2009.

CONWAY, G.; TOENNIESSEN, G. Feeding the world in the twenty-first century. **Nature**, v. 402, 1999.

COOTE, D. R.; RAMSEY, J. F. Quantification of the effects of over 35 years of intensive cultivation on four soils. **Canadian Journal Soil Science**, v. 63, p. 1-14, 1983.

CUNHA, K. L. **Uso de imagens dos satélites Landsat e Cbers no mapeamento da suscetibilidade à erosão na região de Primavera do Leste – MT**. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, 147 p. Cuiabá, MT, 2009.

DAUGHTRY, C. S. T.; HUNT, J. R. E. R. Mitigating the effects of soil and residue water contents on remotely sensed estimates of crop residue cover. **Remote Sensing of Environmental**, v. 112, p. 1647–1657, 2008.

DEFRIES, R.; FOLEY, J.; ASNER, D. G. P. Land use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 249–257, 2004.

DEN BIGGELAAR, C.; LAL, R.; WIEBE, K.; BRENEMAN, V. 2003a. The global impact of soil erosion on productivity. I: Absolute and Relative Erosion-induced Yield Losses. **Advances in Agronomy**, v.81.

DEN BIGGELAAR, C.; LAL, R.; WIEBE, K.; ESWARAN, H.; BRENEMAN, V.; REICH, P. 2003b. The global impact of soil erosion on productivity. II. Effects on crop yields and production over time. **Advances in Agronomy**, v.81.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Tese (Doutorado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Esalq, Piracicaba-SP, 106 p, 1990.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A. GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.51, n.5, p.427-433, 1996.

DORAN, J.W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.), **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, p.1-20, 1994.

DORAN, J. W., PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Eds.), **Methods for Assessing Soil Quality**. Soil Science Society of America, v. 49, p. 25–37, 1996.

EBEID, M. M.; LAL, R.; HALL, G. F.; MILLER, F. Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in western Ohio in a season with below normal rainfall. **Soil Technology**, v. 8, n. 2, p. 97–108, 1995.

EILERS, P. H. C. A perfect smoother. **Analytical Chemistry**, v. 75, p. 3631-3636, 2003.

EMADODIN, L.; REISS, S.; BORK, H. R. A study of the relationship between land management and soil aggregate stability: Case study near Albersdorf, Northern Germany. **Journal of Agricultural and Biological Science**, v. 4, p. 48 - 53, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Embrapa, Rio de Janeiro. 212 p., 1997.

EVA, H. D.; BELWARD, A. S.; DE MIRANDA, E. E.; DI BELLA, C. M.; GOND, V.; HUBER, O.; JONES, S.; SGRNZAROLI, M.; FRITZ, S. A land cover map of South America. **Global Change Biology**, v. 10, p.731-744, 2004.

FAGERIA, N. K. Efeito da calagem na produção de arroz, feijão, milho e soja em solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1419-1424, 2001.

FARINASSO, M.; JÚNIOR, O, A, C.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M.. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba-PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Metodologia provisional para evaluation de la degradacion de los suelos**. Roma: FAO/PNUMA: UNEP: UNESCO. 1980. 86 p.il.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, p. 23-28. 2001.

FERREIRA, L. G.; HUETE, A. R. Assessing the seasonal dynamics of the Brazilian Cerrado vegetation through the use of spectral vegetation indices. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 10, p. 1837-1860, 2010.

FERNANDEZ, E. M.; CRUSCIOL, C. A. C.; THIMOTEO, C. M. S.; ROSOLEM, C. A. Matéria seca e nutrição da soja em razão da compactação do solo e adubação fosfatada. **Científica**, v. 23, p. 117-132, 1995.

FOSTER, G. R.; McCOOL, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, n. 6, p.:355-359, 1981.

GALDINO, S.; RISSO, A.; SORIANO, B. M. A.; VIEIRA, L. M.; PADOVANI, C. R.; POTT, A.; MELO, E. C.; ALMEIDA JÚNIOR, N. Perdas de Solo na Bacia do Alto Taquari – Corumbá: Embrapa Pantanal. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 44, 2003. 40p.

GALFORD, G. L.; MUSTARD, J.F.; MELILLO, J.; GENDRIN, A.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Wavelet analysis of MODIS time series to detect expansion and intensification of row-crop agriculture in Brazil. **Remote Sensing of Environmental**, v. 112, n. 2, p. 576-587, 2008.

GAO, X.; HUETE, A. R. Multisensor Comparisons And Validation of MODIS Vegetation Indices at the Semiarid Jornada Experimental Range. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n. 10, p. 2368-2381, 2003.

GEISSEN, V.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, R.; KAMPICHLER, C.; B, RAMOS-REYES, R.; SEPULVEDA-LOZADA, A.; OCHOA-GOANA, S.; JONG, B. H. J.; HUERTA-LWANGA, E.; HERNÁNDEZ-DAUMAS, S. Effects of land-use change on some properties of tropical soils – An example from Southeast Mexico. **Geoderma**, v. 151, p. 84-97, 2009.

GELDER, B. K.; KALEITA, A. L.; CRUSE, R. M. Estimating mean field residue cover on Midwestern soils using satellite imagery. **Agronomy Journal**, v. 101, n. 3, p. 635-643, 2009.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000. 653p.

GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, v. 327, p. 812 - 818. 2010.

GÖL, C. The effects of land use change on soil properties and organic carbon at Dagdami river catchment in Turkey. **Journal of Environmental Biology**, v. 30, p. 825 – 830, 2009.

GRACA, P. M. L.; FEARNSSIDE, P. M.; CERRI, C. C. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. **Forest Ecology and Management**, v. 120, p. 179–191, 1999.

GRECCHI, R. C. **Land use and environmental changes in the Cerrados of South-Eastern Mato Grosso – Brazil**. Tese (Doutorado em Geomática Aplicada). Universidade de Sherbrooke, Sherbrooke, Canadá, 150 p, 2011.

HERNANI, L. C.; SALTON, J. C.; FABRICIO, A. C.; DEDECEK, R.; ALVES, M. JR. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um latossolo roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 667–676, 1997.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; NOBRE, C. A.; HACKLER, J. L.; LAWRENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, p. 301-304, 2000.

HUETE, A.; 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, p. 195-213, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Banco de Dados Agregados - SIDRA**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>. Acesso em 23 abr. 2012.

INSTITUTO MATO-GROSSENSE DE ECONOMIA AGROPECUÁRIA (IMEA). **Projeções do Agronegócio em Mato Grosso para 2022**. Disponível em: http://www.imea.com.br/upload/pdf/arquivos/AgroMT_Outlook_2022.pdf. Acesso em: 25 fev. 2013.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p.9-16, 2000.

JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing**, 3 Upper Saddle River, Prentice-Hall, ISBN: 0-13-145361-0, 2005.

JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **The Geographical Journal**, v. 171, n. 2, p. 99 – 111, 2005.

JEPSON, W.; BRANNSTROM, C.; FILIPI, A. Access regimes and regional land change in the Brazilian Cerrado, 1972-2002. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 100, n. 1, p. 87-111, 2009.

JUSTICE, D. H.; SALOMONSON, V.; PRIVETTE, J.; RIGGS, G.; STRAHLER, A.; LUCHT, R.; MYNENI, R.; KNJAZIHHIN, Y.; RUNNING, S.; NEMANI, R.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J.; DEFRIES, R.; ROY, D.; WAN, Z.; HUETE, A.; VAN LEEUWEN, R.; WOLFE, R.; GIGLIO, L.; MULLER, J. P.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 36, p. 1228–1249, 1998.

KAMUSOKO, C.; ANIYA, M. Hybrid classification of Landsat data and GIS for land use/cover change analysis of the Bindura district, Zimbabwe. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, p. 97–115, 2009.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1 – 13, 2010.

KEBROM, T. Land degradation problems and their implications for food shortage in south Welo, Ethiopia. **Environmental Management**, v. 23, p. 419–427, 1999.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LADHA, J. K.; DAWE, D.; PATHAK, H.; PADRE, A. T.; YADAV, R.L.; SINGH, B.; SINGH, Y.; SINGH, P.; KUNDU, A.L.; SAKAL, R.; RAM, N.; REGNI, A. P.; GAMI, S. K.; BHANDARI, A. L.; AMIN, R.; YADAV, C. R.; BHATTARAI, E. M.; DAS, S.; AGRAWAL, H. P.; GUPTA, R. K.; HOBBS, P. R. How extensive are yield declines in long-term rice-wheat experiments in Asia? **Field Crops Research**, v. 81, p. 159–180, 2003.

LAL, R.; PIERCE, F. J. The vanishing resource. In: LAL, R. & PIERCE, F.J., eds. **Soil management for sustainability**. Soil Water Conservation Society, p.1-5, 1991.

LAL, R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. Critical Review. **Plant Science**, v. 17, p. 319 – 464, 1998.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, v. 12, p. 519-539, 2001.

LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; GEIST, H. J.; AGBOLA, S. B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J. W.; COOMES, O. T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P. S.; Katherine, H.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; Li, X.; MORAN, E. F.;

MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P. S.; RICHARDS, J. F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G. D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T. A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, Oxford. **Global Environmental Change**, v. 11, p. 261-269, 2001.

LEH, M.; BAJWA, S.; CHAUBEY, I. Impact of land use change on erosion risk: an integrated remote sensing, geographic information system and modeling methodology. **Land Degradation & Development**, 2011. DOI: 0.1002/ldr.1137.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. In: SCARIOT, A.; SILVA-SOUZA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

LIMA, H. V.; LIMA, C. L. R.; LEÃO, T. P.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; ROMERO, R. E. Tráfego de máquinas agrícolas e alterações de bioporos em área sob pomar de laranja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 677-684, 2005.

LIMA H. V.; SILVA, A. P. Mesa de tensão com areia: procedimentos para montagem e validação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2209-2214, 2008.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Bragantia**, v. 51, n. 2 p. 189-196, 1992.

LOVELAND, T. R.; DWYER, J. L. Landsat: Building a strong future. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 22-29, 2012.

LU, G. Y.; WONG, D. W. An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 9, p.1044–1055, 2008.

LU, D.; LI, G.; VALLADARES, G. S.; BATISTELLA, M. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. **Land degradation & Development**, v. 15, p. 499-512, 2004.

LU, D.; BATISTELLA, M.; MAUSEL, P.; MORAN, E. Mapping and monitoring land degradation risks in the western Brazilian Amazon using multitemporal Landsat TM/ETM images. **Land Degradation & Development**, v. 18, p. 41-54, 2007.

MACHADO, R. B.; NETO, M. B. R.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Brasília, DF, 2004.

MAEDA, E. E. **Influência das mudanças do uso e cobertura da terra no escoamento superficial e produção de sedimentos na região da bacia do alto rio Xingu**. 2008.

104 p. (INPE-15234-TDI/1321). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2008/02.06.17.10>>. Acesso em: 30 ago. 2012.

MANTOVANI, J. E.; PEREIRA, A. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de cerrado através de dados TM/Landsat. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9. (SBSR), 1998, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998. p. 1455-1466. CD-ROM. ISBN 85-17-00015-3. (INPE-6943-PRE/2905). Disponível em: -BR"<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/1999/02.11.10.57>>. Acesso em: 11 jul. 2012.

MANNA, M. C.; SWARUP, A.; WANJARI, R. H.; RAVANKAR, H. N.; MISHRA, B.; SAHA, M. N.; SINGH, Y. V.; SAHI, D. K.; SARAP, P. A. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil organic carbon storage, soil quality and yield sustainability under sub-humid and semi-arid tropical India. **Field Crops Research**, v. 93, p. 264-280, 2005.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Culturas**. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/milho>. Acesso em 20. mar. 2013.

MATHER, P. M. **Computer processing of remotely sensed images: an introduction**. John Wiley & Sons, 1999. 352 p.

MATSON, P.; PARTON, W.; POWER, A.; SWIFT, M. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 504 – 509, 1997.

MATERECHERA, S. A.; MKHABELA, T. S. Influence of land-use on properties of a ferralitic soil under low external input farming in southeastern Swazilan. **Soil & Tillage Research**, v. 62, p. 15-25, 2001.

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n.33, p. 13268–13272, 2007.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y, E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; ESPIRITO-SANTO, F. B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2006, v. 103, n. 39, p. 14637-14641, 2006.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 327-336, 2004.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, v. 21, p. 729-746, 2007.

PANKHURST, C. E.; MAGAREY, R. C.; STIRLING, G. R.; BLAIR, B. L.; BELL, M. J.; GARSIDE, A. L. Management practices to improve soil health and reduce the effects of detrimental soil biota associated with yield decline of sugarcane in Queensland, Australia. **Soil & Tillage Research**, v.72, p. 125-137, 2003.

PAULA, P. M. **Mapeamento de unidades litomorfológicas em bacias hidrográficas com processos de arenização, Alegrete-RS**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRS, Programa de Pós Graduação em Geografia, Porto Alegre, julho de 2006. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/7785>. Acesso em 21, fev. 2013.

PÉREZ-RODRIGUEZ, R.; MARQUES, M. J.; BIENES, R. Spatial variability of the soil erodibility parameters and their relation with the soil map at subgroup level. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 166-173, 2007.

RAMANKUTTY, N.; DELIRE, C.; SNYDER, P. Feedbacks between agriculture and climate: An illustration of the potential unintended consequences of human land use activities. **Global and Planetary Change**, v. 54, p. 79-93, 2006.

RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, p. 997-1027. 1999.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, p. 57-109, 2003.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS, E. S. 2008. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, cap. 5, p.107-134.

REICHARDT, K. 1987. **A água nos sistemas agrícolas**. São Paulo: Manole, 188p.

RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A.; MOREIRA, M. A.; MELLO, M. P.; FABIANI, L. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 3, n. 1, p. 185-202, 2011.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010.

SANTOS, V. S.; OLIVEIRA, O. J.; MOREIRA, M. A. A.; LORANDI, R. Análise e espacialização das perdas médias de solo por erosão hídrica laminar na bacia hidrográfica do Tenente Amaral em Jaciara, Mato Grosso, Brasil. **Anais...Simpósio de Geotecnologias no Pantanal I**, Campo Grande-MS, p. 247-256. 2006. Disponível em: <http://mtc-m17.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2006/12.12.11.23/doc/p76.pdf>;. Acesso em 20 dez. 2012.

SCHWAB, G.O.; FREVERT, R.K.; EDMINSTER, T.W.; BARNES, K.K. **Soil and water conservation engineering**. John Wiley & Sons, Inc. 1981. 523 p.

SCHNEPF, R. D.; DOHLMAN, E.; BOLLING, C. Soybean production costs and export competitiveness in the United States, Brazil, and Argentina. In:_____. **Agriculture in Brazil and Argentina: developments and prospects for major field crops**. [S.l.] Economic Research Service-USDA. Dec., 2001. 85 p.

SECRETARIA DO ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL (SEPLAN). **Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Mato Grosso**. Mato Grosso, 2001. Mapa Temático. Escala 1:250.000.

SECRETARIA DO ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL (SEPLAN). **Relatório técnico de vegetação consolidado para o Estado do Mato Grosso**. Mato Grosso, 2002. Mapa Temático. Escala 1:250.000.

SFREDO, G. J. **Soja no Brasil: calagem, adubação e nutrição mineral**. Londrina: Embrapa Soja, 2008. 148 p. (Documentos / Embrapa Soja, ISSN 1516-781X; n.305). Disponível em: <http://www.cnpso.embrapa.br/download/Doc305.pdf>. Acesso em 13. fev. 2013.

SHRIAR, A. J. Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. **Agroforestry System**, v. 49, p. 301-318, 2000.

SMALING, E. M. A.; ROSCOE, R.; LESSCHEN, J. P.; BOUWMAN, A. F.; COMUNELLO, E. From forest to waste: Assessment of the Brazilian soybean chain, using nitrogen as a marker. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 128, p. 185-197, 2008.

SILVA, A. P.; LEÃO, T. P.; TORMENA, C. A.; GOLÇALVES, A. C. A. Determinação da permeabilidade ao ar em amostras indeformadas de solo pelo método da pressão decrescente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1535-1545, 2009.

SILVA, A. P.; KAY, B. D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1775-1781, 1994.

- SILVA, A. M. D. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v. 57. p. 251-259, 2004.
- SPAROVEK, G.; WEILL, M.M.; RANIERI, S.B.; SCHNUG, E.; SILVA, E. F. The life-time concept as a tool for erosion tolerance definition. **Scientia Agricola**, v.54, p.130-135, 1997.
- SPRINGER, D. S.; LOAICIGA, H. A.; CULLEN, S. J.; EVERETT, L. G. Air permeability of porous materials under controlled laboratory conditions. **Ground Water**, v. 36, p. 558-565, 1998.
- SOANE, B. D. The role of organic matter in soil compatibility: A review of some practical aspects. **Soil & Tillage Research**, v. 16, p. 179-201, 1990.
- SOUZA, F. S. D.; SILVA, M. L. N. CURI, N.; AVANZI, J. C. Índice de cobertura vegetal pela cultura do milho no período de chuvas intensas no sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 2, p. 345-351, 2010.
- STOCKING, M. A. Assessing vegetative cover and management effects. In: LAL, R. (Ed.). **Soil erosion research methods**. Delray Beach: Soil and Water Conservation Society, 340 p, 1994.
- TENBERG, A.; DECHEN, F. S. C.; STOCKING, M. The impact of erosion on soil productivity: An experimental design applied in Sao Paulo State, Brazil. **Geografiska Annaler**, v. 79, n. 2, p. 95–107, 1997a.
- TENBERG, A.; STOCKING, M.; DA VEIGA, M. The impact of erosion on the productivity of a Ferralsol and a Cambisol in Santa Catarina, southern Brazil. **Soil Use Management**, v. 13, p. 90–96, 1997b.
- TILMAN, D.; CASSMAN, K.; MATSON, P.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671 – 677, 2002.
- TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, p. 20260–20264, 2011.
- TOGNON, A. A.; DEMATTE, J. L. I.; DEMATTE, J. A. M. Teor e distribuição da matéria orgânica em Latossolos das regiões da Floresta Amazônica e dos Cerrados do Brasil Central. **Scientia Agricola**. v. 55, n. 3, p. 343–354, 1998.
- TOLEDO, J. M. A. **Crop discrimination using harmonic analysis of EVI MODIS time-series data**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/08.29.16.22/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2013.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 573-581, 1998.

VEZINA, K.; BONN, F.; VAN, C. P. Agricultural land-use patterns and soil erosion vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands. **Landscape Ecology**, v. 21, n.8, p.1311-1325, 2006.

ZHAN, X.; SOHLBERG, R. A.; TOWNSHEND, J. R. G.; DIMICELI, C.; CARROLL, M. L.; EASTMAN, J. C.; HANSEN, M. C. DEFRIES, R. S. Detection of land cover changes using MODIS 250 m data. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 336-350, 2002.

WILLIAMS, D. L.; GOWARD, S.; ARVIDSON, T. Landsat: yesterday, today, and tomorrow. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 72, n. 10, p. 1171–1178, 2006.

WISCHMEIER, W. H.; E SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses** – a guide to conservation planning. USDA, Washington. 58 p. 1978. (Agriculture Handbook 537).

WU, R.; TIESSEN, H. Effect of land use on soil degradation in Alpine grassland soil, China. **Soil Science Society of American Journal**, v. 66, p. 1648–1655, 2002.

YAO, M. K.; ANGUI, P. K. T.; KONATE, S.; TONDOH, J. E.; TANO, Y.; ABBADIE, L.; BENEST, D. Effects of land use types on soil organic carbon and nitrogen dynamics in Mid-West Cote d'Ivoire. **European Journal of Science Research**, v. 40, p. 211–222, 2010.