



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-15214-TDI/1310

**DADOS DE REFLECTÂNCIA E EMISSIVIDADE DO
SENSOR ASTER/TERRA APLICADOS AO ESTUDO DE
SOLOS QUARTZOSOS**

Fábio Marcelo Breunig

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto,
orientada pelos Drs. Lênio Soares Galvão e Antonio Roberto Formaggio, aprovada em 18
de fevereiro de 2008.

O original deste documento está disponível em:

<<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2008/02.12.12.07>>

INPE
São José dos Campos
2008

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) 3945-6911/6923

Fax: (012) 3945-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO:

Presidente:

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

Membros:

Dr. Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Haroldo Fraga de Campos Velho - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dra. Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

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

Dr. Ralf Gielow - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr. Wilson Yamaguti - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

BIBLIOTECA DIGITAL:

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

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

Jefferson Andrade Anselmo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Simone A. Del-Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Vinicius da Silva Vitor - Serviço de Informação e Documentação (SID) - bolsista

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

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

Marilúcia Santos Melo Cid - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Viveca Sant´Ana Lemos - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-15214-TDI/1310

**DADOS DE REFLECTÂNCIA E EMISSIVIDADE DO
SENSOR ASTER/TERRA APLICADOS AO ESTUDO DE
SOLOS QUARTZOSOS**

Fábio Marcelo Breunig

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto,
orientada pelos Drs. Lênio Soares Galvão e Antonio Roberto Formaggio, aprovada em 18
de fevereiro de 2008.

O original deste documento está disponível em:

<<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2008/02.12.12.07>>

INPE
São José dos Campos
2008

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

B757d Breunig, Fábio Marcelo.

Dados de reflectância e emissividade do Sensor ASTER/TERRA aplicados ao estudo de solos quartzosos/ Fábio Marcelo Breunig. – São José dos Campos: INPE, 2008. 181p. ; (INPE-15214-TDI/1310)

1. ASTER. 2. Reflectância. 3. Emissividade. 4. Solo. 5. Modelo digital de elevação. I. Título.

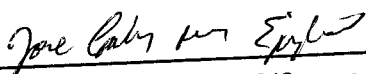
CDU 528.711.7

Copyright © 2008 do MCT/INPE. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, armazenada em um sistema de recuperação, ou transmitida sob qualquer forma ou por qualquer meio, eletrônico, mecânico, fotográfico, microfilmico, reprográfico ou outros, sem a permissão escrita da Editora, com exceção de qualquer material fornecido especificamente no propósito de ser entrado e executado num sistema computacional, para o uso exclusivo do leitor da obra.

Copyright © 2008 by MCT/INPE. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, microfilming, recording or otherwise, without written permission from the Publisher, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use of the reader of the work.

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

Dr. José Carlos Neves Epiphânio



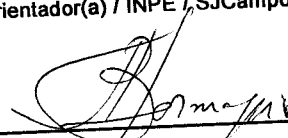
Presidente / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Lênio Soares Galvão




Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Antonio Roberto Formaggio



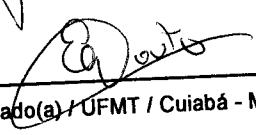
Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Nelson Jesus Ferreira



Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Eduardo Guimarães Couto



Convidado(a) / UFMT / Cuiabá - MT

Aluno (a): Fábio Marcelo Breunig

São José dos Campos, 18 de Fevereiro de 2008

*A meus pais Anélio e Noeli Breunig e
a meu irmão Jones Moacir Breunig.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro prestado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pela oportunidade de realizar o Mestrado, bem como pelo apoio em infra-estrutura oferecido ao longo do curso.

Aos Drs. Lênio Soares Galvão e Antônio Roberto Formaggio pela excelente orientação oferecida, conhecimentos transferidos e amizade desenvolvida.

Ao Dr. Eduardo Guimarães Couto pelas informações prestadas sobre a área de estudo.

Aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto pelo auxílio prestado para o esclarecimento de dúvidas.

Aos colegas e amigos pelo apoio, auxílio e amizade disponibilizados.

RESUMO

Dados de reflectância, emissividade e elevação do sensor ASTER foram explorados para estudar solos tropicais e processos de arenização, tendo como área de estudo o município de Campo Verde - MT, cuja vocação é essencialmente agrícola. A metodologia foi baseada em trabalho de campo, medidas de laboratório e nas avaliações qualitativas e quantitativas dos espectros das imagens. A abordagem qualitativa teve por objetivo avaliar as relações entre os componentes de cena e os espectros de reflectância e emissividade de solo, vegetação verde e não fotossinteticamente ativa (NPV). A avaliação quantitativa partiu da discriminação dos talhões de solos expostos dos demais componentes de cena. Para tal finalidade, foi utilizada a fração solo limiarizada do modelo linear de mistura espectral e as normalizações de dados do infravermelho de ondas curtas (SWIR) e do infravermelho termal (TIR). Modelos de regressão da reflectância e emissividade com dados físico-químicos de amostras de solo foram elaborados e posteriormente aplicados às imagens. A variação dos parâmetros do solo em função da elevação foi analisada. Os solos quartzosos foram identificados a partir da razão da banda 10/14 do ASTER. A avaliação qualitativa mostrou que o sensor reproduz de forma consistente os espectros de vegetação verde, NPV e solo. A metodologia para discriminação de solo exposto dos outros componentes de cena foi eficaz, conforme demonstrado pela inspeção de campo. Os ajustes de regressão dos dados de reflectância com os parâmetros químicos e, de emissividade com os texturais do solo, em geral, apresentaram boas correlações. As maiores concentrações estimadas de constituintes do solo (SiO_2 (fração argila), Fe_2O_3 , Al_2O_3 , TiO_2 e carbono orgânico) foram encontrados nas áreas mais elevadas dos talhões, associadas às frações de silte e argila. Por outro lado, as maiores concentrações da fração areia foram encontradas nas áreas mais baixas dos talhões. Em geral, existe uma transição gradual de solos mais argilosos para solos mais arenosos das partes mais elevadas para as mais baixas das toposequências. A razão das bandas 10/14 do ASTER permitiu explorar o contraste espectral da emissividade e estimar a fração areia para identificar os solos quartzosos.

ASTER/TERRA REFLECTANCE AND EMISSIVITY DATA APPLIED TO THE STUDY OF QUARTZ-RICH SOILS

ABSTRACT

ASTER reflectance, emissivity and elevation data were used to study tropical soils and arenization (land degradation in areas of sandy soils) processes, in a typical agricultural region. The study area is located in Campo Verde city, in Mato Grosso State – Brazil. The methodology was based on field work, laboratory physico-chemical soil analyses and, on qualitative and quantitative analyses of these data associated to ASTER images. The qualitative approach aimed to discuss the reflectance and emissivity spectra of different targets such as soil, green vegetation and non-photosynthetic vegetation (NPV). On the other hand, the first step of the quantitative approach was to discriminate exposed soils from the other scene components. For this purpose, a threshold was applied over the soil fraction image derived from a linear mixture model and, a normalization procedure using short wave infrared (SWIR) and thermal infrared (TIR) data was tested. Regression models of reflectance and emissivity data with physico-chemical data from soil samples were elaborated and applied to the images. The soil parameters were analyzed as a function of the elevation. The sandy soils were identified through ASTER TIR ratio (band 10/14). The ASTER sensor could reproduce soil, green vegetation and NPV spectra in a consistent way. The selected methodology to discriminate exposed soil from the other scene components was effective, as shown by field inspection. Soil chemical and physical data, as a general rule, presented good correlation with reflectance and emissivity, respectively. High concentrations of soil constituents (SiO_2 (clay fraction), Fe_2O_3 , Al_2O_3 , TiO_2 and organic carbon) associated with clay and silt fractions were observed at high altitudes. Sandy soils presented larger concentrations at lower slope positions. In general, it was observed a gradual transition from clayey to sandy soils with decreasing elevation in the toposequences. The TIR ratio showed a high spectral contrast and allowed us to estimate the sand fraction, and to identify the sandy soils.

SUMÁRIO

Pág.

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE EQUAÇÕES

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

LISTA DE SÍMBOLOS

1. INTRODUÇÃO	33
2. REVISÃO DA LITERATURA	37
2.1 Princípios físicos básicos.....	37
2.2 ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer)	39
2.2.1 Subistemas VNIR e SWIR.....	40
2.2.2 Subistema TIR	42
2.3 Comportamento espectral de alvos: reflectância (0,400 μ m a 2,500 μ m).....	49
2.3.1 Reflectância de solos	49
2.3.2 Reflectância da vegetação	52
2.4 Comportamento espectral de alvos: Emissividade (8 μ m a 12 μ m)	54
2.4.1 Emissividade de solos.....	55
2.4.2 Emissividade da vegetação.....	58
2.5 Modelo digital de elevação (MDE)	65
2.6 Modelo de Mistura Espectral.....	67
2.6.1 Seleção de membros de referência	68
2.7 Processos de degradação de solos	70

3. METODOLOGIA	75
3.1 Área de Estudo	76
3.2 Pré-processamento das imagens e geração do modelo digital de elevação (MDE) ..	80
3.3 Modelo de Mistura	81
3.3.1 Seleção dos membros de referência.....	81
3.3.2 Geração do Modelo de Mistura e aplicação de limiares de corte.....	82
3.4 Atividades de campo e medidas de laboratório	82
3.5 Avaliação qualitativa	84
3.6 Avaliação quantitativa	85
3.6.1 Discriminação entre solo exposto e NPV	85
3.6.2 Correlação entre dados químicos do solo e reflectância.....	86
3.6.3 Correlação entre textura do solo e emissividade	87
3.6.4 Estimativa dos parâmetros químicos do solo	87
3.6.5 Estimativa dos parâmetros texturais do solo	88
3.6.6 Avaliação dos parâmetros químicos e texturais do solo em função da topografia (topossequências)	88
3.7 Análise Integrada.....	89
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	91
4.1 Elementos de cena e mistura espectral	91
4.2 Avaliação qualitativa do comportamento espectral dos componentes de cena.....	98
4.2.1 Solos	98
4.2.2 Vegetação não-fotossinteticamente ativa	102
4.2.3 Vegetação verde	103
4.3 Separação dos talhões de solo exposto das demais classes de cobertura	105

4.4 Avaliação quantitativa	109
4.4.1 Correlação entre dados químicos, texturais e espectrais do solo.....	110
4.4.2 Estimativa dos parâmetros químicos dos solos	113
4.4.3 Estimativa dos parâmetros texturais do solo	122
4.4.4 Variação dos parâmetros químicos e texturais dos solos em função da topografia	124
4.4.5 Avaliação das variações texturais do solo em função da topografia	132
4.4.6 Identificação das superfícies arenosas (solos quartzosos).....	135
4.5 Análise integrada	141
5. CONCLUSÕES	143
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145
APÊNDICES	171
ÍNDICE REMISSIVO.....	186

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
2.1 – Etapas do algoritmo TES para a obtenção da emissividade e temperatura.	46
2.2 – Espectros de reflectância de alguns minerais encontrados em solos.....	51
2.3 – Espectros de reflectância de alguns tipos de vegetação verde e seca.....	53
2.4 – Espectros de emissividade de alguns solos.	58
2.5 – Espectro de reflectância da celulose entre $8\mu m$ e $12\mu m$. Espectro obtido a partir da celulose pulverizada. OBS: Os valores marcados dentro do gráfico referem-se à reflectância em $10\mu m$	60
2.6 – Espectro de reflectância da lignina entre $8\mu m$ e $12\mu m$. Espectro obtido a partir da lignina moída. OBS: Os valores marcados dentro do gráfico referem-se à reflectância em $10\mu m$	61
2.7 – Espectros de emissividade de alguns tipos de folhas verdes.....	63
2.8 – Espectro de emissividade de alguns alvos de NPV.	65
2.9 – Configuração do satélite para obtenção de pares estereoscópicos ASTER.....	66
2.10 – Sequência para seleção de membros de referência.....	69
3.1 – Fluxograma das principais etapas metodológicas desenvolvidas.....	75
3.2 – Localização da área de estudo. O retângulo em preto (no centro da cena) refere-se à área urbana do município de Campo Verde – MT.....	76
3.3 - Mapa de solos da área de estudo	79
4.1 – Resultado da aplicação da transformação MNF sobre as imagens VNIR e SWIR do sensor ASTER. (A) Imagens da transformação MNF, ordenadas de acordo com a concentração de informação coerente; (B) Autovalores resultantes da transformação MNF.....	92
4.2 – Representação dos quatro membros de referência selecionados para o modelo linear de mistura espectral no espaço dos atributos do visualizador	

<i>n</i> -Dimensional. Os valores projetados são obtidos das imagens da transformação MNF.....	93
4.3 – Espectros de reflectância ASTER dos pixels seleccionados como membros de referência para elaborar o modelo linear de mistura espectral.	93
4.4 – (À esquerda) Composição colorida das frações solo, NPV e vegetação verde do modelo linear de mistura espectral. (À direita) Fotografias dos três principais elementos de cena, obtidas em campo: Solo, NPV e vegetação verde.	94
4.5 – Ilustrações de três tipos de solo exposto encontrados na área de estudo.....	96
4.6 – Exemplo de três tipos de NPV encontrados na área de estudo.....	97
4.7 – Diferentes gradações do cerrado encontradas na área de estudo.....	98
4.8 – Médias das reflectâncias (A) e das emissividades (B) das amostras de solo, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.	99
4.9 – (A) Espectros de reflectância média de laboratório de amostras de solos do horizonte superficial (11 de amostras de LV, 9 de LVA e 7 de NQ). (B) Espectros de solos obtidos em laboratório reamostrados para as bandas do ASTER. (C) Ampliação para visualização das feições de argilo-minerais no SWIR dos espectros de laboratório. (D) Ampliação para visualização das feições de argilo-minerais no SWIR dos espectros reamostrados para as bandas ASTER.	101
4.10 – Média de reflectância (A) e emissividade (B) das amostras de NPV, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe. A seta da figura B indica a localização da banda de absorção da lignina/celulose centrada em 11,11 μm (ELVIDGE, 1988)..	103
4.11 – Média da reflectância (A) e emissividade (B) das amostras de vegetação verde, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.	104
4.12 – Espectros médios dos diferentes tipos de cerrado encontrados na área: (A) reflectância; (B) emissividade, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.	105

4.13 – Separação entre NPV e solo exposto. Foram utilizados 112 pontos amostrais para a criação desse gráfico. A classificação foi baseada na inspeção de campo.....	107
4.14 – (A) Talhões de solo exposto visitados durante o trabalho de campo. (B) Talhões de solo exposto (em branco) discriminados a partir da metodologia que integra o modelo linear de mistura espectral e as normalizações do SWIR e do TIR. (C) Sobreposição dos talhões de solo exposto visitados em campo e dos talhões de solo exposto mapeados pela metodologia apresentada.	109
4.15 – Correlação entre os constituintes químicos do solo.....	110
4.16 – Coeficiente de determinação (R^2) para a relação entre a reflectância medida pelo sensor ASTER (bandas 1 a 9) e os dados químicos dos solos (sig. 0,05).....	112
4.17 – (A) Teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) dos dados utilizados para elaboração das equações de regressão. Valores acima de 0,05 correspondem a dados normalmente distribuídos, a 5% de significância. (B) Gráfico da variação entre probabilidade esperada <i>versus</i> a probabilidade observada (P-P) da reflectância da banda 3.....	114
4.18 – (A) Teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) dos resíduos das equações de regressão para a estimativa dos parâmetros químicos e texturais do solo. Valores acima de 0,05 correspondem a dados normalmente distribuídos, a 5% de significância. (B) Variação dos resíduos da estimativa da fração sílica da argila/silte.	114
4.19 – (A) Equação de regressão para estimativa de alumina (Al_2O_3). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de alumina (Al_2O_3).....	115
4.20 – (A) Equação de regressão para estimativa de ferro total (Fe_2O_3). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de ferro total (Fe_2O_3).	116
4.21 – (A) Equação de regressão para estimativa de sílica (SiO_2). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de sílica (SiO_2).	118

4.22 – (A) Equação de regressão para estimativa de titânio (TiO_2). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de titânio (TiO_2).....	119
4.23 – Variação nas concentrações estimadas de (A) alumina (Al_2O_3), (B) ferro total (Fe_2O_3), (C) sílica da fração argila/silte (SiO_2) e (D) titânio (TiO_2).....	120
4.24 – (A) Equação de regressão para estimativa de carbono orgânico. (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de carbono orgânico.	121
4.25 – Variação espacial da concentração de carbono orgânico na área de estudo.....	121
4.26 – Relação entre a razão das bandas 10/14 de emissividade do ASTER e a fração de areia do solo.	123
4.27 – Variação da concentração estimada da fração areia nos talhões de solo.....	124
4.28 – Variação da elevação, oriunda do modelo digital de elevação do ASTER e localização dos transectos avaliados no trabalho.	125
4.29 –Variação da concentração estimada de alumina no (A) transecto A-B e no (B) transecto C-D.....	126
4.30 – (A) Variação da concentração de alumina em função da elevação ASTER no transecto A-B e (B) no transecto C-D.	127
4.31 – (A) Variação da concentração estimada de sílica da fração argila em função da elevação ASTER para a vertente E-F. (B) Variação da concentração de sílica da fração argila em função da elevação ASTER para o transecto E-F.....	128
4.32 – (A) Variação da concentração estimada de titânio em função da elevação ASTER para a vertente E-F. (B) Variação da concentração de titânio em função da elevação ASTER para o transecto C-D.....	129
4.33 – Variação da concentração estimada de ferro total em função da elevação ASTER para a vertente A-B. (B) Variação da concentração de ferro total em função da elevação ASTER para o transecto A-B.....	130
4.34 – (A) Variação da concentração estimada de carbono orgânico em função da elevação ASTER para a vertente A-B. (B) Variação da concentração de carbono orgânico em função da elevação ASTER para o transecto A-B.....	131

4.35 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação ASTER para as vertentes (A) A-B; (B) C-D; (C) G-H e (D) K-L.....	133
4.36 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação ASTER para os transectos (A) A-B; (B) C-D; (C) G-H e (D) K-L.....	134
4.37 – Identificação das superfícies arenosas (solos quartzosos).....	136
4.38 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação relativa ASTER para a porção noroeste da área de estudo indicada por um círculo na Figura 4.37.....	137
4.39 – Fotografia panorâmica e em detalhe da área de solos quartzosos com avançado grau de degradação, identificada pelo círculo na Figura 4.37.....	138
4.40 – Variação da concentração das frações areia, argila e silte em pontos amostrais: (A); (B) e (C), localizados na mancha de solo quartzoso identificada pelo círculo na Figura 4.37.....	139
4.41 – Concentração de constituintes dos solos nos três pontos amostrais localizados no areal (círculo a noroeste da Figura 4.37).....	140
5.1 – Mapa litoestratigráfico da região de estudo.....	185

LISTA DE TABELAS

	Pág.
2.1 – Parâmetros dos produtos ASTER que foram utilizados no trabalho.	40
2.2 – Características dos subsistemas VNIR e SWIR.	41
2.3 – Características do subsistema TIR.	43
3.2 – Características dos polígonos e transectos utilizados para as análises das toposseqüências.	89
4.1 – Variações nos parâmetros físico-químicos dos três principais solos encontrados na área de estudo. (“ <i>n</i> ” representa o número de amostras de cada tipo de solo coletadas em campo e utilizadas nas estatísticas). OBS: Os dados originais das medidas físico-químicas dos solos nos pontos amostrados podem ser encontrados no apêndice do trabalho.	95
4.2 – Parâmetros estatísticos para a relação entre areia e elevação.	135
4.3 – Características granulométricas da fração areia das três amostras de NQ coletadas no areal da Figura 4.38 (círculo a noroeste da Figura 4.37).	141
5.1 - Dados dos constituintes do solo SiO ₂ , P ₂ O ₅ , Fe ₂ O ₃ e MnG.	171
5.2 - Dados dos constituintes do solo Al ₂ O ₃ , TiO ₂ e carbono orgânico.	172
5.3 – Granulometria da fração areia do solo.	173
5.4 – Concentração das fração areia nas amostras de solo.	174
5.5 - Dados de reflectância nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 1, 2, 3, 4, e 5 do ASTER.	175
5.6 - Dados de reflectância nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 6, 7, 8 e 9 do ASTER.	182
5.7 – Dados de emissividade nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 10, 11, 12, 13 e 14 do ASTER.	183
5.8 - Caracterização das formações geológicas da área de estudo.	184

LISTA DE EQUAÇÕES

	Pág.
2.1 Equação de Planck	37
2.2 Emissividade de alvos opacos	38
2.3 Radiância detectada pelo sensor	38
2.4 Radiância detectada pelo sensor sem os efeitos de adjacência	39
2.5 Estimativa da radiância total que parte da superfície	46
2.6 Temperatura estimada pelo módulo NEM	47
2.7 Cálculo das emissividades relativas	48
2.8 Módulo da máxima e mínima diferença	48
2.9 Cálculo da emissividade mínima	48
3.1 Normalização do SWIR	85
3.2 Normalização do TIR	86

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AQa	Areias Quartzosas álicas
ARES	Airborne Reflective Emissive Spectrometer
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
AVIRIS	Airborne Visible Infrared Imaging Spectrometer
CAPES	Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CBERS	China Brazil Earth Resources Satellite
CO	Carbono Orgânico
DEM	Digital Elevation Model
ENVI	Environment for Visualizing Images
EOS	Earth Observing System
ETM+	Enhanced Thematic Mapper Plus
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FLAASH	Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes
FRB	Fator de Reflectância Bidirecional
GDAS	Global Data Assimilation System
GSI	Topsoil Grain Size Index
GTOPO30	Global 30 Arc Second Elevation Data Set
HSS	Hyperspectral Scanner System
ID	Identificador
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
K	Kelvin
Ki	Índice da relação Sílica/Alumina
LARAD	Laboratório de Radiometria

LDI	Land Degradation Index
LEd	Latossolo Vermelho Escuro distrófico
LPDAAC	Land Processes Distributed Active Archive Center
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho Amarelo
LVd	Latossolo Vermelho Amarelo distrófico
MDE	Modelo Digital de Elevação
MIRS	Multi-angle Imaging Spectro-Radiometer
MMD	Maximum Minimum Difference
M-MMD	Mean Maximum Minimum Difference
MNF	Minimum Noise Fraction
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MODTRAN4	MODerate resolution atmospheric TRANsmission - 4
MT	Mato Grosso
nD	Visualizador <i>n</i> -Dimensional
NEM	Normalized Emissivity Method
NPV	Non Photosynthetic Vegetation
NQ	Neossolo Quartzarênico
NRL	National Research Laboratory
PPI	Pixel Purity Index
ppm	Partes por milhão
r	Coefficiente de correlação
R ²	Coefficiente de determinação
RA	Rhodic Acrustox
RMS	Root Mean Square

SAM	Spectral Angle Mapping
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SR	Sensoriamento Remoto
SWIR	Short Wave InfraRed
TA	Typic Acrustox
TES	Temperature and Emissivity Separation
TIR	Thermal InfraRed
TM	Thematic Mapper
UQ	Ustic Quartzipsamments
VNIR	Visible and Near InfraRed

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Absortância
β	Relação entre emissividade estimada pelo NEM para cada banda e a emissividade média
β_b	Emissividades relativas de cada banda
bb	Corpo negro
c_1	Primeira constante da radiação
c_2	Segunda constante da radiação
β	Valor da relação entre emissividade estimada pelo NEM para cada banda e sua média
ε	Emissividade
ε'_b	Emissividade de cada banda do módulo NEM
ε_{\max}	Emissividade máxima assumida
ε_{\min}	Emissividade mínima
λ	Comprimento de onda
L	Radiância
L'	Radiância de superfície
L'_b	Radiância de entrada com as devidas correções
μm	Micrômetros
m	Metros
M_λ	Emitância espectral
N_{SWIR}	Normalização das bandas do SWIR

N_{TIR}	Normalização das bandas do TIR
R_b	Radiância em cada banda estimada pelo módulo NEM
R'_b	Estimativa da radiância total que parte da superfície
R^*	Radiância incidente emitida por elementos de cena adjacentes
ρ	Reflectância
τ	Transmitância
S_{\uparrow}	Radiância de trajetória ascendente proveniente da atmosfera
S_{\downarrow}	Irradiância atmosférica descendente
T'	Temperatura do módulo NEM
T	Temperatura
t_2	Razão de reprocessamento no algoritmo TES

1. INTRODUÇÃO

Os solos tropicais estão sujeitos à forte atuação de processos de degradação, perda de carbono e outros nutrientes, especialmente os solos quartzosos,. A remoção da vegetação nativa de cerrado na região central do Brasil pode resultar na perda de fertilidade do solo, dependendo do tipo de solo e das condições topográficas. Neste sentido, novos meios de monitorar solos tropicais precisam ser desenvolvidos e/ou aprimorados.

O estudo de solos a partir de imagens ópticas e de dados de espectrorradiometria de campo e laboratório mostrou-se eficaz para a detecção de parâmetros químicos e texturais do solo (STONER; BAUMGARDNER, 1981; RAST et al., 1991; FORMAGGIO et al., 1996; GALVÃO; VITORELLO, 1998; PIZARRO, 1999; DEMATTÊ, 1999).

O sensoriamento remoto ($0,4\mu m$ a $2,5\mu m$) tem mostrado um potencial informativo interessante sobre solos, especialmente com o uso de sensores hiperespectrais que são capazes de medir bandas de absorção mineral (PIZARRO, 1999; PIZARRO et al., 2001; YAMAGUCHI; NAITO, 2003; GALVÃO et al., 2007a). Entretanto, o quartzo, um dos principais minerais que compõem os solos, não apresenta feições espectrais no visível e no infravermelho próximo (VNIR) ou no infravermelho de ondas curtas (SWIR) que possam ser detectadas por estes sensores.

Com o advento de sensores multiespectrais que operam na janela atmosférica entre $8\mu m$ e $14\mu m$, novas possibilidades de análise puderam ser vislumbradas para suprir parcialmente as limitações encontradas no intervalo do espectro refletido ($0,4\mu m$ a $2,5\mu m$). As pesquisas de sensoriamento remoto no infravermelho termal (TIR) geralmente são restritas ao estudo das relações entre temperatura e os parâmetros físico-químicos de plantas, minerais e solos. Poucos trabalhos avaliaram as relações entre a emissividade e os parâmetros físico-químicos dos alvos (SALISBURY; D'ARIA, 1992b; FRENCH et al., 2000; LIANG, 2001; LIU et al., 2006; SOBRINO et al., 2007).

O sensor ASTER, a bordo do satélite Terra, permite obter dados em cinco bandas multiespectrais no TIR ($8\mu m - 12\mu m$), com resolução espacial de 90 metros. Esse sensor ainda abrange o VNIR com três bandas e o SWIR com seis bandas, que possuem 15 e 30 metros de resolução espacial, respectivamente. A obtenção de pares estereoscópicos com 15 metros de resolução espacial possibilita a avaliação do relevo e de sua relação com diversos parâmetros da superfície (YAMAGUCHI et al., 1998; ERSDAC, 2003; ABRAMS et al., 2007). Por outro lado, verifica-se que há uma escassez de trabalhos que explorem o conjunto de dados ASTER (VNIR, SWIR e TIR), especialmente o uso das bandas do termal no estudo de solos.

Os solos apresentam um alto contraste espectral no TIR, associado à sílica do quartzo. Devido à presença de sílica nos solos, estes apresentam bandas de baixa emissividade. Essas bandas são resultantes de vibrações moleculares, que produzem feições de baixa emissividade no TIR entre $8\mu m$ e $9\mu m$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a, b; GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999; FRENCH et al., 2000). Contudo, é necessário destacar que há uma escassez de medidas de emissividade em solos tropicais; assim, novos estudos precisam ser feitos para suprir esta lacuna.

A vegetação verde possui bandas de absorção bem definidas no VNIR e no SWIR, em geral associadas aos pigmentos fotossintetizantes e ao teor de água presente nas folhas. Todavia, com a senescência, as bandas de absorção diminuem ou mesmo desaparecem (GOEL, 1988; PONZONI, 2001). Em geral, a vegetação apresenta alta emissividade no TIR, além de suaves bandas associadas à lignina e celulose (SALISBURY; D'ARIA, 1992a; LUZ, 2005).

A discriminação entre a vegetação não fotossinteticamente ativa (NPV, representado por vegetação seca ou senescente, como p.ex. palha de milho, soja, cana-de-açúcar e gramíneas secas) e alguns tipos de solos ainda é um desafio em sensoriamento remoto. Em geral, as pesquisas foram feitas com dados do VNIR e SWIR. Alguns autores sugerem o uso de imagens de emissividade para tal finalidade (McNAIRN; PROTZ, 1993; BIARD; BARET, 1997; USTIN et al., 2005), entretanto, não as exploraram. Outra dificuldade para a discriminação da vegetação senescente (seca) através da

emissividade, é a carência de espectros de referência (JIMÉNEZ-MUÑOZ; SOBRINO, 2006).

Entretanto, alvos como vegetação verde, NPV e solo podem apresentar emissividades distintas. Sua discriminação é importante porque esses alvos afetam o gradiente de temperatura, a rugosidade da superfície e, conseqüentemente, o fluxo de calor na interface superfície-ar (FRENCH et al., 2000).

De fato, os processos de degradação ambiental também têm adquirido grande relevância em função do novo contexto de utilização e manejo dos recursos naturais. O uso intensivo de áreas agrícolas e de pecuária pode causar e/ou acelerar processos de degradação ambiental em áreas de ecossistemas frágeis (principalmente em solos quartzosos) (HOUÉROU, 1996; CHIKHAOUI et al., 2005). O aumento das áreas degradadas acarreta uma redução de produção e o aumento da pressão sobre áreas ainda não desmatadas (SILVEIRA Jr., 2005).

A terminologia adequada para designar uma classe de solos quartzosos, os areais brasileiros, é discutida por diversos autores (AB'SABER, 1995; SUERTEGARAY, 1992, 1995, 1998; SUERTEGARAY et al., 2001; LESTURGEZ, 2005; AUZANI et al., 2006; STIPP, 2006). Uma definição de areal apresentada por Suertegaray (2000) diz que os areais são “áreas de degradação em forma de manchas de areia” e define o processo de arenização como função do “retrabalhamento de depósitos areníticos (pouco consolidados) e arenosos (não consolidados), que promove, nessas áreas, uma dificuldade de fixação de vegetação, devido à constante mobilidade dos sedimentos”. Estas áreas podem ser encontradas em regiões de clima úmido (com índice de precipitação superior a 300 mm/ano) e podem ter origem associada a fatores naturais ou antrópicos. O termo areal surgiu no sudoeste do Rio Grande do Sul e tem sido historicamente utilizado pela população da campanha gaúcha (SUERTEGARAY, 1995, 1998).

Solos arenosos, como os estudados no oeste do Rio Grande do Sul (ROBAINA et al., 2005; SUERTEGARAY, 1992, 1995; FREITAS et al., 2003; AUZANI et al., 2006; TRENTIN, 2007), também encontram similares em algumas porções da região Centro

Oeste do Brasil (BARBALLHO et al., 2005; CASTRO, 2005; SCOPEL et al., 2005; BORGES et al., 2007; SOUSA et al., 2007). Muitas vezes são reflexo do desmatamento do cerrado e implantação da agricultura intensiva. Isto ressalta a importância de estudar estas áreas e de detectá-las com dados de sensores remotos. As consequências do mau uso desses solos arenosos refletem-se na perda de fertilidade, aumento da vulnerabilidade à erosão e variação das condições microclimáticas (PINET et al., 2006).

A área de estudo para a presente pesquisa está localizada no município de Campo Verde (MT). A cena selecionada é caracterizada pela predominância de solo exposto ou preparado com plantio direto, além de vegetação verde representada pelo cerrado, mata galeria e eucalipto, e de NPV. A região é representativa do avanço agrícola sobre a vegetação nativa e permite visualizar parte dos impactos ambientais associados ao uso intenso e inadequado do solo.

Diante da hipótese de que o sensor ASTER permite identificar solos quartzosos e estimar suas características físico-químicas, o objetivo desse trabalho foi avaliar a utilização conjunta dos dados de reflectância, emissividade e elevação do sensor ASTER para o estudo dos solos tropicais e de processos de degradação em solos quartzosos. Entre os objetivos específicos destacam-se:

- Avaliar o potencial de discriminação entre áreas de solo exposto e áreas com NPV, a partir do uso combinado de dados VNIR, SWIR e TIR do sensor ASTER;
- Estudar os espectros de reflectância e de emissividade de algumas classes de vegetação verde, NPV e solo;
- Verificar possíveis relações entre diferentes tipos de solo, reflectância, emissividade e as variações topográficas obtidas do Modelo Digital de Elevação (MDE) ASTER.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Princípios físicos básicos

A equação de Planck (Equação 2.1) é o ponto de partida para os estudos de sensoriamento remoto, pois fornece a emitância de um corpo negro (HOOK et al., 1999). Esta equação estabelece que a emitância espectral (M_λ) de um corpo negro (bb) é dependente do comprimento de onda (λ) e da temperatura (T). Entretanto, os alvos naturais são radiadores seletivos e, portanto, sua emissividade (ε) não é unitária. A emissividade também depende do tipo e das características como cor, rugosidade e umidade do material (REEVES et al. 1975; SCHOTT, 2007).

$$M_{bb}(\lambda, T) = \frac{c_1}{\lambda^5 [\exp(c_2 / \lambda T) - 1]} \quad (Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}) \quad (2.1)$$

Onde c_1 é a primeira constante da radiação e c_2 a segunda constante da radiação, dadas por $3,74 \cdot 10^{-16} Wm^2$ e $0,0144 mK$, respectivamente.

As feições espectrais na faixa VNIR estão relacionadas às transições eletrônicas nas camadas de valência. No SWIR e TIR as feições são produzidas por vibrações moleculares, discutidas em detalhe por Banwell (1966) e Pieters e Englert (1993).

A reflectância dos alvos é obtida através da razão entre a radiância da superfície do alvo e a irradiância incidente sobre ele (MENESES, 2001). Diversos fatores podem interferir no espectro de reflectância, entre os quais se destacam: a geometria de visada, as condições atmosféricas, a rugosidade, a umidade e as características físico-químicas dos alvos (MILTON, 1987).

A emissividade (ε) é uma propriedade intrínseca dos alvos, que não depende da irradiância. No TIR o fluxo radiante que deixa uma superfície é proporcional à sua emissividade e temperatura (T) (REEVES et al., 1975; NOVO, 1989; GILLESPIE et al., 1998; DERENNE, 2003). A emissividade é definida como a razão entre a emitância

do material real pela emitância de um corpo negro (NORMAN; BECKER, 1995a, b; HOOK et al., 1999; ABRAMS et al., 2001). Nessa faixa espectral a reflectância pode ser desconsiderada, devido à alta absortância. A temperatura não é considerada uma propriedade de um objeto porque varia com a irradiância e as condições meteorológicas (NORMAN; BECKER, 1995a, b; GILLESPIE et al., 1998). Outras definições e considerações relacionadas ao TIR são apresentadas em Norman e Becker (1995a, b).

Em condições de equilíbrio termal, a somatória da reflectância ρ , absortância α e transmitância τ é igual a 1 para a faixa do TIR, referente à Lei de Kirchhoff (LILLESAND; KIEFER, 2000). Entretanto, como a maior parte dos alvos terrestres é opaca, a ε é dada pela Equação 2.2. Isso permite concluir que materiais de alta emissividade também apresentam alta α (absortância) e baixa ρ (reflectância). Desta forma, dados de reflectância direcional-hemisférica podem ser utilizados para calcular a emissividade direcional porque a radiação espalhada em todas as direções é medida (REEVES et al., 1975; SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

$$\varepsilon = 1 - \rho = \alpha \quad (2.2)$$

A radiância detectada pelo sensor pode ser descrita pela Equação 2.3 (REEVES et al., 1975; KAHLE; ALLEY, 1992; WITTICH, 1997; GILLESPIE et al., 1998). Essa equação é função da transmitância da atmosfera, da emissividade e reflectância do alvo, da contribuição dos pixels adjacentes e da radiância de trajetória.

$$L_{x,y,\lambda} = \tau_{x,y,\lambda} \left[\varepsilon_{x,y,\lambda} (bb)_{\lambda}(T_{x,y}) + \rho_{x,y,\lambda} \left(S_{\downarrow x,y,\lambda} + \frac{1}{\pi} \sum_{m=-\infty}^{\infty} \sum_{n=-\infty}^{\infty} R_{x+m,y+n,\lambda}^* \right) \right] + S_{\uparrow x,y,\lambda} \quad (2.3)$$

Onde L é a radiância detectada pelo sensor; x, y referem-se à posição na imagem; S_{\downarrow} é a irradiância atmosférica descendente, normalizada por $\pi sr (Wm^{-2} \mu m^{-1} sr^{-1})$; R^* é a radiância incidente emitida por elementos de cena adjacentes, dada em $Wm^{-2} \mu m^{-1}$; S_{\uparrow} é

a radiância de trajetória ascendente proveniente da atmosfera ($Wm^{-2}\mu m^{-1}sr^{-1}$); τ é a transmitância atmosférica; bb refere-se ao corpo negro. Nesta condição, a superfície é considerada lambertiana. A equação não considera a sua heterogeneidade, o ângulo de visada e a função de espalhamento pontual. O efeito dos elementos de cena adjacentes R^* é dependente da rugosidade do terreno, mas geralmente é inferior à irradiância atmosférica descendente S_{\downarrow} e, em geral, é ignorado. Assim, a radiância L detectada pelo sensor pode ser sintetizada pela Equação 2.4 (GILLESPIE et al., 1998).

$$L_{x,y,\lambda} \approx \tau\varepsilon(bb)(T) + \tau\rho S_{\downarrow} + S_{\uparrow} \quad (2.4)$$

É comum utilizar a terminologia de bandas de *reststrahlen* em sensoriamento remoto termal, especialmente quando se estudam minerais. As bandas de *reststrahlen* são regiões onde o espectro de emissividade apresenta valores mínimos ou a reflectância é máxima. Estas bandas são atribuídas às vibrações moleculares fundamentais. Por outro lado, as feições *Christiansen* referem-se a picos de emissividade. Esta característica só acontece antes de uma faixa de vibração molecular fundamental onde a parte real do índice refrativo sofre uma rápida mudança e pode chegar ao índice refrativo do ar, resultando em um espalhamento mínimo na interface entre o ar e o mineral. Como este processo ocorre fora da faixa de vibração molecular, a absorção é baixa (SALISBURY; D'ARIA, 1992a; SALISBURY et al., 1997).

2.2 ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer)

O sensor ASTER foi lançado em dezembro de 1999 a bordo do satélite Terra como parte do projeto de observação da Terra (Earth Observing System - EOS). Este sensor possui 14 bandas entre $0,4\mu m$ e $12\mu m$, distribuídas em 3 subsistemas: VNIR, SWIR e TIR. O satélite Terra possui órbita Sol-síncrona, uma altitude nominal de 705 km e cruza o Equador aproximadamente às 10h30min, hora local. O ASTER tem uma faixa de imageamento de 60 km (ERSDAC, 1996, 2003, 2005a; ABRAMS et al., 2007).

Os produtos ASTER podem ser obtidos com diferentes níveis de processamento. Dados do Nível-1A (L1A) consistem em imagens de níveis de cinza acompanhadas de informações auxiliares referentes aos coeficientes de calibração radiométrica e geométrica. Os produtos do Nível-1B (L1B) são obtidos pela aplicação dos coeficientes de calibração geométrica (as bandas SWIR e TIR são registradas em relação às bandas do VNIR) e radiométrica (fornecido em $W/(m^2.sr.\mu m)$). Os produtos do Nível-2 (L2) são produtos secundários, como radiância de superfície, reflectância de superfície (VNIR e SWIR), emissividade de superfície (TIR) e temperatura cinética de superfície. O Nível-3 (L3) fornece o modelo digital de elevação (MDE), obtido através das bandas 3N (NADIR) e 3B (*backward*). A [Tabela 2.1](#) ilustra as características dos produtos que serão utilizados no trabalho (ERSDAC, 2005b; ABRAMS et al., 2007).

Tabela 2.1 – Parâmetros dos produtos ASTER que foram utilizados no trabalho.

Nome	Nível	Produto	Resolução espacial
AST_05	2	Emissividade de superfície	90 m
AST_L1B	1	Radiância registrada no sensor	VNIR = 15 m SWIR = 30 m

Fonte: Adaptado de [Abrams et al. \(2007\)](#).

Entre os objetivos deste sensor, cabe ressaltar seu caráter local e regional na avaliação de mudanças na cobertura da terra, monitoramento de desertificação, desflorestamento, urbanização, estudos de solo e geologia, geomorfologia, hidrologia e meteorologia (YAMAGUCHI et al., 1998; ERSDAC, 2003; ABRAMS et al., 2007).

2.2.1 Subsistemas VNIR e SWIR

Os instrumentos ASTER que operam na faixa refletida possuem quatro bandas no VNIR e seis no SWIR. O sistema de varredura é eletrônico. A presença da banda 3B (*backward*), com visada de 27,6° fora do NADIR permite criar um modelo digital de elevação com a banda 3N (NADIR) (ERSDAC, 2003, 2005a; ABRAMS et al., 2007). A resolução espacial das imagens VNIR e SWIR é de 15 e 30 metros, respectivamente. Os níveis de quantização para ambas as faixas é de 8 *bits*. Uma síntese das características

gerais destes subsistemas é mostrada na [Tabela 2.2](#), com ênfase nos intervalos espectrais das bandas.

Tabela 2.2 – Características dos subsistemas VNIR e SWIR.

Características	Nº da Banda	Intervalo Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)	Resolução Radiométrica
VNIR	1	0,520-0,600	15	8 bits
	2	0,630-0,690		
	3N	0,780-0,860		
	3B	0,780-0,860		
SWIR	4	1,600-1,700	30	8 bits
	5	2,145-2,185		
	6	2,185-2,225		
	7	2,235-2,285		
	8	2,295-2,365		
	9	2,360-2,430		

Fonte: Adaptado de [ERSDAC \(2005a\)](#).

As aplicações do VNIR incluem a obtenção de um modelo digital do terreno, além de estudos de vegetação, solos e água. As bandas do SWIR são voltadas para o mapeamento de rochas/solos e de sua mineralogia, visto que o sensor possui bandas centradas em feições de absorção de materiais argilosos e carbonáticos ([YAMAGUCHI et al., 1998](#)).

2.2.1.1 Correção atmosférica das imagens VNIR e SWIR

A correção atmosférica das imagens VNIR e SWIR permite obter as imagens de reflectância de superfície, que trazem informações sobre os alvos. A correção é baseada num modelo matemático de transferência radiativa ([THOME et al., 1999](#)). O algoritmo “*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*” (FLAASH) utiliza o modelo de transferência radiativa do MODTRAN-4 (*MODerate resolution*

TRANsmittance code) para interpolar os dados atmosféricos (RSI, 2006). O algoritmo permite corrigir o efeito do vapor da água, dióxido de carbono, oxigênio, metano, ozônio e os efeitos de espalhamento molecular e de aerossóis (RSI, 2006), além dos efeitos de adjacência (KRUSE, 2004). Detalhes sobre o modelo de transferência radiativa MODTRAN podem ser encontrados em Berk et al. (1998), Berk et al. (1999) e Matthew et al. (2000).

A correção atmosférica é uma etapa crítica durante o pré-processamento. Para corrigir os efeitos atmosféricos, dados como vapor da água, aerossóis e visibilidade precisam ser estimados (visto que dificilmente há dados empíricos disponíveis) (RSI, 2006). Em geral, os atuais modelos de correção atmosférica assumem uma superfície horizontal e reflectância lambertiana. Isto em geral é atribuído à falta de informações sobre a topografia (KRUSE, 2004).

O FLAASH opera na faixa espectral entre $0,4 \mu m$ e $2,5 \mu m$ e os processamentos são feitos pixel a pixel. O modelo parte da imagem de radiância que chega ao sensor, e permite obter a reflectância de superfície a partir da derivação de parâmetros atmosféricos como albedo, altitude da superfície, coluna de vapor e água, profundidade óptica de aerossóis e nuvens, além da temperatura da superfície e atmosfera (KRUSE, 2004). A correção dos efeitos de adjacência, implementada no FLAASH, é especialmente importante em condições atmosféricas com neblina ou quando existe uma elevada discrepância entre a reflectância de pixels vizinhos. Os efeitos se manifestam mais em comprimentos de onda curtos (RSI, 2006).

2.2.2 Subsistema TIR

O subsistema TIR é de varredura mecânica, com 10 detectores de Telureto de Cádmio-Mercúrio (HgCdTe) para cada banda, num total de 50. Estes detectores são mantidos a uma temperatura de 80 K. O sinal detectado é pré- e pós-amplificado numa escala de 50 (PALLUCONI et al., 1999; ERSDAC, 2005b). Outros detalhes do subsistema TIR são apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Características do subsistema TIR.

Características	Nº da Banda	Intervalo Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)	Níveis de Quantização
TIR	10	8,125-8,475	90	12 bits
	11	8,475-8,825		
	12	8,925-9,275		
	13	10,25-10,95		
	14	10,95-11,65		

Fonte: Adaptado de [ERSDAC \(1996\)](#).

As cinco bandas do TIR são voltadas à estimativa do conteúdo de sílica, avaliação do fluxo de calor, monitoramento vulcânico e de focos de incêndio entre outras aplicações ([YAMAGUCHI et al., 1998](#)). O uso das bandas TIR em geologia permite discriminar diversos minerais, entre os quais se destacam aqueles compostos por sílica, carbonatos, sulfatos, fosfatos, óxidos, etc. ([CHRISTENSEN et al., 2000](#)).

2.2.2.1 Correção atmosférica dos dados TIR

A correção atmosférica das imagens TIR envolve o uso de um modelo de transferência radiativa para estimar a emissão, absorção e espalhamento da atmosfera. Apesar de dispor de cinco bandas, os parâmetros atmosféricos não podem ser derivados de nenhuma banda do TIR devido à pequena influência da atmosfera. Isto ocorre porque as bandas estão localizadas na janela espectral entre $8\mu m$ e $13\mu m$. O modelo de correção atmosférica das imagens TIR implementado no ENVI (*ENvironment for Visualizing Images*) adota um código modificado do MODTRAN ([PALLUCONI et al., 1999](#); [RSI, 2006](#)).

Entre os efeitos atmosféricos corrigidos, está o do ozônio, que têm maior impacto sobre as bandas 11 e 12, que estão mais próximas da janela entre 9 e $10\mu m$. Outro efeito corrigido é o dos aerossóis. Em geral, o seu impacto sobre as bandas do ASTER é pequeno. Entretanto, em ocasiões de acentuado vulcanismo, estas correções são

importantes (PALLUCONI et al., 1999; TONOOKA; PALLUCONI, 2005). Tonooka e Palluconi (2005) afirmaram que a utilização dos perfis de umidade e temperatura do ar é fundamental para obter uma boa correção atmosférica. Portanto, estes perfis são incluídos nas correções no TIR.

Os dados atmosféricos acima mencionados a priori seriam provenientes da plataforma Terra, dos sensores MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e MISR (*Multi-angle Imaging Spectro-Radiometer*), além de um MDE da Terra GTOPO30 (*Global 30 Arc Second Elevation Data Set*) interpolado (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999; PALLUCONI et al., 1999). Atualmente as fontes de dados para a correção atmosférica TIR são provenientes dos modelos GDAS (*Global Data Assimilation System*) e secundariamente (fonte auxiliar ou *backup*) do modelo NRL (*National Research Laboratory*). Ambas as fontes operam bem em condições de tempo seco. Entretanto, o GDAS produz melhores resultados em condições de alta umidade e temperatura segundo estudo realizado por Tonooka e Palluconi (2005).

2.2.2.2 Algoritmo de separação de temperatura e emissividade (TES)

O algoritmo de separação de temperatura e emissividade (TES – *Temperature and Emissivity Separation*) desenvolvido para as bandas do TIR do ASTER é um modelo híbrido. O objetivo desse algoritmo é fornecer dados precisos de temperatura e emissividade, sendo geradas cinco imagens de emissividade e uma imagem de temperatura (GILLESPIE et al., 1998).

A temperatura pode ser obtida a partir de uma única banda. Entretanto, é necessário fornecer dados atmosféricos e de emissividade. Por outro lado, a emissividade de muitos alvos não é conhecida e, portanto, precisa ser calculada a partir da temperatura. Assim, o problema inverso para a temperatura e emissividade sempre incorre num número maior de incógnitas do que de variáveis medidas (KAHLE; ALLEY, 1992; GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999). Para suprir essa lacuna, uma variável independente é calculada a partir da emissividade mínima do contraste espectral calculado em laboratório. Entretanto, são necessárias pelo menos três bandas espectrais para obter o contraste e calcular a temperatura (GILLESPIE et al., 1998;

GILLESPIE et al., 1999). Sobre a Terra, o desconhecimento da emissividade dos alvos é principal fator que afeta a precisão em comparação com o efeito da atmosfera (GILLESPIE et al., 1999).

Para gerar as imagens de emissividade de superfície e temperatura, é utilizada a imagem de radiância de superfície (L') e a imagem de irradiância atmosférica descendente (S_{\downarrow}). O passo seguinte consiste na aplicação do algoritmo baseado no método de emissividade normalizada (NEM), onde S_{\downarrow} é subtraído de L' e é calculada a temperatura (T). Após isto, é calculado um conjunto de valores β , referentes à relação entre a ε estimada pelo NEM para cada banda e a média das ε . Em seguida, através do algoritmo da diferença máxima e mínima (MMD), são obtidos os valores de ε mínimos e máximos, é determinada a emissividade mínima ε_{min} e calculadas a temperatura T e emissividade ε . Por fim, num módulo de controle de qualidade são avaliadas a acurácia e a precisão das imagens de temperatura T e emissividade ε (GILLESPIE et al., 1999). A Figura 2.1 ilustra as etapas para a obtenção das imagens de temperatura e emissividade.

O primeiro passo, para a obtenção da emissividade e temperatura, é obter a imagem de radiância de superfície. Este dado é obtido com a correção da transmitância da atmosfera ($\approx 0,6$) e da radiância emitida pela atmosfera em direção ao sensor (radiância de trajetória). Com a entrada destes dados no modelo NEM, uma primeira aproximação da temperatura de superfície é calculada. Para tal finalidade é assumida a emissividade máxima para cada banda TIR e assim é obtida a temperatura e as outras emissividades. Inicialmente uma emissividade de 0,99 é assumida. Nesse processo a irradiância atmosférica descendente refletida é corrigida através da Equação 2.5 (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

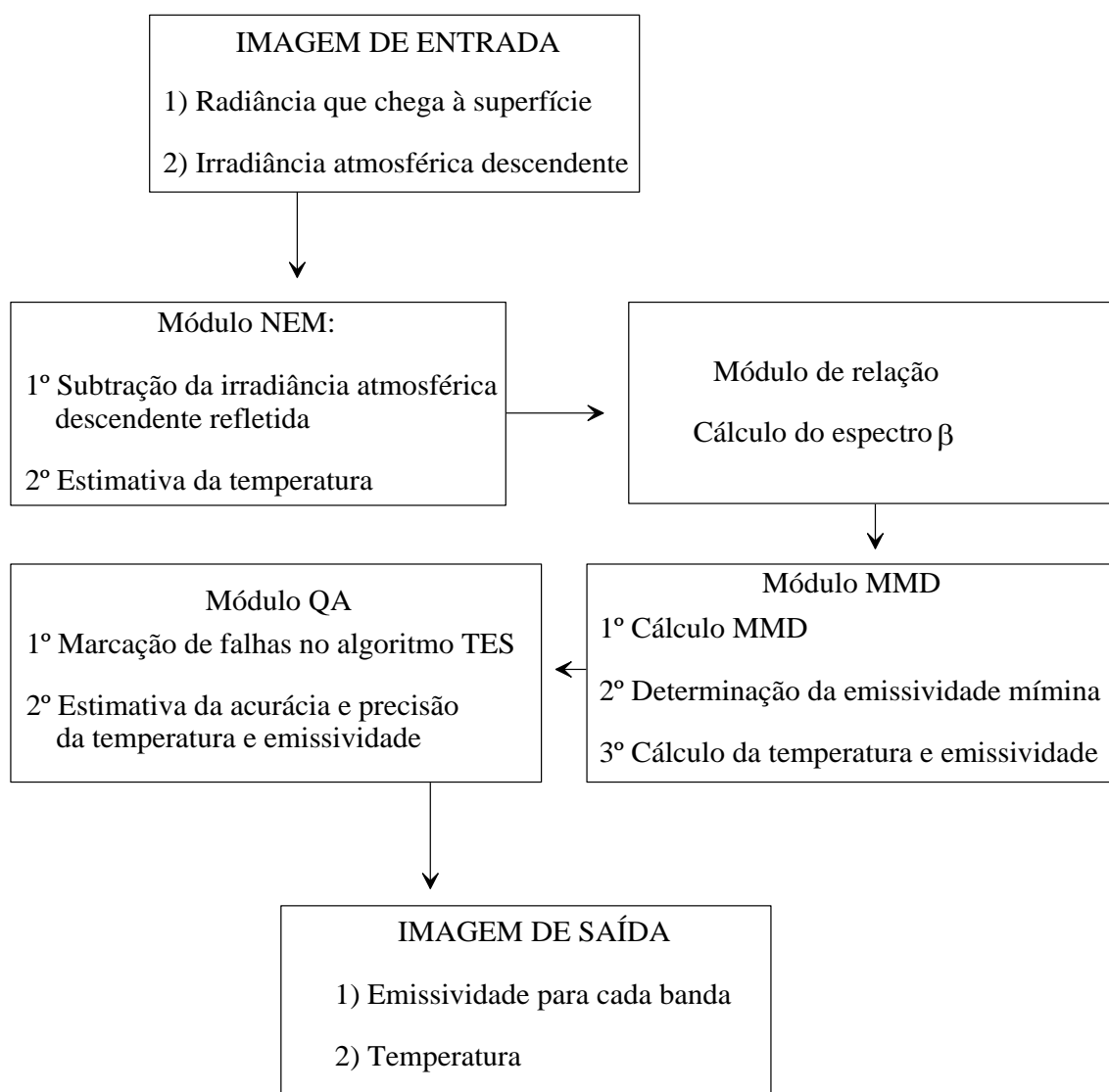


Figura 2.1 – Etapas do algoritmo TES para a obtenção da emissividade e temperatura.

Fonte: Adaptado de Gillespie et al. (1999).

$$R'_b = L'_b - (1 - \varepsilon_{\max}) S_{\downarrow b} \quad (2.5)$$

onde R'_b é a estimativa da radiância total que parte da superfície; L'_b é a radiância de que entra na atmosfera com as devidas correções atmosféricas e de trajetória; ε_{\max} é a emissividade máxima assumida e $S_{\downarrow b}$ é a irradiância atmosférica descendente na banda b . Através de R'_b é estimado o valor de R_b que é a radiância em cada banda estimada

pelo módulo NEM. A partir do valor de R'_b é calculada a temperatura do módulo NEM T' , dada pela Equação 2.6 (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999):

$$T' = \max(T'_b); T'_b = \frac{c_2}{\lambda_b} \left[\ln \left(\frac{c_1 \varepsilon_{\max}}{\pi R'_b \lambda_b^5} + 1 \right) \right]^{-1} \quad (2.6)$$

onde c_1 e c_2 são as constantes da Lei de Planck; ε'_b é a emissividade do módulo NEM. Como T' agora é conhecida, a Equação 2.5 é recalculada substituindo-se ε_{\max} por ε'_b e assim estima-se novamente R'_b . Este processo é repetido até que o valor de R'_b , entre os reprocessamentos sucessivos, seja inferior a $t_2 = 0,05$ ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$) ou exceda o limite de 12 interações (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

Após estes processamentos, testes são feitos para verificar a precisão do valor de ε_{\max} e se nenhum deles reportar valores precisos é adotado o valor de $\varepsilon_{\max} = 0,983$. Cabe destacar que se a variância ε'_b for superior ao limiar de $V_1 = 1,7 \cdot 10^{-4}$, o valor de ε_{\max} passa a ser 0,96, visto que é uma emissividade comum em rochas e solos. Maiores detalhes podem ser vistos em Gillespie et al. (1998) e Gillespie et al. (1999).

O módulo de relação é utilizado para calcular as emissividades relativas β_b , expressas pela relação da emissividade de cada banda estimada pelo módulo NEM e sua emissividade média, conforme ilustra a Equação 2.7. Os valores de β_b conservam a forma do espectro de emissividade. Entretanto, não preservam a amplitude dos dados. Para tal, o módulo de máxima e mínima diferença é processado (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

$$\beta_b = \varepsilon_b 5 \left[\sum \varepsilon_b \right]^{-1}; \quad b = \text{emissividade das bandas 10 e 14} \quad (2.7)$$

No módulo de máxima e mínima diferença os valores de β são re-escalados e os valores de temperatura são re-calculados a partir dos novos valores de emissividade e da radiância corrigida dos efeitos da atmosfera. Para converter β_b em emissividade ε_b um modelo regressão, baseado em medidas de laboratório e campo, é aplicado. Entretanto, antes de calcular a emissividade mínima ε_{\min} , é necessário calcular o contraste espectral, dado pela Equação 2.8 (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

$$MMD = \max(\beta_b) - \min(\beta_b); \quad b = \text{emissividade das bandas 10 e 14} \quad (2.8)$$

A ε_{\min} é predeterminada e utilizada para calcular as emissividades, conforme a Equação 2.9 (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

$$\varepsilon_{\min} = 0,994 - 0,687.MMD^{0,737}; \quad \varepsilon_b = \beta_b \left(\frac{\varepsilon_{\min}}{\min(\beta_b)} \right); \quad (2.9)$$

$$b = \text{emissividade das bandas 10 e 14}$$

Explicações completas sobre situações especiais e cálculo da temperatura no módulo MMD podem ser obtidas em Gillespie et al. (1998) e Gillespie et al. (1999). Os dados gerados são utilizados para reiniciar todos os processos NEM, relação e MMD e gerar os produtos finais (GILLESPIE et al., 1998).

Detalhes sobre o algoritmo TES do ASTER podem ser encontrados em Gillespie et al. (1998) e Gillespie et al. (1999). Para análise dos modelos de separação de temperatura e emissividade que servem de base para o algoritmo TES do ASTER, os trabalhos de Watson (1992), Hook et al. (1992), Kahle e Alley (1992), Kealy e Hook (1993) e Schmugge et al. (1998a, b) podem ser consultados.

2.3 Comportamento espectral de alvos: reflectância (0,400 μm a 2,500 μm)

A resposta espectral de alvos naturais entre 0,400 μm e 2,500 μm (VNIR e SWIR) tem sido investigada por diversos autores (BAUMGARDNER et al., 1985; GALVÃO et al., 1995; FORMAGGIO et al., 1996; HUETE, 1996; BAPTISTA et al., 1998; GALVÃO; VITORELLO, 1998; BEN-DOR et al., 1999; MEER, 1999; MENESES, 2001; SAITO et al., 2001; KRUSE, 2002). Esses autores abordaram com propriedade o tema da reflectância de alvos naturais como solos e vegetação verde.

2.3.1 Reflectância de solos

A reflectância do solo é controlada basicamente pelos constituintes químicos, teor de matéria orgânica, umidade e textura do solo (PIETERS; ENGLERT, 1993; FORMAGGIO et al., 1996; BEN-DOR et al., 1999; MADEIRA NETTO, 2001).

Muitos minerais do grupo dos óxidos ferro (hematita- Fe_2O_3 , goethita – $\text{FeO}(\text{OH})$) possuem bandas de absorção principalmente no ultravioleta e VNIR, associadas às transições eletrônicas (PIETERS; ENGLERT, 1993; PIZARRO, 1999; MADEIRA NETTO, 2001), enquanto outros (magnetita – Fe_2O_4 , ilmenita – FeTiO_3) não exibem feições espectrais. São os óxidos de ferro que conferem a cor vermelha aos solos ricos em hematita e bruno-amarelos para solos com maior concentração de goethita (MADEIRA NETTO, 2001). Os minerais opacos como a magnetita e ilmenita estão relacionados ao material de origem e apresentam menor reflectância no VNIR (FORMAGGIO; EPIPHANIO, 2001; MADEIRA NETTO, 2001). Detalhes sobre as feições espectrais associadas aos óxidos e hidróxidos foram discutidos por Hunt et al. (1971). Segundo estes autores, as feições dos íons de ferro da goethita e hematita se localizam em 0,9 μm . Demattê et al. (2003) verificaram que a remoção gradual do ferro cristalino provocou o aumento da reflectância no espectro até 1 μm . Por outro lado, a remoção do ferro amorfo provocou aumento da reflectância em todo espectro. Em um estudo avaliando a possibilidade de utilizar dados de sensoriamento remoto para obter informações de carbono orgânico e ferro de solos, Palacios-Orueta e Ustin (1998) verificaram que altas concentrações de qualquer um destes dois elementos provocam

feições que se sobrepõem no VNIR e dificultam a identificação específica. Além disto, estes autores afirmaram que solos com baixa concentração de areia apresentam feições de ferro e carbono orgânico menos evidentes devido à baixa reflectância.

Argilominerais como a caulinita e montmorilonita são comuns em solo, e possuem feições em 1,4 e 2,2 μm associadas a sobretons (*overtones*) e tons de combinação (*combination tones*) (MADEIRA NETTO, 2001). Em um estudo a partir de imagens hiperespectrais AVIRIS, Pizarro et al. (2001) identificaram áreas de montmorilonita e caulinita a partir do mapeamento da profundidade da banda de absorção centrada em 2,2 μm e encontraram boa relação com os tipos de solo em que estes minerais estão presentes. Entretanto, ressaltaram a influência da mistura espectral. Outro mineral típico de solos tropicais é a gibbsita, que produz uma banda de absorção em 2,265 μm (MADEIRA NETTO, 2001; GALVÃO et al., 2007a, b). Nos comprimentos de onda em que a caulinita (1,4 μm) e a montmorilonita (1,4 e 1,9 μm) apresentam outras feições associadas a hidroxilas, os efeitos da atmosfera (absorção por vapor da água) impedem a utilização de sensores remotos, visto que as imagens, mesmo após correção atmosférica, não são úteis pelo nível elevado de ruído ou ausência de sinal (MEER, 1999).

A Figura 2.2 ilustra o espectro de reflectância de alguns minerais comuns presentes em solos tropicais. Ao contrário dos demais minerais que exibem bandas de absorção nas faixas do VNIR e SWIR, o quartzo não apresenta feições espectrais nestes intervalos. Minerais argilosos, como a caulinita (curva vermelha da Figura 2.2) apresentam acentuadas feições no SWIR, especialmente em 1,4 – 1,9 e 2,2 μm . Os minerais de ferro, como a goethita e hematita, cujos espectros de reflectância são mostrados nas cores verde e azul da Figura 2.2, respectivamente, apresentam baixa reflectância no VNIR, com amplas bandas em torno de 0,9 μm .

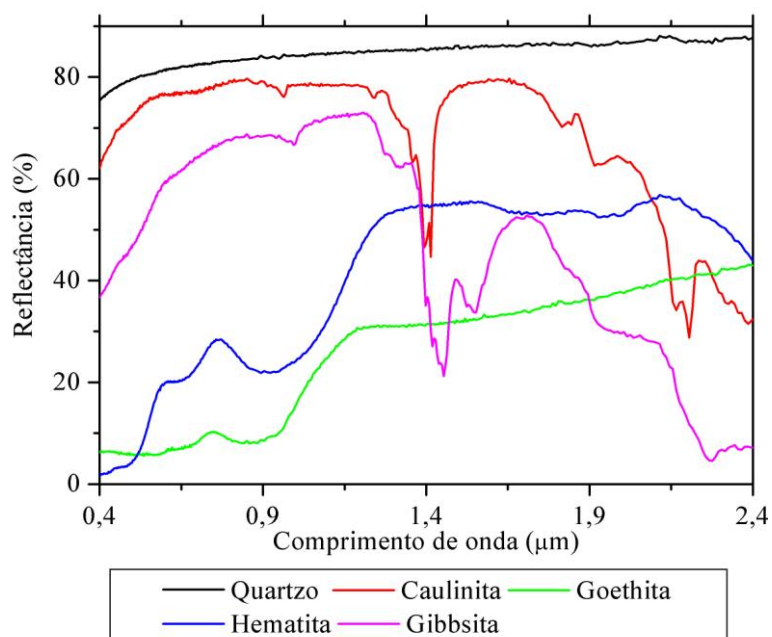


Figura 2.2 – Espectros de reflectância de alguns minerais encontrados em solos.

Fonte: RSI (2006).

A concentração de carbono orgânico influencia na disponibilidade de nitrogênio para as plantas (CHEN et al., 2000). A matéria orgânica age de forma semelhante aos minerais opacos em termos espectrais, ou seja, provoca diminuição da reflectância, especialmente no intervalo entre 0,4 e 2,5 μm (BAUMGARDNER et al., 1985; CHEN et al., 2000; MADEIRA NETTO, 2001; FOX; SABBAGH, 2002). Os resultados apresentados por Baumgardner et al. (1985) mostraram que concentrações superiores a 2 % de matéria orgânica no solo provocam o mascaramento das feições espectrais de outros minerais. As correlações entre matéria orgânica e reflectância são dependentes da concentração de outros minerais, como o óxido de ferro (MADEIRA NETTO, 2001). Em um experimento realizado com diversos solos tropicais, Demattê et al. (2003) verificaram que a remoção do carbono orgânico provocou o aumento da reflectância no VNIR e SWIR. Ben-Dor et al. (1997) verificaram que no VNIR, o carbono orgânico provoca alterações na forma do espectro (declividade) e no SWIR sua influência está associada à feições específicas.

A umidade ou água presente no solo provoca a redução da reflectância e produz feições de absorção em 0,74;0,97;1,19;1,45;1,94 μm . Em relação à granulometria, parece haver uma relação inversa entre o tamanho das partículas e a reflectância. Quanto maior o tamanho das partículas, menor a reflectância dos solos (MADEIRA NETTO, 2001).

2.3.2 Reflectância da vegetação

O comportamento espectral de plantas/folhas é determinado pelos coeficientes de absorptância, transmitância e reflectância. Estes coeficientes dependem de diversas características das plantas, como a composição, morfologia, estrutura interna das folhas e dosséis, estado de maturidade das plantas, temperatura da planta e condições de tempo. Além destes, esses coeficientes dependem do comprimento de onda analisado (KUMAR, 1972; GOEL, 1988). Devem ainda ser observados os parâmetros de geometria de incidência da iluminação e de observação (PONZONI, 2001).

2.3.2.1 Reflectância da vegetação verde

Para folhas, a reflectância no visível é menor do que no VNIR/SWIR e está relacionada aos pigmentos da folha. Ocorre uma maior absorptância nos comprimentos de onda referentes ao vermelho e ao azul causada pelos pigmentos fotossintéticos (clorofila, carotenos e xantofilas), sendo que as folhas apresentam uma reflectância um pouco mais elevada na região do verde. No infravermelho próximo (NIR) verifica-se um rápido aumento da reflectância, que está associado à estrutura interna da folha. No SWIR a reflectância diminui novamente devido à presença de água e notam-se feições de absorção nas folhas em 1,1;1,45;1,95;2,7;6,3 μm (PONZONI, 2001). No SWIR estão presentes as feições de absorção por lignina e celulose (KUMAR, 1972; GOEL, 1988).

A Figura 2.3 ilustra o espectro de reflectância de duas espécies de vegetação verde (uma espécie arbórea, com menor magnitude e uma gramínea com maior magnitude de reflectância). Ambos os espectros apresentam as feições discutidas acima: baixa reflectância no visível e um forte aumento do infravermelho próximo, onde se localiza a “borda vermelha” (JAGO et al., 1999). A título de comparação, é apresentada uma

curva de gramínea seca, em que praticamente desaparecem as feições típicas da vegetação verde.

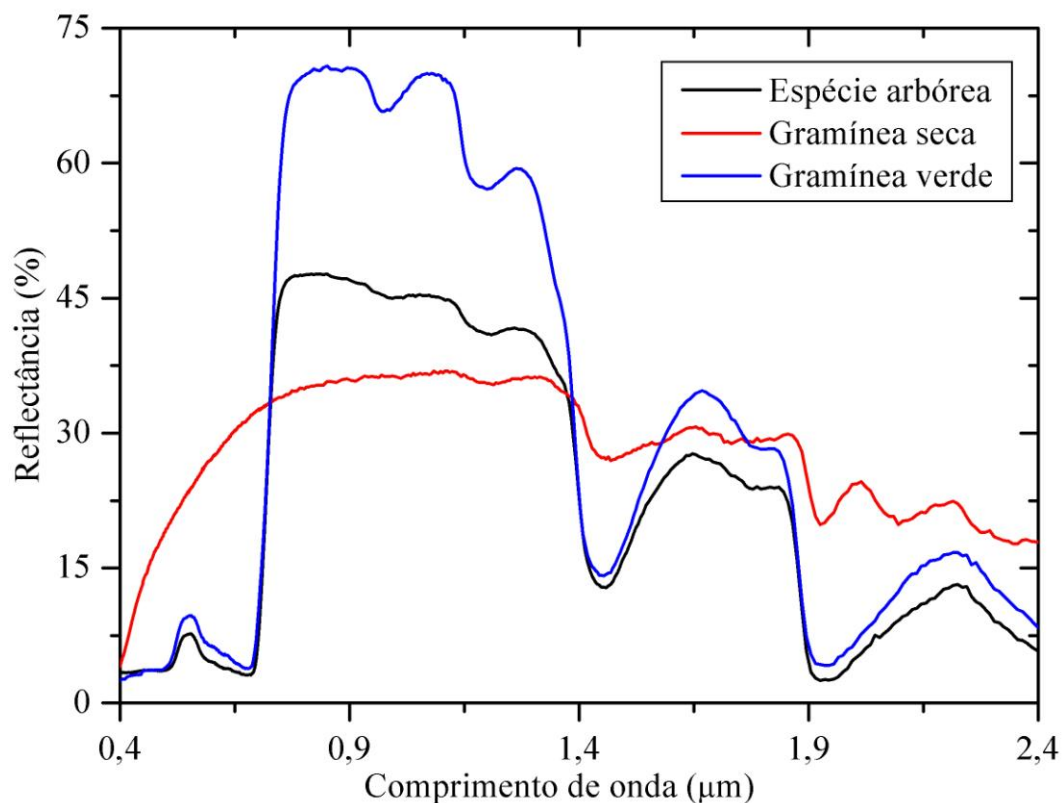


Figura 2.3 – Espectros de reflectância de alguns tipos de vegetação verde e seca.

Fonte: RSI (2006).

2.3.2.2 Reflectância da vegetação não-fotossinteticamente ativa (NPV)

O espectro de uma gramínea seca, apresentado na Figura 2.3 ilustra a perda da capacidade fotossintética da planta e o conseqüente aumento da reflectância no visível. Os pigmentos da folha diminuem na senescência e a planta assume a cor amarelada. No SWIR a perda de água na estrutura da folha faz com que diminua a absorvância e aumente a reflectância. Uma situação semelhante é verificada quando a planta está sob efeito de estresse hídrico (PONZONI, 2001). No SWIR estão presentes as feições de lignina e celulose em 2,09 e 2,3 μm (ELVIDGE, 1990). Detalhes sobre a reflectância de plantas secas podem ser encontrados no trabalho de Elvidge (1990).

2.4 Comportamento espectral de alvos: Emissividade ($8\mu\text{m}$ a $12\mu\text{m}$)

A comunidade de geologia é uma das que mais explora as imagens termais. Em grande parte isto se deve ao fato de que os silicatos, apesar de não apresentarem feições espectrais no visível e infravermelho próximo e médio, apresentam feições de emissividade no infravermelho termal (TIR), permitindo sua identificação (KRUSE, 2002). O mapeamento desse mineral é importante devido à sua participação na formação de solos e do substrato rochoso (SUTHERLAND; BARTHOLIC, 1977; SIEGAL, 1980; DRURY, 1993; GILLESPIE et al., 1998; SOBRINO et al., 2002; JIMÉNEZ-MUÑOZ; SOBRINO, 2006). Outros minerais também apresentam feições no TIR, como carbonatos, sulfatos e fosfatos (SIEGAL, 1980; DRURY, 1993; KAHLE et al., 1993). Entretanto, essas feições são menos pronunciadas.

No TIR as feições espectrais estão associadas a mínimos e máximos de emissividade. As bandas de vibração molecular ou bandas de *reststrahlen* refletem muito onde emitem pouca radiação (SALISBURY; D'ARIA, 1992a; LUZ, 2005). Por exemplo, os alongamentos das vibrações moleculares da combinação *Si-O* (silicatos) produzem feições na janela atmosférica entre $8\mu\text{m}$ e $14\mu\text{m}$, evidenciando as bandas de *reststrahlen*, e resultando em valores mínimos de emissividade. Além disto, ocorre uma migração dos mínimos para comprimentos de onda mais longos conforme as rochas se tornam mais máficas. As feições em rochas resultam da estrutura molecular e das constantes de força entre os átomos (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Salisbury e D'Aria (1992a) apresentaram uma revisão detalhada sobre a emissividade de diversos alvos naturais (solo, vegetação verde, água).

Em alvos terrestres, o desconhecimento da emissividade é comum (GILLESPIE et al., 1999). Richter et al. (2005) mostraram que bandas com largura espectral de $0,15\mu\text{m}$ no TIR, como por exemplo, as do sensor ARES (*Airborne Reflective Emissive Spectrometer*), podem ser utilizadas em estudos de mapeamento mineral, estudos hidrotermais e no monitoramento da vegetação e da evapotranspiração.

Wittich (1997) afirmou que a ε aumenta quanto maior for a rugosidade do alvo, em função dos efeitos de entrelinhas de plantio e da distribuição angular das folhas (efeitos de cavidade). Segundo esse autor, a relação entre a emissividade dos dosséis e NDVI é altamente sensível às variações da emissividade das folhas e do solo, à distribuição angular das folhas e às propriedades ópticas da folhas e dos solos. Os efeitos do espaçamento das entrelinhas (cavidade) e da distância entre plantas foram abordados por Luz (2005). Conforme aumenta a distância, ocorre um maior efeito de entrelinhas e uma redução do contraste da emissividade de dosséis.

2.4.1 Emissividade de solos

A resposta espectral dos solos no TIR depende de vários fatores (composição química, umidade, rugosidade, mistura com outros alvos, etc.), que devem ser considerados no ato da interpretação (JIMÉNEZ-MUÑOZ et al., 2006). O teor de umidade do solo tende a aumentar a emissividade e reduzir as bandas de *reststrahlen* do quartzo. A composição química é o principal fator quando se trata de solos puros, sendo que o quartzo é o principal mineral que apresenta feições nas bandas do TIR (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

O efeito da mistura é um dos principais problemas na identificação de alvos, visto que a resposta espectral de um pixel dificilmente é resultante da presença de um único alvo. Assim, o uso de modelos de mistura espectral para obter informação de subpixel pode contribuir bastante para discriminar os alvos (SETTLE; DRAKE, 1993; KESHAVA; MUSTARD, 2002; LU; WENG, 2006).

O tamanho das partículas do solo afeta a emissividade do solo (JIMÉNEZ-MUÑOZ et al., 2006). A magnitude das bandas de *reststrahlen* do quartzo varia com o tamanho das partículas (SALISBURY; D'ARIA, 1992b). Em um solo composto por quartzo puro, à medida que as partículas diminuem ocorre uma diminuição das duas bandas de *reststrahlen* do quartzo entre $8\mu\text{m}$ e $9,5\mu\text{m}$, segundo experimento realizado por Sutherland (1986). Assim, quando o solo não apresenta mistura (apenas quartzo), as bandas de *reststrahlen* podem ser utilizadas para estimar o tamanho das partículas.

Desta forma, a razão entre as bandas 10 e 14 do ASTER pode ser utilizada para estimar as bandas de *reststrahlen* (SALISBURY; D'ARIA, 1992b). Ramsey e Christensen (1998) afirmam o mesmo e complementam dizendo que a forma e a posição das bandas de *reststrahlen* são pouco alteradas pelo efeito do tamanho das partículas.

A presença de matéria orgânica também reduz as bandas de *reststrahlen* do quartzo considerando que é um forte absorvedor na janela entre $8\mu\text{m}$ e $14\mu\text{m}$. Salisbury e D'Aria (1992b) verificaram que solos com mais de 2% de matéria orgânica distorcem significativamente as estimativas de tamanho de partículas.

O efeito *coating* (revestimento) modifica a emissividade, sendo o grau de mudança dependente da espessura do *coating*. As feições também podem ser mascaradas pela argila e pela presença de vegetação, especialmente quando essa é esparsa ou está na fase senescente (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

Solos com alto teor de quartzo têm bandas de *reststrahlen* entre $8\mu\text{m}$ e $10\mu\text{m}$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Em um estudo de solos com 98% de quartzo e com grãos de quartzo revestidos por uma fina camada de caulinita e gibbsita (*entisols*), Salisbury e D'Aria (1992a) verificaram que os solos apresentaram as bandas de *reststrahlen* mascaradas devido à ação da caulinita, com o máximo de absorção em $9\mu\text{m}$. Por outro lado, solos com alto teor de argila expansível (30-80% de montmorilonita), profundos, e com ampla contração durante os períodos secos, provocando rachaduras (*vertisols = grumsols*), devido à fina granulometria do quartzo e da montmorilonita, não apresentam bandas de *reststrahlen*. Os solos que predominam em áreas úmidas e que geralmente apresentam alto teor de biotita (65%) (*inceptisols*) apresentam bandas de *reststrahlen* próximo a $9,3\mu\text{m}$, $9,6\mu\text{m}$ e $9,9\mu\text{m}$ devido à biotita (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

Os solos secos em todos os horizontes e que tipicamente contêm carbonato, quartzo muito fino e abundância de argila (*aridisols*), apresentam baixa emissividade em $8,2\mu\text{m}$ devido à feição do espalhamento volumétrico do espectro de carbonatos e uma suave banda de *reststrahlen* em $9,6\mu\text{m}$ atribuída à argila. Dificilmente é possível ver a feição

de quartzo entre estas duas feições, localizada em $8,6\mu\text{m}$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Os solos escuros, ricos em matéria orgânica (*mollisols*), que reduz o contraste espectral das bandas de *reststrahlen* do quartzo, apresentam uma ampla banda próxima à $9,6\mu\text{m}$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a, b).

A acumulação de material amórfico nos horizontes de sub-superfície que caracteriza alguns solos, bastante lixiviados (*spodosols*), devido à grande presença de matéria orgânica, em geral não apresentam feições de absorção (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Os solos com acumulação de argila nos horizontes de sub-superfície e que comumente registram a presença do mineral feldspato (*alfisols*), apresentam uma feição de *reststrahlen* em $9,3\mu\text{m}$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Por outro lado, os solos com acumulação de argila nos horizontes de sub-superfície, mas com pouco fornecimento da base (*ultisols*), tipicamente apresentam um espectro dominado pelo quartzo, mineral mais comum, que pode estar limpo ou com *coating* fino de caulinita. Essa mistura provoca uma feição que Salisbury e D'Aria (1992a) chamam de *devil's horns*. À medida que o *coating* de caulinita aumenta, a feição (*horn*) é reduzida (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

Os *oxisols*, caracterizados por apresentarem um horizonte pedogenético com mistura de caulinita, óxidos de ferro hidratados e quartzo, são comuns em climas tropicais. Nestes solos a caulinita não serve como filtro das feições de *reststrahlen* do quartzo, abundante o suficiente para produzir uma ampla feição de *reststrahlen* centrada em $9,5\mu\text{m}$. Os óxidos de ferro produzem bandas de *reststrahlen* além de $14\mu\text{m}$. O espectro analisado pelos autores foi de um solo com 40% de quartzo fino, e a maioria do solo composto por agregados de hematita e goetita misturados com caulinita (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). Os solos formados em ambientes pantanosos, onde a produção de matéria orgânica é superior à mineralização (*histosols*), tendem a ter feições de matéria orgânica (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

A Figura 2.4 mostra o espectro de emissividade de alguns tipos de solo. Percebe-se que o maior contraste entre tipos de solos está entre $8\mu\text{m}$ e $10\mu\text{m}$, bem como a presença das

bandas de *reststrahlen* em alguns solos. A partir de $10\mu\text{m}$ os solos apresentam uma maior homogeneidade e menores diferenças espectrais entre si.

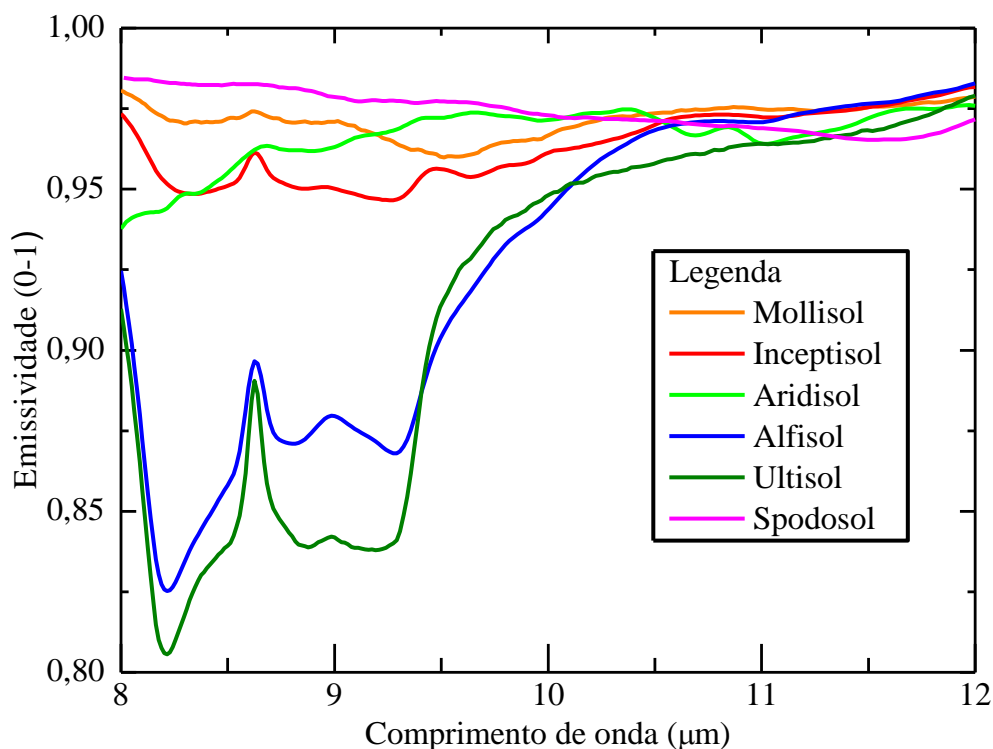


Figura 2.4 – Espectros de emissividade de alguns solos.

Fonte: Adaptado de JPL (2006).

2.4.2 Emissividade da vegetação

No Brasil, o estudo da resposta espectral da vegetação no TIR a partir de sensores orbitais carece de pesquisas. O uso do sensoriamento remoto neste contexto adquire grande importância, tendo em vista a disponibilidade de imagens multiespectrais nesta faixa espectral. Luz (2005) mostrou o potencial do TIR na identificação de espécies e substâncias em folhas, alertando para o potencial de extinção de muitas espécies. Epiphanyo (1982) estudou uma variedade de milho através de medidas de temperatura e dados meteorológicos e concluiu que o sensoriamento remoto termal pode fornecer estimativas representativas das condições hídricas e da produtividade da cultura de milho (*Zea mays* L.). Epiphanyo et al. (1987a) verificaram que a temperatura do dossel pode ser um fator eficiente para a discriminação de cultivares de soja em condições de

estresse hídrico, devido ao aumento da temperatura do dossel conforme aumenta o grau de estresse, fato associado principalmente à dinâmica estomatal das folhas. Num estudo de solos a partir das bandas do sensor TM (*Thematic Mapper*), do satélite LANDSAT-5, [Epiphany et al. \(1987b\)](#) verificaram que a banda termal não trouxe grandes contribuições e atribuíram este fato ao horário de passagem do satélite e à complexidade envolvida no estudo da temperatura do solo.

Outras pesquisas brasileiras que abordaram o TIR foram realizadas por [Pacheco \(1989, 1998\)](#), que discutiu métodos de obtenção da emissividade de alvos naturais; [Lucca et al. \(2005\)](#), [Moreira et al. \(2005\)](#), [Castro et al. \(2005\)](#) que avaliaram o desempenho e aplicações do sensor HSS (*Hyperspectral Scanner System*), que possui bandas no TIR. Cabe destacar ainda os trabalhos de [Young \(2005\)](#), [Almeida \(2001\)](#), [Lucca e Bastos \(2001\)](#) e [Yoshioka \(1985\)](#).

A complexidade do estudo de áreas agrícolas comentada por [Sutherland e Bartholic \(1977\)](#) também foi abordada por [Daughtry et al. \(1995\)](#) quando discutiram o potencial de discriminação entre resíduos de culturas e solos a partir da reflectância e fluorescência. [Sutherland e Bartholic \(1977\)](#) destacaram vários fatores que afetam a emissividade em áreas agrícolas, como o efeito do espaçamento entre linhas de plantio (formando cavidades), os fatores de iluminação e observação, atmosféricos, entre outros. As feições de celulose e lignina são comuns à vegetação verde e NPV ([ELVIDGE, 1988](#)). No TIR as feições espectrais da vegetação estão associadas às vibrações moleculares fundamentais, em geral ligadas aos grupos hidroxílicos (OH) e carbonílicos (C=O) ([LUZ, 2005](#)).

A celulose é um dos principais componentes das folhas e é responsável por importantes feições de absorção no TIR. [Elvidge \(1988\)](#) apresentou os espectros de reflectância direcional-hemisférica de duas espécies no TIR, conforme pode ser visto na Figura 2.5, que mostra a existência de feições desse constituinte. Na faixa entre 8 μm e 12 μm são apresentadas feições justapostas até 10 μm e um aumento da reflectância entre 10 μm e 12 μm , marcada por uma forte feição de absorção em 11,11 μm , atribuída à absorção assimétrica fora de fase (*asymmetry out-of-phase absorption*). As hemiceluloses

(polissacarídeos) apresentam um espectro semelhante à celulose, fato atribuído à sua semelhança em termos de estrutura e função (ELVIDGE, 1988).

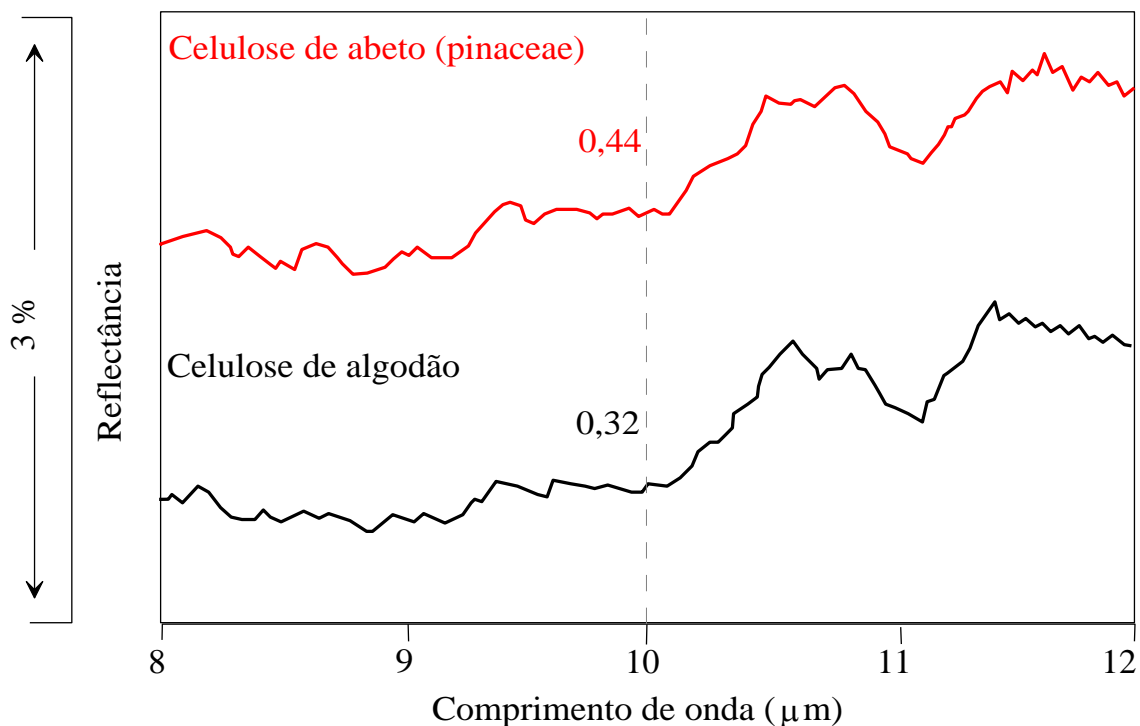


Figura 2.5 – Espectro de reflectância da celulose entre $8\mu m$ e $12\mu m$. Espectro obtido a partir da celulose pulverizada. OBS: Os valores marcados dentro do gráfico referem-se à reflectância em $10\mu m$.

Fonte: Adaptado de Elvidge (1988).

A lignina apresenta feições suaves no intervalo entre $8\mu m$ e $12\mu m$, com um máximo de reflectância em aproximadamente $10,5\mu m$, conforme pode ser visto na Figura 2.6. As pequenas feições apresentadas são atribuídas às deformações da ligação dupla $=CH$ (*out-of-plane*), $C-H$ (*in-plane*) dos álcoois e éteres. A partir de $6,5\mu m$ ocorre uma forte absorção em todo o TIR (ELVIDGE, 1988). O autor ainda mostrou que a reflectância especular pode afetar a resposta espectral das folhas especialmente a partir de $11,5\mu m$.

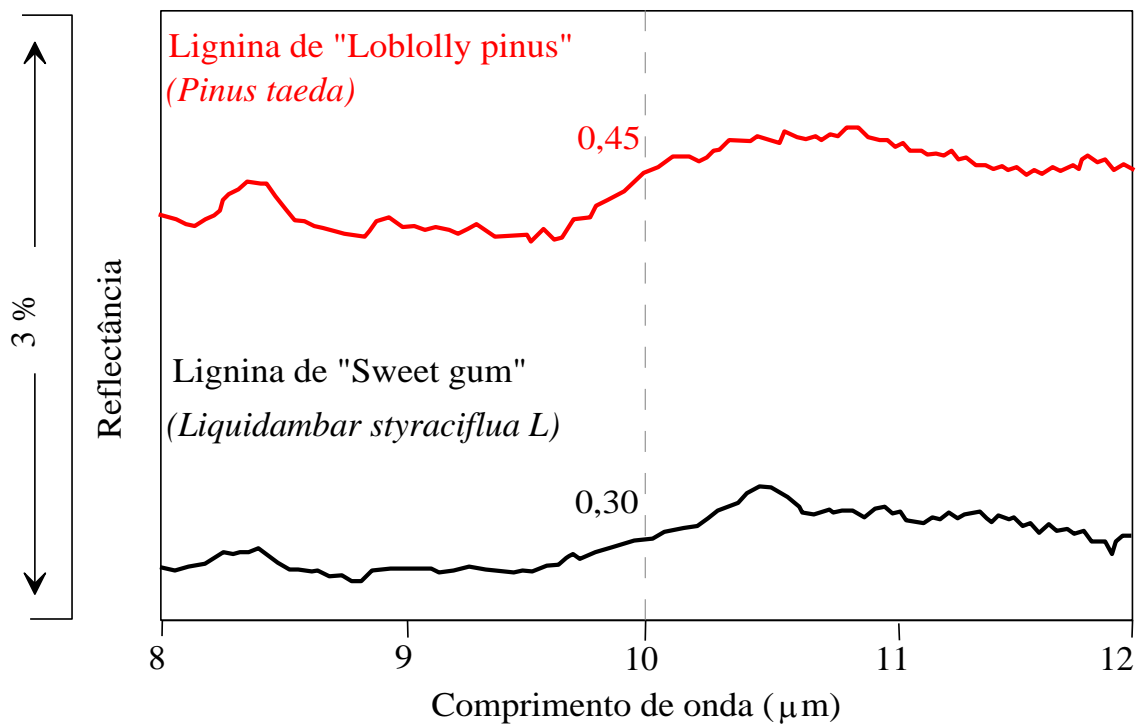


Figura 2.6 – Espectro de reflectância da lignina entre $8\mu\text{m}$ e $12\mu\text{m}$. Espectro obtido a partir da lignina moída. OBS: Os valores marcados dentro do gráfico referem-se à reflectância em $10\mu\text{m}$.

Fonte: Adaptado de [Elvidge \(1988\)](#).

2.4.2.1 Emissividade da vegetação verde

Em geral, folhas cheias de pêlos e com a cutícula encerada apresentam maior reflectância direcional hemisférica no TIR e, portanto, menor emissividade. Utilizando amplas bandas, a vegetação verde pode ser considerada um corpo negro no TIR. Por esse motivo, medidas de emissividade dessa faixa geralmente são utilizadas para calcular a temperatura radiante de dosséis e para posterior estimativa de evapotranspiração e biomassa ([ELVIDGE, 1988, 1990](#)).

A folhagem verde apresenta grande variação, sendo que o espalhamento dos dosséis pode diminuir o contraste espectral. Folhagens senescentes apresentam duas feições de emissividade mais baixa entre $10\mu\text{m}$ e $12\mu\text{m}$ e duas feições menos pronunciadas de maior emissividade em $8,5\mu\text{m}$ e $9\mu\text{m}$. A emissividade total tende a variar com a textura

das folhas, mas as feições tendem a ser as mesmas. O espectro de cascas (*bark*) tende a se aproximar de lignina e celulose, contudo a maioria das cascas usualmente apresenta formas espectrais semelhantes, com um valor máximo entre $10\mu m$ e $12,5\mu m$. Folhas recém caídas, madeiras expostas e gramas secas têm espectros semelhantes ao da celulose. Uma diminuição na reflectância direcional hemisférica, com um espectro mais achatado e menos refletivo (portanto mais emissivo), é normalmente observada. O valor mínimo de reflectância direcional hemisférica de folhagens verdes é verificado em $12,2\mu m$, enquanto que os de folhas senescentes, cascas e solo coberto, ocorrem em $8,5\mu m$ (SALISBURY; D'ARIA, 1992a).

O espalhamento de dosséis é um importante parâmetro que deve ser considerado no comportamento da vegetação. Sabe-se que as folhas são opacas no infravermelho termal e que a reflectância das folhas é devida ao espalhamento de superfície tipo Fresnel. Salisbury e D'Aria (1992a) confirmaram esta hipótese com medidas de reflectância bidirecionais dentro e fora do ângulo de reflectância especular. Os autores lembram ainda que o cálculo da emissividade de dosséis é mais complicado devido aos vários espalhamentos, às variações de emissividade entre a parte superior e inferior das folhas, à contribuição da atmosfera, à reflectância direcional hemisférica proveniente da parte inferior do dossel, às palhas, solos, cascas, etc., presentes no chão.

A emissividade de alguns tipos de vegetação (folhas) verde pode ser vista na Figura 2.7. Estes espectros mostram que algumas espécies têm emissividade próxima à de um corpo negro (1). Por outro lado, existem espécies com espectros de emissividade distintos em termos de forma e intensidade, ou seja, existem variações entre os espectros de diferentes espécies vegetais, ao menos em termos de folha.

Sepulcre-Cantó et al. (2007) e Jang et al. (2006) mostraram que as imagens do termal podem ser utilizadas para monitorar índices de estresse de plantas. Neste contexto, uma abordagem sobre a resposta do cerrado em vários estágios e graus de degradação (antropização), em termos de comportamento espectral no TIR e na faixa refletida do espectro, é relevante, tendo em vista a expansão das áreas agrícolas sobre o cerrado, que caracteriza grande parte das paisagens do Estado do Mato Grosso (ROSS, 2005).

Em geral, os dosséis compostos por vegetação verde ou senescente apresentam alta emissividade e pequena amplitude (PALLUCONI et al., 1999), um comportamento distinto dos solos (ELVIDGE, 1988). French et al. (2000) mostraram que o contraste da emissividade no infravermelho termal pode auxiliar na discriminação entre a vegetação senescente, colhida e o solo arado (preparado).

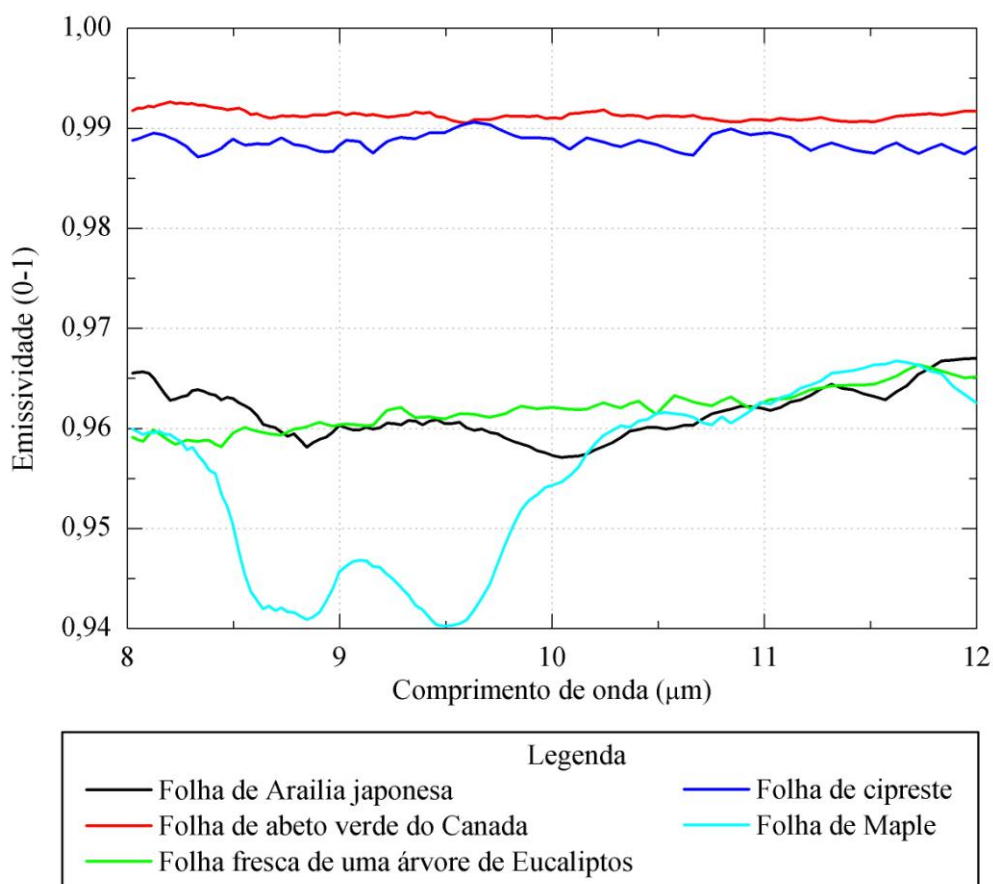


Figura 2.7 – Espectros de emissividade de alguns tipos de folhas verdes.

Fonte: Adaptado de JPL (2006).

2.4.2.2 Emissividade da vegetação não-fotossinteticamente ativa (NPV)

O manejo e a adoção de práticas conservacionistas (plantio direto) demandam meios de monitoramento da NPV com alta acurácia e em boa escala temporal. É nesse contexto que o sensoriamento remoto se apresenta (SULLIVAN et al., 2002; SULLIVAN et al., 2004). Sob condições de umidade, o TIR apresenta melhores resultados (AASE;

TANAKA, 1991). Sullivan et al. (2002) verificaram que o uso de imagens Ikonos não é confiável (além das limitações de custo) para estimar a percentagem de resíduos. Segundo esses autores, as bandas termais produzem melhores resultados. Entretanto, não exploraram essa possibilidade.

Ustin et al. (2005) afirmaram que medidas de material residual seco proveniente de culturas constituem um dos desafios do sensoriamento remoto, tendo em vista as variações atribuídas ao tipo de resíduo, densidade, umidade, etc. Esses autores mencionam que embora estes materiais sejam normalmente classificados como uma única classe (vegetação não fotossinteticamente ativa - NPV), eles apresentam variações espectrais possíveis de serem identificadas. Entretanto, não abordaram as contribuições do TIR para a discriminação desses diferentes tipos de NPV.

Em áreas áridas e semi-áridas, a determinação do grau de cobertura de NPV e de decomposição deste material são tarefas difíceis. Quando o solo predomina, as variações espectrais em termos espaciais e temporais estão relacionadas à dinâmica dos solos. Entretanto, quando aparecem proporções iguais de solo e NPV, estes apresentam feições espectrais suficientemente distintas que podem ser discriminadas no VNIR e SWIR (lignina e celulose). Em condições de solo úmido, a reflectância dos resíduos é maior que em solos secos. A resposta espectral dos resíduos no SWIR é maior que a do solo, permitindo sua distinção (USTIN et al., 2005). Para tal, vários índices foram desenvolvidos, mas em solos arenosos sua eficiência é reduzida (McNAIRN; PROTZ, 1993). A dificuldade de discriminação entre solo e resíduos agrícolas também foi comentada por Biard e Baret (1997). Esse é um fator importante no direcionamento dos estudos a partir do TIR, que pode superar essas limitações.

Elvidge (1988) verificou que as plantas secas apresentam variações espectrais que permitem a discriminação de espécies e materiais que constituem as plantas. Segundo ele, as feições de lignina e celulose dominam o espectro da vegetação seca. A Figura 2.8 ilustra o espectro de emissividade de alguns tipos de NPV. Verifica-se que os diferentes tipos de gramíneas secas apresentam variações pequenas entre si, mas as mudanças são mais acentuadas em termos de amplitude total e na forma geral do espectro. Por outro

lado, o espectro da casca (*bark*) difere especialmente em $8,3\mu m$ e em $10,6\mu m$ dos espectros das gramíneas.

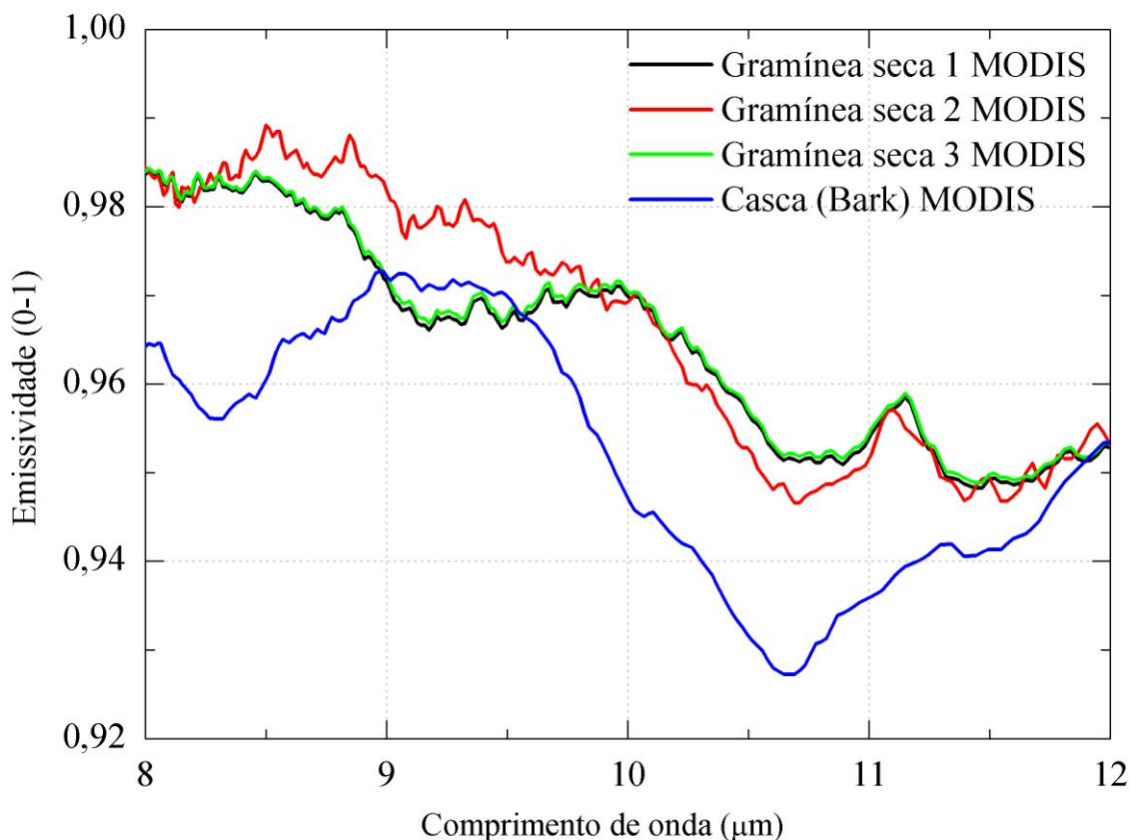


Figura 2.8 – Espectro de emissividade de alguns alvos de NPV.

Fonte: Adaptado de JPL (2006).

2.5 Modelo digital de elevação (MDE)

O uso de modelos digitais de elevação é importante em aplicações voltadas para a análise visual e matemática da topografia, definição de formas de relevo, estudo da paisagem, sendo utilizado na modelagem de processos superficiais (KAMP et al., 2003). Outra aplicação importante refere-se ao uso dos dados de elevação para a correção atmosférica e radiométrica de imagens de satélite (LANG; WELCH, 1999).

A obtenção de pares estereoscópicos com resolução horizontal de 15 metros coloca o ASTER como uma fonte potencial de dados de elevação digital de boa acurácia

(KONSTANTINOS; ANTONIS, 2004). Kamp et al. (2003) concluíram que o MDE ASTER permite eliminar calibrações radiométricas derivadas de dados de diferentes datas e que o modelo apresenta boa precisão. Hirano et al. (2003) avaliaram a precisão do MDE em quatro áreas de estudo e verificaram que o MDE produzido a partir das imagens ASTER apresenta precisão vertical entre ± 7 e ± 15 metros. Detalhes sobre o algoritmo MDE ASTER e sobre a precisão do modelo podem ser encontrados em Lang e Welch (1999), ERSDAC (2005c) e Hirano et al. (2003). Fujisada et al. (2005) avaliaram a performance do modelo de elevação gerado através das imagens ASTER por meio de dados de superfície e verificaram uma acurácia vertical de 20 metros (95% de confiança) e uma acurácia horizontal de 50 metros.

O modelo para geração do MDE se baseia nas relações geométricas das bandas 3N e 3B do infravermelho próximo obtidas quase ao mesmo tempo (ERSDAC, 2005c). O efeito de paralaxe é explorado, ou seja, um mesmo ponto é observado de duas visadas diferentes, em instantes muito próximos, possibilitando o cálculo da terceira dimensão (SULSOFT, 2004; FUJISADA, 1998; ABRAMS, 2000) (Figura 2.9).

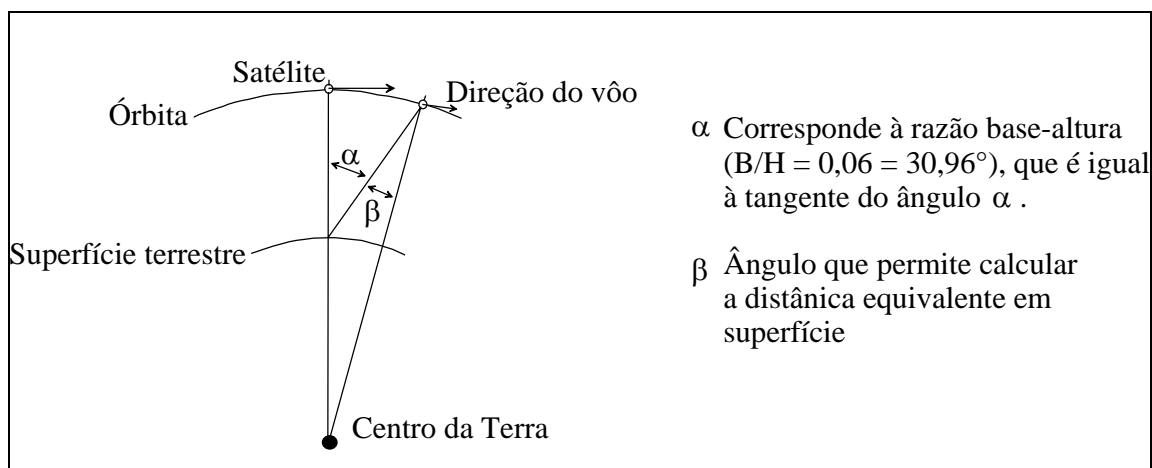


Figura 2.9 – Configuração do satélite para obtenção de pares estereoscópicos ASTER.

Fonte: Adaptado de ERSDAC (2005c).

A banda 3B (*backward*) está a um ângulo de aproximadamente 28° para trás da banda 3N (NADIR). Assim, todas as imagens ASTER possuem seus pares estereoscópicos, ou seja, os alvos são observados de dois ângulos diferentes, de forma a permitir o cálculo

da terceira dimensão. O algoritmo AsterDTM converte essas duas bandas em pares com o centro da imagem orientado exatamente para o norte (quasi-epipolar), onde os pixels possuem um deslocamento na direção do satélite proporcional à elevação. Para determinar o deslocamento é utilizado o método de correlação cruzada (*cross-correlation*) e, por fim, esse é transformado em valores de elevação (SULSOFT, 2004).

O algoritmo AsterDTM funciona como um *plug-in* no aplicativo ENVI e permite a entrada de dados ASTER nos níveis de processamento L1A e L1B. Como saída, o modelo gera uma imagem em níveis de cinza correspondentes à elevação, na resolução espacial definida pelo usuário. A precisão vertical e horizontal do MDE gerado pelo AsterDTM é de ± 20 metros (90% de confiança) e 50 metros, respectivamente (SULSOFT, 2004).

2.6 Modelo de Mistura Espectral

O efeito de mistura é comum em imagens de sensoriamento remoto. Dificilmente é possível ter um pixel de 90 metros (TIR do ASTER) representativo de apenas um alvo. Em outras palavras, a radiância que chega ao sensor é uma somatória das respostas lineares ou não-lineares dos diversos alvos que estão presentes na área do pixel. O modelo linear de mistura espectral estima a proporção de cada alvo que compõe o pixel. Ele se baseia no método dos mínimos quadrados e pressupõe que numa cena existe um número reduzido de membros de referência distintos (*endmembers*) e que esses têm um comportamento espectral aproximadamente constante (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; KESHAVA; MUSTARD, 2002; ADAMS; GILLESPIE, 2006). Com a aplicação do modelo linear de mistura espectral é possível obter a abundância de cada membro de referência (*endmember*) no pixel (KESHAVA; MUSTARD, 2002).

Um dos passos mais importantes é a seleção dos membros de referência. Esses podem ser obtidos tomando-se por base a própria cena, medidas de campo ou bibliotecas espectrais (RUDORFF, 2006). Segue uma discussão sobre a seleção de membros de referência da própria cena.

2.6.1 Seleção de membros de referência

Uma metodologia proposta por Kruse et al. (2003) é baseada numa transformação da fração mínima de ruído (MNF - *Minimum Noise Fraction*), que ordena as cenas de acordo com o sinal/ruído de um conjunto inicial de cenas, baseado no cálculo de seus autovalores. À medida que os autovalores diminuem (inferiores a um), as imagens passam a concentrar ruído. Esta técnica também permite reduzir a dimensionalidade dos dados, através da eliminação das imagens sem informação coerente. Após a seleção das cenas com informação coerente é aplicada a técnica índice de pureza do pixel (PPI – *Pixel Purity Index*), que permite identificar os pixels mais puros para serem utilizados como candidatos a membros de referência no visualizador n -Dimensional (nD). Neste sistema de visualização o operador manipula a apresentação visual dos membros de referência até que esses estejam dispostos nas extremidades de uma figura geométrica, permitindo sua identificação (ID). A dimensionalidade da figura geométrica dependerá do número de membros de referência selecionados através da técnica PPI para a projeção do espaço dos atributos. A partir da seleção dos membros de referência, esses podem ser utilizados para gerar as imagens fração do modelo de mistura espectral.

A Figura 2.10 apresenta a seqüência de etapas propostas por Kruse (2003) para seleção dos membros de referência. A partir das imagens de reflectância, a técnica transformação MNF reduz a dimensionalidade dos dados e gera os parâmetros de entrada para o cálculo do índice de pureza do pixel (PPI), que por sua vez, reduz a abrangência espacial dos dados, de forma a selecionar apenas pixels candidatos a membros de referência. O visualizador n -dimensional permite avaliar grupos de pixels indicados pela técnica PPI no espaço dos atributos e identificar (ID) os membros de referência para posterior aplicação ao modelo de mistura espectral, que gera imagens de abundância.

A transformação da fração mínima de ruído (MNF) é utilizada para reduzir a dimensionalidade espectral dos dados (especialmente hiperespectrais), diminuindo o tempo computacional e segregando o ruído contido nas imagens. A primeira etapa consiste na estimativa de ruído através da matriz de covariância (RUDORFF, 2006). Na

seqüência, utiliza-se uma técnica, baseada em uma adaptação da técnica de componentes principais, que permite ordenar as imagens de acordo com a relação sinal-ruído, representada pelos autovalores. As imagens com elevados autovalores (primeira parte de dados) concentram a maior parte da informação coerente e as imagens com os menores autovalores (segunda parte dos dados) caracterizam-se por concentrar o ruído (KRUSE et al., 1996; KRUSE, 1997, 2003; KRUSE et al., 2006).

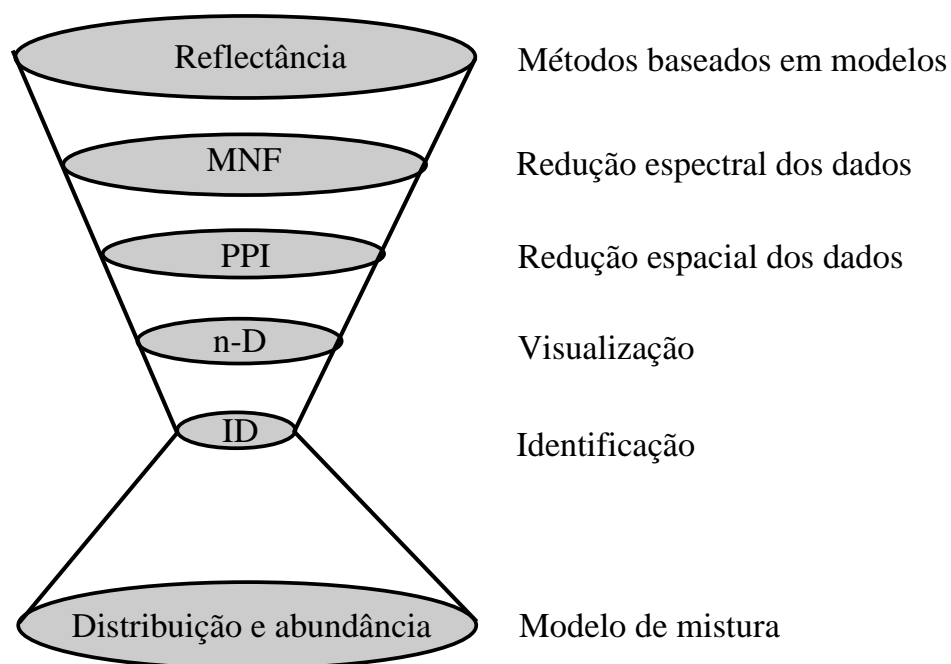


Figura 2.10 – Seqüência para seleção de membros de referência.

Fonte: Adaptado de Kruse (2007).

O índice de pureza do pixel tem como entrada as imagens MNF com informação coerente (maiores autovalores) e permite identificar pixels extremos (puros). O PPI é processado através da projeção repetitiva de gráficos de espalhamento com dimensionalidade definida pelo número de imagens MNF sobre um vetor unitário aleatório. Os pixels que são identificados como extremos em cada projeção são registrados e o número de vezes que este pixel ocorrer como extremo é computado. Assim, quanto maior o valor de um pixel (nível de cinza) na imagem PPI, maior a probabilidade de este pixel ser puro (BOARDMAN et al., 1995; KRUSE et al., 1996; KRUSE, 1997, KRUSE et al., 2006; RUDORFF, 2006). Os pixels selecionados através

do PPI na seqüência são analisados no espaço dos atributos através do visualizador n -dimensional (KRUSE et al., 1996).

A análise no espaço dos atributos consiste na distribuição dos pixels no gráfico de espalhamento n -dimensional (BOARDMAN et al., 1995; KRUSE, 1996). O valor da reflectância em cada banda de um dado pixel é utilizado como conjunto de coordenadas para um determinado ponto no espaço n -dimensional dos atributos. O visualizador n -dimensional permite combinar diferentes bandas para formar o espaço dos atributos, e assim, identificar os membros de referência. Os pixels que estão em grupos localizados nos extremos de uma figura geométrica, que tem seu número de vértices atrelado ao número de membros de referência a serem selecionados, são candidatos e seu espectro deve ser avaliado visualmente. Assim, para dois membros de referência, estes estarão localizados nas extremidades de uma reta no espaço dos atributos; no caso de três membros de referência, estarão nos vértices de um triângulo e assim por diante (KRUSE, 2006; RUDORFF, 2006).

2.7 Processos de degradação de solos

No Brasil os estudos sobre processos de arenização são concentrados no sudoeste do Rio Grande do Sul (SUERTEGARAY, 1995, 1998; FREITAS et al., 2003; ELTZ; ROVEDDEER, 2004; ROBAINA et al., 2005; AUZANI et al., 2006; entre outros), noroeste do Paraná (STIPP, 2006), sudoeste de São Paulo (GOULART et al., 2002), e na região Centro Oeste do Brasil (BARBALLHO et al., 2005; CASTRO, 2005; SCOPEL et al., 2005; BORGES et al., 2007; SOUSA et al., 2007).

Os atuais estudos de arenização do Brasil geralmente partem das definições apresentadas por Suertegaray (1995, 1998), onde a autora apresenta uma ampla discussão sobre o fenômeno, tendo como área de estudo o sudoeste do Rio Grande do Sul. A origem dos processos de arenização pode ser natural ou motivado pelo uso inadequado do solo. Com a remoção da vegetação nativa ocorre a perda do equilíbrio, aumentando a fragilidade do solo à erosão hídrica e eólica, fato discutido com propriedade por Vrieling (2007).

A origem natural dos areais do sudoeste do Rio Grande do Sul é explicada por Suertegaray (1995, 1998), que a relaciona ao substrato arenoso. A autora reconhece que a atividade antrópica pode intensificar os processos de arenização, e afirma que os ravinamentos e voçorocamentos são os elementos desencadeadores dos areais. A fragilidade dessa região (campanha Gaúcha) deriva do paleoambiente semi-árido ou semi-árido estepário que passou a sofrer os efeitos de um clima úmido, permitindo assim, o surgimento de areais em áreas onde a vegetação não consegue se fixar (SUERTEGARAY, 1995, 1998; MEDEIROS et al., 1995). Ab'Saber (1995) analisou a influência dos ventos sobre a dinâmica dos areais. O autor afirma que os ventos podem dar início a dunas embrionárias e formar manchas de areia em qualquer posição topográfica. A influência dos ventos também se associa à expansão da areia sobre as áreas vizinhas, especialmente nos meses de julho e janeiro, quando são mais intensos (SUERTEGARAY, 1995, 1998, 2000; ROBAINA et al., 2005).

Propostas de recuperação e contenção da expansão e surgimento dos areais no sudoeste do Rio Grande do Sul são discutidas por diversos autores, com sugestões voltadas para a implantação de espécies nativas e exóticas, especialmente o eucalipto (SUERTEGARAY, 1995, 1998, 2000; SUERTEGARAY et al., 2001; FREITAS et al., 2003; ELTZ; ROVEDDER, 2005, entre outros). No noroeste do Paraná, Stipp (2006) sugeriu a implantação de cercas vivas e quebra-ventos. Em um estudo no sudoeste de Goiás, Scopel et al. (2005) enfatizaram a necessidade de planejamento nas áreas de Neossolo Quartzarênico.

Discussões sobre o uso de sensoriamento remoto para o estudo de areais são apresentadas por Sousa et al. (2007), utilizando imagens CBERS da região sudeste do Mato Grosso e sudoeste de Goiás. No Rio Grande do Sul, Poelking et al. (2006) utilizaram imagens do CBERS e verificaram uma expansão das áreas com processos de arenização. Auzani et al. (2006) utilizaram imagens TM e um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para estudar os areais de São Francisco de Assis (RS) e verificaram que o Sensoriamento Remoto (SR) e o SIG são ferramentas eficazes para o estudo de areais nessa região.

Pinet et al. (2006) analisaram o uso da espectroscopia de imageamento para o estudo da degradação da terra e desertificação. Segundo os autores, uma característica que destaca o uso do sensoriamento remoto é sua cobertura sinótica, objetiva e repetitiva. Ainda segundo estes autores, o termo degradação geralmente se refere à considerável perda de terra pela erosão, salinização, perda de fertilidade (nutrientes) e deterioração da estrutura do solo, sucedida por processos erosivos. Por outro lado, a desertificação é o estágio mais avançado da degradação (PINET et al, 2006).

Chikhaoui et al. (2005) desenvolveram o “Índice de Degradação Ambiental” (LDI – *Land Degradation Index*) com base numa combinação das bandas VNIR e SWIR do ASTER. Em comparação com a técnica do “Mapeamento do Ângulo Espectral” (SAM – *Spectral Angle Mapping*) (KRUSE, 2003), Chikhaoui et al. (2005) verificaram que o LDI apresentou melhores resultados. Com o objetivo de desenvolver uma metodologia para monitorar as áreas de desertificação na China, Xiao et al. (2006) utilizaram uma estratégia baseada na textura da camada superficial do solo para desenvolver o “Índice de Tamanho dos Grãos” da camada superficial do solo (GSI – *Topsoil Grain Size Index*). Entretanto, o GSI foi baseado na reflectância das bandas da faixa do visível do sensor TM e ETM+. Os autores mencionaram que a eficiência do modelo está limitada ao estudo de áreas de solo exposto ou com vegetação esparsa. Esses estudos inicialmente foram realizados com imagens MODIS e, mesmo assim, obtiveram bons resultados com a aplicação do GSI (XIAO et al., 2005).

Li et al. (2000) investigaram o impacto da intensidade de pastoreio sobre as condições microclimáticas das pastagens para identificar processos iniciais de desertificação nestas áreas. Os resultados obtidos mostraram que o aumento da intensidade de pastoreio provoca aumento do albedo e reduz a rugosidade da superfície. Como consequência, os autores verificaram significativas alterações no balanço de calor e água nas pastagens. Por fim, Li et al. (2000) enfatizaram a necessidade de definir um limiar de intensidade de pastoreio. Resultado semelhante foi encontrado por Ibáñez et al. (2007) que abordaram uma modelagem para indicar o risco a degradação.

Em uma revisão apresentada por Houérou (1996), o autor destacou que a desertificação ocorre principalmente em climas áridos ou semi-áridos, ressaltando que pode ter início em qualquer tipo de clima. Houérou (1996) afirmou que os processos de desertificação estão associados a causas diretas e indiretas. As causas diretas estão associadas à drástica redução ou destruição da cobertura vegetal. Como causa indireta, destacou a ação do homem, que reduz ou destrói a cobertura vegetal, deixando o solo exposto por longos períodos de tempo. Em geral, esses processos estão associados ao uso abusivo e incorreto do solo.

O impacto das mudanças de uso do solo e do regime de precipitações sobre os processos de degradação do solo foi avaliado por Piccarreta et al. (2006). Verificaram que a natureza argilosa dos solos está associada aos processos erosivos. Em geral, essa natureza permite o surgimento de redes de sulcos e canais. Zhao et al. (2005) investigaram o impacto do uso intenso de áreas de campo na China e verificaram que ocorre significativa degradação do solo, marcada pela perda de carbono orgânico, nutrientes e aumento da textura do solo (*coarsening of soil texture*).

Huang et al. (2007) investigaram a dinâmica das propriedades físicas e químicas do solo e a sucessão de vegetação durante um processo de desertificação em uma área de campo, submetida ao pastoreio. Os resultados apresentados mostraram que a remoção da fração silte e aumento da concentração de areia média ocorrem no início do processo de desertificação, resultando no aumento da textura do solo (*coarsening*). Esse processo é acompanhado da redução da concentração de carbono e nutrientes no solo, conforme verificado também por Su et al. (2004) e Pinet et al. (2006). A diversidade da vegetação nessas áreas foi reduzida em 56 % (HUANG et al., 2007).

Outros trabalhos abordaram variações físicas, químicas e biológicas, bem como políticas de manejo, ocorridas em áreas que apresentam degradação ambiental ou mesmo desertificação (MONGER; BESTELNMEYER, 2006; AVNI et al., 2006; RODRÍGUEZ et al., 2005; AVNI, 2005; SHARMA, 1998).

3. METODOLOGIA

A metodologia do trabalho seguiu as etapas apresentadas na Figura 3.1.

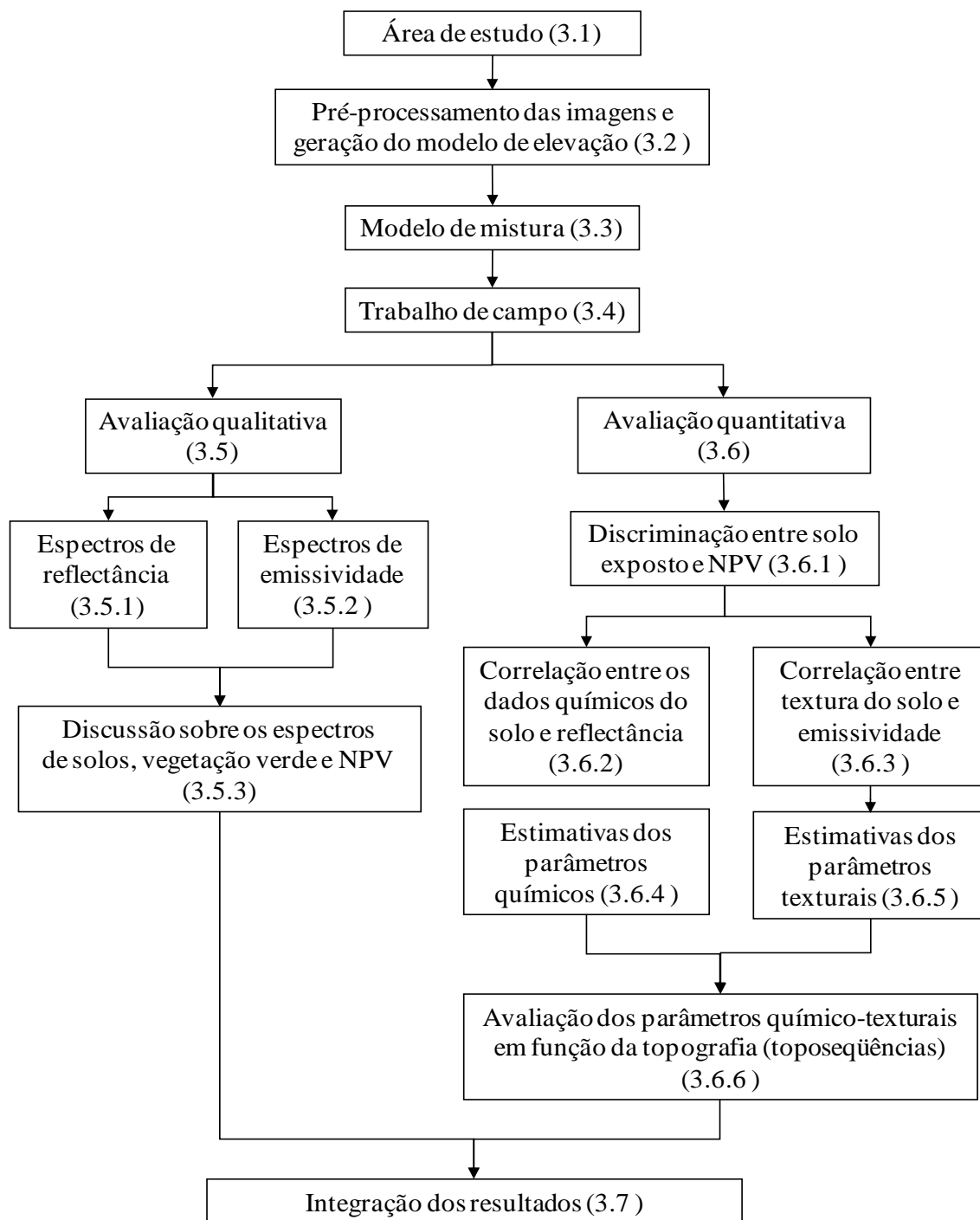


Figura 3.1 – Fluxograma das principais etapas metodológicas desenvolvidas.

3.1 Área de Estudo

A área de estudo selecionada está localizada no centro e sul do município de Campo Verde (MT), perfazendo aproximadamente 40x50 km (Figura 3.2). A economia na região é baseada na agricultura de larga escala, com destaque para o cultivo de soja, algodão, cana-de-açúcar, milho e na criação de gado bovino (MORENO; HIGA, 2005). O município possui uma população de aproximadamente 25 mil habitantes (IBGE, 2007).

A altitude média da área de estudo é de aproximadamente 654 metros. O clima da região é classificado como quente semi-úmido (tropical de savana – Aw), segundo a metodologia de Köppen, e tropical seco-úmido de acordo com Strahler (MAITELLI, 2005), com temperatura média de 21 °C e precipitação média de 1500 mm/ano. Caracteriza-se por duas estações bem definidas, com o período seco entre maio e setembro, e chuvoso entre outubro e abril.

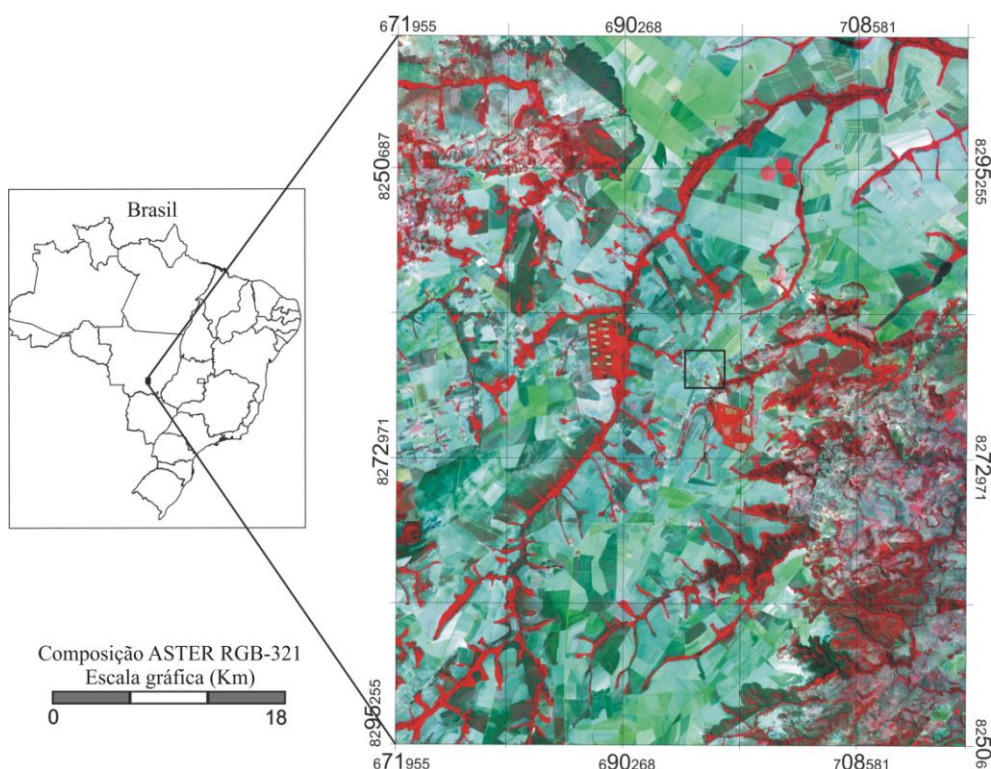


Figura 3.2 – Localização da área de estudo. O retângulo em preto (no centro da cena) refere-se à área urbana do município de Campo Verde – MT.

Geologicamente, a região está situada em uma chapada (planalto) de base geológica formada principalmente por arenitos (ROSS, 2005; SEPLAN/MT, 2007), pertencentes à porção oeste da bacia sedimentar do Paraná (SEPLAN/MT, 2007). Detalhes sobre a formação geológica da região podem ser encontrados no apêndice do trabalho (Tabela 5.8, Figura 5.1).

Segundo o mapa de solos da SEPLAN/MT (2000), a região de estudo compreende seis tipos de solos (Figura 3.3). Os principais tipos de solos encontrados durante o trabalho de campo são Latossolo Vermelho (LV), Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Neossolo Quartzarênico (NQ). Detalhes sobre as características desses solos podem ser encontrados em Motta et al. (2002).

O Latossolo Vermelho (LV) é caracterizado por sua alta intemperização e origem mineral não hidromórfica. Sua estrutura é tipicamente não desenvolvida. Estes solos não são bem drenados e profundos. Sua coloração é vermelho-escura e apresentam horizonte A, B e C, com transição gradual ou difusa do horizonte A para o B. São solos com baixa capacidade de troca catiônica (EMBRAPA, 1999). Na região de Campo Verde, o LV tipicamente apresenta horizonte B latossólico, com teores de ferro entre 8 e 18% em solos argilosos a muito argilosos e de menos de 8% em solos de textura média. São solos profundos, e acentuadamente drenados. Em geral, possuem baixa fertilidade natural e ocorrem em relevo plano a suavemente ondulado. Sua origem está relacionada a sedimentos da Superfície Peneplanizada Terciária e litologias da Formação Marília (Figura 5.1). As condições de relevo favorecem seu uso agrícola, porém possuem baixa fertilidade natural e a vegetação nativa associada é de Cerrado (no geral) e Floresta Tropical Subcaducifólia (SEPLAN/MT, 2000).

O Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) apresenta baixa capacidade de troca catiônica, altos valores de saturação de alumínio, baixa fertilidade e textura média. Esses solos tipicamente são encontrados em áreas de relevo suave. São solos de caráter ácrico, com saturação de bases baixa nos primeiros 100 cm do horizonte B (EMBRAPA, 1999). Os LVA encontrados na região são profundos a muito profundos, bem a acentuadamente drenados e apresentam grande homogeneidade ao longo do perfil. A origem dos LVA

da região de Campo Verde está relacionada à Superfície Peneplanizada Terciária e aos arenitos da Formação Marília (Figura 5.1) e ocorrem em relevo plano e suavemente ondulado. Possuem baixa fertilidade natural e a vegetação nativa associada é o Cerrado Tropical Subcaducifólio (SEPLAN/MT, 2000).

O Neossolo Quartzarênico (NQ), representado por areias quartzosas, forma perfis profundos, pouco desenvolvidos e fortemente drenados. Possuem seqüência de horizontes A-C e não apresentam contato lítico nos primeiros 50 cm de profundidade (EMBRAPA, 1999). Segundo Pizarro (1999), a alta lixiviação, baixa capacidade de retenção de umidade e alta vulnerabilidade à erosão agravam as baixas concentrações de bases e saturação de alumínio. Na região de Campo Verde os NQ são profundos a muito profundos, de textura arenosa que se estende até pelo menos 2 metros de profundidade, e são essencialmente quartzosos. Em geral estão associados a um relevo plano a suavemente ondulado. A origem dos NQ reporta aos arenitos das Formações Marília, Botucatu, Aquidauana e Furnas (Figura 5.1). Maiores informações sobre as características de cada formação geológica podem ser encontradas no apêndice do trabalho, na Tabela 5.8. São solos de baixa fertilidade, associados à vegetação de Cerrado Tropical Subcaducifólio ou pastagens (SEPLAN/MT, 2000).

Trabalhos realizados por Galvão et al. (2007a, b) na região de Campo Verde avaliaram o uso de dados AVIRIS para discriminar parâmetros do solo e verificar suas relações com a elevação. Portillo (2007) estudou a cultura de algodão numa perspectiva espacial e temporal. Outros estudos foram realizados por Couto et al. (2002), Michelotto e Busoli (2003) e Silveira Jr. (2005).

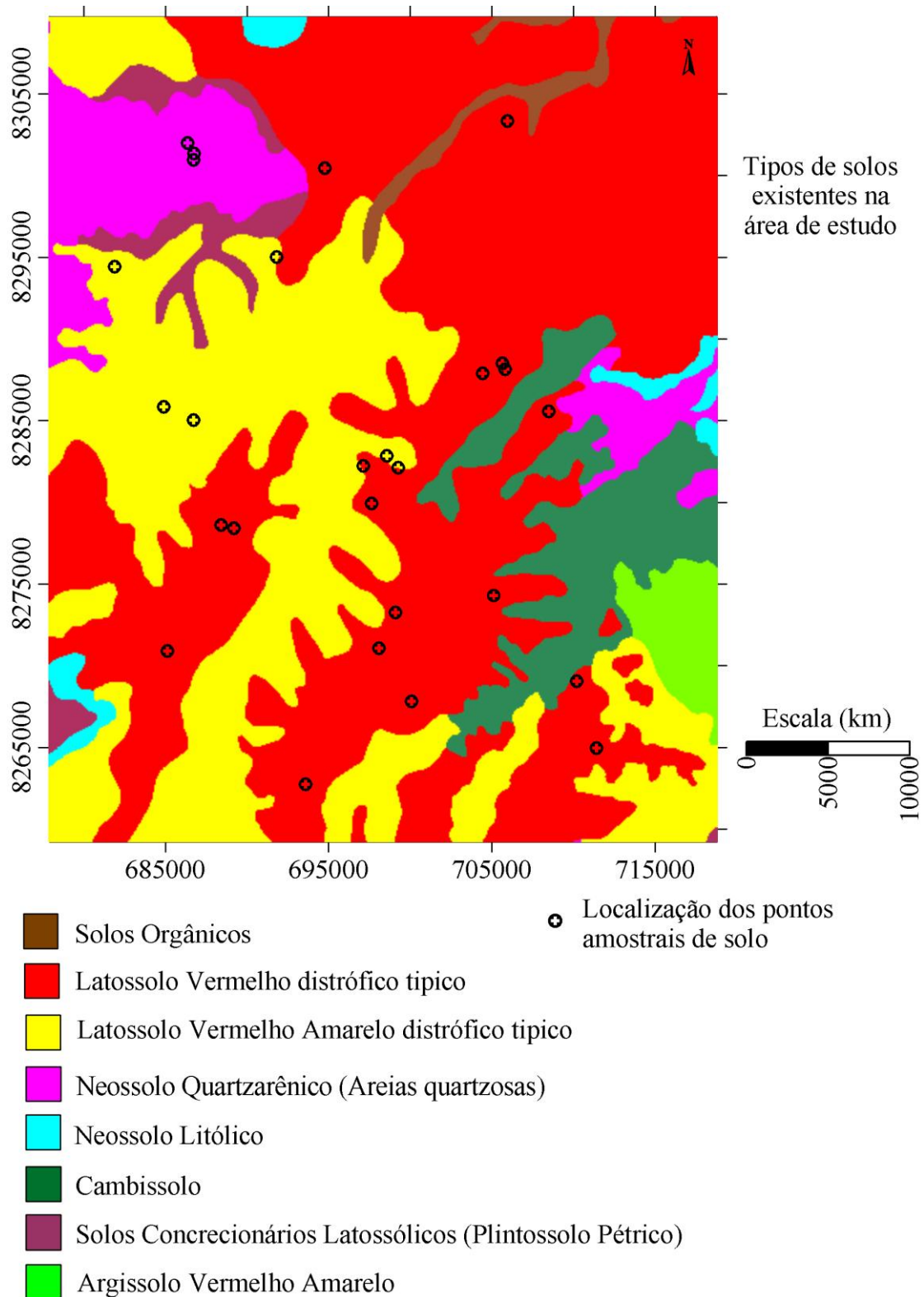


Figura 3.3 - Mapa de solos da área de estudo

Fonte: Adaptado de SEPLAN/MT (2000).

3.2 Pré-processamento das imagens e geração do modelo digital de elevação (MDE)

As imagens utilizadas nesse trabalho foram adquiridas junto ao LPDAAC (*Land Processes Distributed Active Archive Center*). Ambas as imagens foram corrigidas geometricamente pelo centro de processamento ASTER, de acordo com a metodologia proposta por Fujisada (1998) e Abrams (2000).

A data de obtenção da cena foi 7 de setembro de 2006, dia selecionado por apresentar menor cobertura de nuvens e melhores exposições de solo, em razão de ser um período de entressafra ou de áreas preparadas para o plantio de soja.

Para corrigir os efeitos de *crosstalk* presentes nas bandas do SWIR (bandas 5 a 9), aplicou-se um algoritmo do ERSDAC (2003). Estes efeitos foram discutidos por Tonooka e Iwasaki (2004) e por Iwasaki e Tonooka (2005).

Após a correção *crosstalk*, a imagem de reflectância de superfície foi então obtida com base na imagem de radiância aparente (ASTER L1B) adquirida junto ao LPDAAC. As imagens das bandas do VNIR (15 metros de resolução espacial) foram reamostradas para a resolução espacial das bandas do SW

IR (30 metros). A correção dos efeitos de espalhamento e absorção atmosférica e a obtenção da imagem de reflectância de superfície foram feitas através do aplicativo FLAASH, que se baseia no uso do modelo de transferência radiativa MODTRAN4. Detalhes sobre o algoritmo FLAASH podem ser vistos na Seção 2.2.1.1.

Os principais parâmetros atmosféricos utilizados para a correção atmosférica foram: visibilidade de 50 km, modelo de atmosfera tropical e modelo de aerossol rural.

As imagens de emissividade de superfície foram adquiridas como um produto do LPDAAC. A correção atmosférica das imagens do TIR também se baseia no código MODTRAN, conforme descrito na Seção 2.2.2.1, gerando imagens de emissividade de superfície. Conforme descrito anteriormente na Seção 2.2.2.2, a emissividade de superfície foi obtida através do uso do modelo NEM, do módulo de razões, do MMD e de um teste de qualidade (GILLESPIE et al., 1998; GILLESPIE et al., 1999).

O modelo digital de elevação foi gerado a partir das bandas 3N e 3B do infravermelho próximo, com uma resolução espacial horizontal de 15 metros. Para gerar este DEM foi utilizado um aplicativo desenvolvido pela Sulsoft (ASTER-DTM) e que opera a partir do ENVI-IDL. O aplicativo explora a correlação cruzada e os efeitos de paralaxe (RSI, 2006; SULSOFT, 2004). Os dados do MDE foram re-amostrados para 30 e 90 metros para serem correlacionados com os dados de reflectância (30 metros), emissividade (90 metros) e estimativas de parâmetros texturais e químicos do solo (90 metros).

3.3 Modelo de Mistura

O modelo de mistura permite elaborar imagens fração, que indicam a pureza dos membros de referência pré-selecionados. O modelo de mistura foi inicialmente aplicado para direcionar o trabalho de campo e, posteriormente, para auxiliar na separação dos talhões de solo exposto dos demais tipos de cobertura presentes na área de estudo.

3.3.1 Seleção dos membros de referência

Os membros de referência foram selecionados através da aplicação sequencial das técnicas: MNF, PPI e visualizador n -Dimensional, implementadas no aplicativo ENVI (RSI, 2006). Detalhes sobre estas técnicas podem ser encontrados na Seção 2.6.1. Foram selecionados quatro espectros de referência, dos seguintes elementos de cena: Solo, vegetação verde, NPV e água.

A técnica de fração mínima de ruído (MNF) consiste em uma modificação da técnica de componentes principais, que permite reduzir a dimensionalidade dos dados. Cabe destacar que difere da técnica de componentes principais por depender da razão sinal-ruído e ser invariante a mudanças de escala das bandas (KRUSE et al., 1996). No presente trabalho as nove bandas do VNIR e SWIR do ASTER serviram de entrada na transformação MNF, resultando em nove imagens MNF, que foram ordenadas segundo os autovalores (sinal/ruído). As duas últimas imagens MNF foram descartadas porque não apresentaram informação coerente. A análise foi feita com base nos autovalores e na interpretação visual das imagens, conforme sugerido por Kruse et al. (1996).

A técnica do índice de pureza do pixel (PPI) foi aplicada sobre as sete primeiras imagens da transformação MNF (com informação coerente e que concentravam a dimensionalidade dos dados). Foram feitas 10000 interações (re-projeções), com limiar de 2,5 pixels para cada re-projeção (esse limiar é sugerido por RSI, 2006).

A dispersão dos pixels selecionados pela técnica PPI foi analisada no espaço dos atributos através do visualizador *n*-Dimensional (RSI, 2006). As visualizações foram importantes porque permitiram identificar grupos de possíveis membros de referência, especialmente nas extremidades de uma figura geométrica hipotética.

3.3.2 Geração do Modelo de Mistura e aplicação de limiares de corte

Com base nos membros de referência selecionados, foi gerado um modelo linear de mistura espectral, com quatro imagens fração. Sobre a imagem fração solo, foi aplicado um limiar de corte de 65% de pureza do pixel. Os pontos com índice de pureza superior a 65% foram selecionados como candidatos à visita de campo. Além dos pontos de solo, foram selecionados pontos de NPV e de vegetação verde a serem visitados em campo. Cabe destacar que a distribuição dos pontos amostrais procurou cobrir toda a área de estudo. A imagem fração solo “limiarizada” também foi utilizada como base (primeira etapa) para a separação dos talhões de solo exposto e NPV.

3.4 Atividades de campo e medidas de laboratório

A seleção dos pontos para visita em campo foi feita através da aplicação do modelo linear de mistura espectral, conforme descrito no item anterior.

O trabalho de campo foi realizado entre os dias 29 de novembro e 4 de dezembro de 2006. No total foram visitados 139 pontos amostrais, sendo 79 com predominância de NPV, 33 de vegetação verde e 27 de solo exposto. Todos os pontos foram registrados com fotografias, posição geográfica/altitude e análise/descrição do entorno.

Nos pontos de solo exposto foram coletadas amostras de solo (duas amostras em cada ponto) para as análises físico-químicas e para medidas de reflectância em condições de laboratório. A coleta foi feita no horizonte superficial (0–20 cm). O total de silte, argila

e areia foram determinados pelo método densimétrico (CAMARGO et al., 1986). O carbono orgânico foi determinado através da análise colorimétrica e oxidação por dicromato de potássio. A sílica da fração argila/silte (SiO_2), o ferro total (Fe_2O_3), a alumina (Al_2O_3), o titânio (TiO_2), o fosfato (P_2O_5) e o manganês (MnO) foram determinados através do ataque por ácido sulfúrico e análise colorimétrica (EMBRAPA, 1997).

As medidas de reflectância de laboratório (Fator de Reflectância Bidirecional) foram realizadas no Laboratório de Radiometria (LARAD) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), utilizando o equipamento FieldSpec Pro (ASD, 2007), que abrange a faixa espectral de 0,400 μm a 2,500 μm . O ângulo de visada do sensor foi de 25°, fixado a uma altura 13 cm do alvo, abrangendo uma área de 26,09 cm². O sistema de iluminação usado foi uma lâmpada halógena de 250 W, colocada a 25° de inclinação. Como referência, foi utilizada uma placa composta por Spectralon. Os espectros foram filtrados para eliminar ruídos encontrados a partir de 1,4 μm com um filtro de média de cinco pontos. As amostras de solo inicialmente foram peneiradas numa peneira de 1 mm e foram secas à temperatura ambiente e ao Sol, antes da efetivação das medidas.

Além da coleta de amostras de solos e registros sobre informações dos alvos encontrados nos pontos visitados, o trabalho de campo possibilitou ainda elaborar um mapa de referência das áreas visitadas, que serviu como validação das análises estatísticas subseqüentes.

Neste ponto é importante observar que, conforme as etapas metodológicas mostradas na Figura 3.1, ocorre uma subdivisão do fluxograma: de um lado é seguido o caminho de uma análise de cunho qualitativo dos espectros de reflectância e emissividade, a fim de possibilitar uma melhor compreensão sobre o comportamento espectral dos diferentes componentes de cena presentes na área de estudo; do outro lado da Figura 3.1 há o caminho das análises quantitativas realizadas visando avaliar quão bem as imagens ASTER utilizadas explicam as variações dos elementos de cena aqui estudados. Estes dois caminhos são expostos nos itens 3.5 e 3.6.

3.5 Avaliação qualitativa

Os espectros de reflectância e emissividade para a análise qualitativa foram elaborados a partir da média de 100 pixels de cada alvo estudado, coletados nas imagens ASTER de 7 de setembro de 2006, dentro das áreas visitadas durante o trabalho de campo.

Para os solos foram incluídos na análise os espectros reflectância e emissividade ASTER dos principais tipos de solo da área de estudo: Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho Amarelo e Neossolo Quartzarênico.

Na análise das amostras de solo também foram considerados os espectros de laboratório dos três tipos de solo analisados nesse trabalho (LV, LVA e NQ). Os pixels foram escolhidos de forma aleatória dentro das áreas de referência, visando garantir a pureza do alvo (pixels). Para possibilitar a comparação entre dados de campo e dados do satélite, os dados de reflectância de laboratório das amostras de solo foram reamostrados de acordo com as funções de resposta dos filtros das bandas do ASTER (RSI, 2006). Esta reamostragem permitiu discutir o impacto da largura das bandas do sensor ASTER na identificação de feições espectrais. As discussões sobre os espectros foram feitas de forma a analisar as relações entre os espectros refletidos e os emitidos.

Os espectros de reflectância e emissividade ASTER foram obtidos para os seguintes tipos de NPV: algodão, cana-de-açúcar, soja, milho e gramíneas/braquiárias.

Em relação à vegetação verde, foram analisados os espectros de reflectância e de emissividade dos seguintes alvos: milho, mata de galeria, cerrado e eucalipto.

As feições espectrais foram discutidas em termos de sua relação com parâmetros físicos, químicos e biológicos. Como dito anteriormente, essa seção teve um caráter preparatório para a avaliação quantitativa.

3.6 Avaliação quantitativa

3.6.1 Discriminação entre solo exposto e NPV

Com base no modelo linear de mistura espectral (fração solo) e no uso de limiares de corte (65% de pureza) para identificar as áreas de solo exposto, observou-se a necessidade da utilização de critérios adicionais para a correta discriminação entre solo exposto e NPV. A imagem fração solo possibilitou eliminar as áreas de vegetação verde, porém, manteve a confusão entre outros elementos de cena.

Para discriminar os pixels de solo exposto de NPV foi utilizada uma estratégia combinando normalizações do SWIR e TIR (Equações 3.1 e 3.2, respectivamente) aplicadas sobre a imagem fração solo limiarizada (acima de 65% de pureza). Os solos escuros foram discriminados de NPV através da aplicação de uma normalização das bandas 5 (centrada em 2,167 μm) e 6 (2,209 μm) do SWIR Equação 3.1. O limiar de corte utilizado foi 0,5 (Figura 4.13). Para discriminar os solos claros foi utilizada uma normalização das bandas 10 (centrada em 8,291 μm) e 14 (11,318 μm) Equação 3.2. O limiar de corte para os solos claros foi de 3 (Figura 4.13). Os limiares de corte foram definidos através da análise do gráfico de espalhamento entre ambas as normalizações, de 112 pontos de controle, com cobertura do solo conhecida.

$$N_{SWIR} = \left[\frac{(Banda\ 5 - Banda\ 6)}{(Banda\ 5 + Banda\ 6)} \right] \cdot 100 \quad (3.1)$$

Onde N_{SWIR} é a normalização das bandas do SWIR. A utilização dessa normalização do SWIR se justifica pela sua sensibilidade às feições produzidas por argilo-minerais. A simples razão entre as bandas 5/6, conhecida também como índice de cristalinidade, permite verificar a presença ou não da caulinita (DUCART, 2004). Essa normalização permite ampliar as diferenças entre as feições.

$$N_{TIR} = \left[\frac{(Banda\ 14 - Banda\ 10)}{(Banda\ 14 + Banda\ 10)} \right] \cdot 100 \quad (3.2)$$

Onde N_{TIR} é a normalização das bandas do TIR. A escolha dessa normalização para o TIR foi feita a partir do teste das outras possíveis normalizações. Com a utilização da razão das bandas 10/14 é possível explorar o contraste associado às feições de baixa emissividade da banda 10 e a alta emissividade, praticamente constante, da banda 14. As feições de absorção da sílica (quartzo) produzem este contraste (SALISBURY; D'ARIA, 1992a, b).

A avaliação da precisão de separação entre solo e NPV foi feita a partir de 112 pontos amostrais de NPV e diferentes classes de solos que haviam sido visitados em campo. Para fazer esta avaliação foram construídos gráficos de espalhamento.

O resultado final desta análise combinada dos resultados do modelo linear de mistura espectral e dos dados normalizados do SWIR (absorção por argila) e do TIR (feições do quartzo) foi a criação de uma imagem de solo exposto, que serviu como base para a análise das correlações entre dados espectrais e constituintes dos solos e das variações composicionais do solo com a topografia.

3.6.2 Correlação entre dados químicos do solo e reflectância

A escolha das bandas a serem utilizadas na elaboração das equações de regressão foi baseada na construção de um correlograma dos parâmetros químicos *versus* reflectância nos pixels em que as amostras de solo foram coletadas. Com base na análise desse correlograma foram escolhidas as bandas que apresentaram os melhores coeficientes de determinação. Cabe destacar que, para estimar os parâmetros químicos foram utilizadas as bandas do espectro refletido (VNIR e SWIR), considerando que esses parâmetros apresentam feições espectrais nessas faixas.

Para a análise das relações entre os dados químicos do solo e a reflectância, as imagens do VNIR-SWIR foram reamostradas para a resolução espacial das bandas do TIR (90 metros). O objetivo foi facilitar a comparação dos resultados obtidos na faixa do TIR.

Foram utilizadas 22 amostras de solo para elaborar as equações (sorteadas aleatoriamente para cada componente) e cinco amostras para validar os resultados. Em seguida essas equações foram aplicadas sobre as imagens. Os resultados foram analisados em termos de transectos e em termos de superfícies referentes a partes de talhões (denominadas de vertentes nesse trabalho).

3.6.3 Correlação entre textura do solo e emissividade

Considerando que a sílica (quartzo) apresenta feições espectrais entre 8 e 12 μm (bandas de *reststrahlen*), foram utilizadas as bandas do TIR para estimar os parâmetros texturais (fração de areia). A razão da banda 10 pela banda 14 foi inicialmente usada para ressaltar as feições de sílica, conforme sugerido por Salisbury e D’Aria (1992b), mas outras razões também foram testadas.

A partir da razão de bandas 10/14 e das informações de textura (fração total de areia) de 22 amostras medidas em laboratório, foi construída uma equação de regressão para estimar a fração de areia. A validação das equações de regressão foi feita com cinco amostras de solo que não haviam sido utilizadas na elaboração das equações.

3.6.4 Estimativa dos parâmetros químicos do solo

A elaboração das equações de regressão foi precedida do teste de normalidade das variáveis. Foi utilizado o teste Kolmogorov-Smirnov (NETER et al., 1996), com 5% de significância. Após a verificação da normalidade foram elaboradas as equações e na seqüência foi testada a normalidade dos resíduos, utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov (5% de significância).

As melhores equações de regressão foram aplicadas sobre a imagem com pixels de solo exposto, obtida do uso do modelo de mistura espectral e das Equações 3.1 e 3.2. O objetivo foi espacializar as variações nos constituintes dos solos e indicar tendências.

Para facilitar a interpretação dos resultados, foram elaborados mapas que permitiram analisar a variação espacial dos principais constituintes químicos do solo.

3.6.5 Estimativa dos parâmetros texturais do solo

De forma semelhante aos procedimentos adotados para os parâmetros químicos do solo, os parâmetros texturais também foram espacializados. Foi adotado limiar de 80% de concentração estimada da fração total de areia para discriminar as áreas com indícios de arenização. Cabe destacar que foi testada a normalidade dos dados e dos resíduos, através do teste Kolmogorov-Smirnov (5% de significância).

3.6.6 Avaliação dos parâmetros químicos e texturais do solo em função da topografia (toposseqüências)

Para avaliar a variação das características do solo em função da topografia, obtida do modelo digital de elevação do ASTER, foram analisadas várias toposseqüências. Foram selecionados seis polígonos sobre as vertentes e seis transectos no centro dos mesmos polígonos. Os detalhes dos retângulos e transectos podem ser vistos na Tabela 3.1. Transectos foram selecionados em porções específicas das imagens ou locais visitados no campo.

Foi feita a sobreposição dos dados das estimativas dos elementos químicos e parâmetros texturais com o relevo. Os resultados dessa sobreposição, no que tange aos polígonos, foram representados na forma de diagramas. Os dados de 90 metros foram interpolados (krigeagem ordinária) para facilitar a análise das variações da composição e textura dos solos com a elevação. A krigeagem apresentou melhores resultados num estudo realizado por Couto et al. (2002), e assim, foi utilizada no presente estudo. Os resultados das estimativas não foram validados, sendo apenas um indicativo do comportamento geral.

Tabela 3.1 – Características dos polígonos e transectos utilizados para as análises das topossequências.

Polígono	Coord. do centro (Sul e Oeste)		Largura em pixels	Comp. em pixels	Total de pixels	Área (ha)
1	15° 23' 37,14"	55° 05' 56,93"	5	17	85	68,85
2	15° 23' 34,43"	55° 11' 26,00"	7	17	119	96,39
3	15° 20' 07,19"	55° 07' 39,26"	7	17	119	96,39
Transecto	Coordenadas dos extremos (Sul e Oeste)		Total de pixels		Área (ha)	
A-B	55° 23' 30,83"	15° 23' 38,08"	18		14,58	
C-D	55° 23' 31,00"	15° 23' 35,38"	18		14,58	
E-F	55° 20' 00,44"	15° 20' 11,02"	18		14,58	

3.7 Análise Integrada

A integração dos resultados foi feita pela análise conjunta das abordagens qualitativa e quantitativa. Os dados de campo, espectros de laboratório, dados de reflectância, emissividade e de topografia foram discutidos para gerar uma avaliação do uso do sensor ASTER no estudo dos solos da região, bem como dos impactos causados pela remoção inadequada da vegetação nativa de cerrado em superfícies arenosas.

Portanto, discutiu-se o potencial do uso integrado dos dados ASTER do VNIR, SWIR e TIR e dos dados digitais de elevação para o estudo de solos. Objetivou-se mostrar as relações entre os espectros de reflectância do VNIR/SWIR com os espectros de

emissividade do TIR, para compreender como a utilização de ambos pode contribuir para o estudo das variáveis químicas e texturais do solo. Também foi analisada a contribuição potencial do TIR para o estudo de áreas de degradação ambiental, com ênfase nos processos de arenização.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Elementos de cena e mistura espectral

A região de Campo Verde é uma típica área de substituição da vegetação nativa, representada pelo cerrado, por cultivos agrícolas de larga escala (soja, milho, algodão e cana-de-açúcar), além de pastagens. Com base nos resultados do modelo linear de mistura espectral (quatro componentes) é apresentada uma breve discussão sobre os componentes de cena mais importantes encontrados na região.

A Figura 4.1 A e a Figura 4.1 B mostram os resultados da aplicação da técnica MNF na área de estudo. Os resultados obtidos através da transformação da fração mínima de ruído mostram que a maior parte da variância dos dados está concentrada nas imagens MNF 1 a 3 (Figura 4.1 B). As imagens resultantes da transformação MNF, aplicada sobre as nove bandas do VNIR e SWIR do ASTER, passaram a apresentar essencialmente ruído nas últimas imagens MNF (8 e 9; Figura 4.1 A) (BORDMANN et al., 1995; KRUSE, 2003, 2007). Em consequência disso, elas não foram utilizadas como dados de entrada na técnica do índice de pureza do pixel (PPI), ou seja, houve uma redução da dimensionalidade espectral dos dados.

Os resultados da aplicação da técnica PPI sobre as imagens MNF e do subsequente uso do visualizador *n*-Dimensional, visando à seleção de membros de referência para o modelo linear de mistura espectral, são ilustrados na Figura 4.2. Os pixels mais puros são encontrados nos extremos do espaço dos atributos (KRUSE, 2003; RUDORFF, 2006), gerado pelo visualizador *n*-Dimensional. Através dessa técnica foi possível identificar os grupos de pixels mais puros referentes às áreas de solo exposto, vegetação verde, NPV e água.

A Figura 4.3 ilustra os quatro espectros de reflectância, medidos pelo sensor ASTER, referentes aos membros de referência utilizados no modelo linear de mistura espectral, selecionados pela aplicação sequencial das técnicas MNF, PPI e pelo uso do visualizador *n*-Dimensional. A análise destes espectros permite verificar que o ASTER

reproduz bem a curva da vegetação verde (eucalipto) e NPV, com a presença das feições da lignina e celulose. A curva do solo (LV), apesar de apresentar uma banda de absorção em $2,209 \mu m$, não tem detalhes que permitam identificar o mineral de argila responsável por essa banda de absorção. A reflectância relativamente alta da água no SWIR está possivelmente associada ao efeito de fundo.

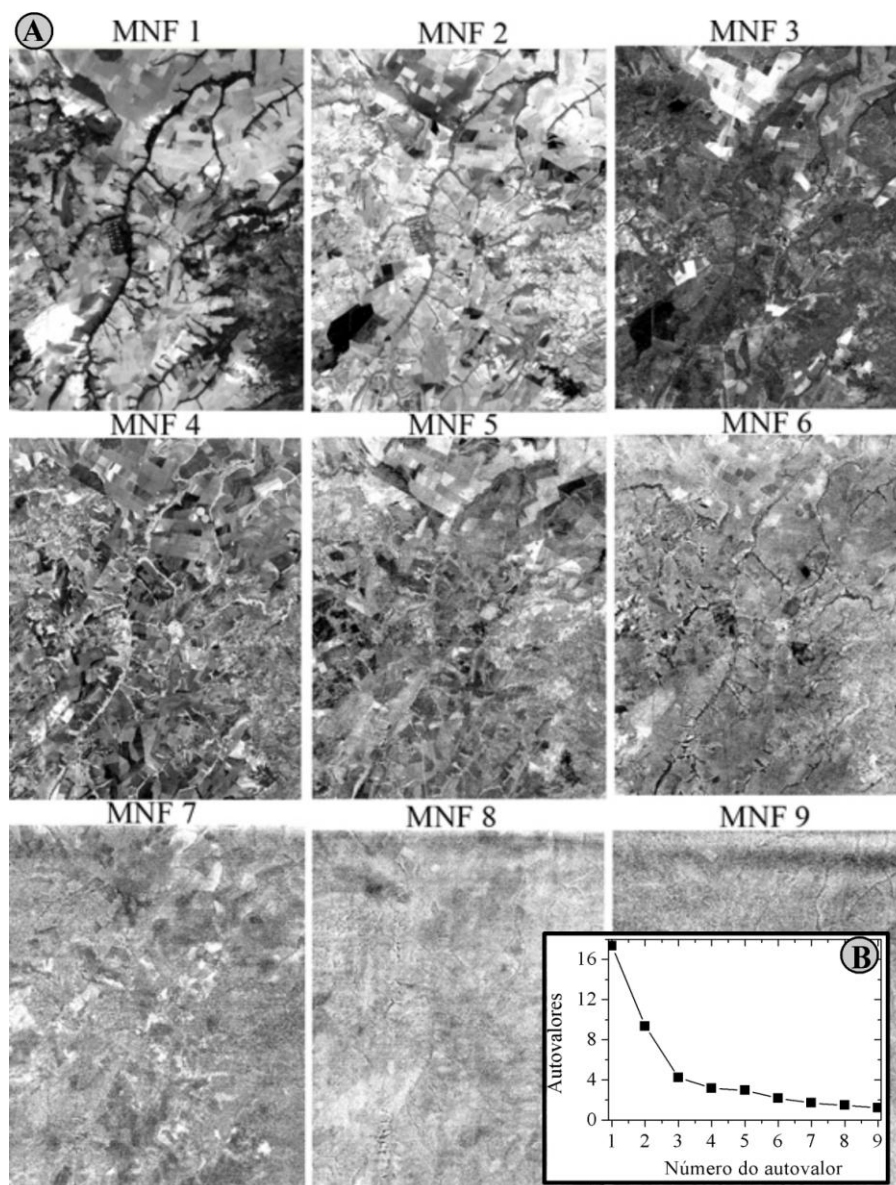


Figura 4.1 – Resultado da aplicação da transformação MNF sobre as imagens VNIR e SWIR do sensor ASTER. (A) Imagens da transformação MNF, ordenadas de acordo com a concentração de informação coerente; (B) Autovalores resultantes da transformação MNF.

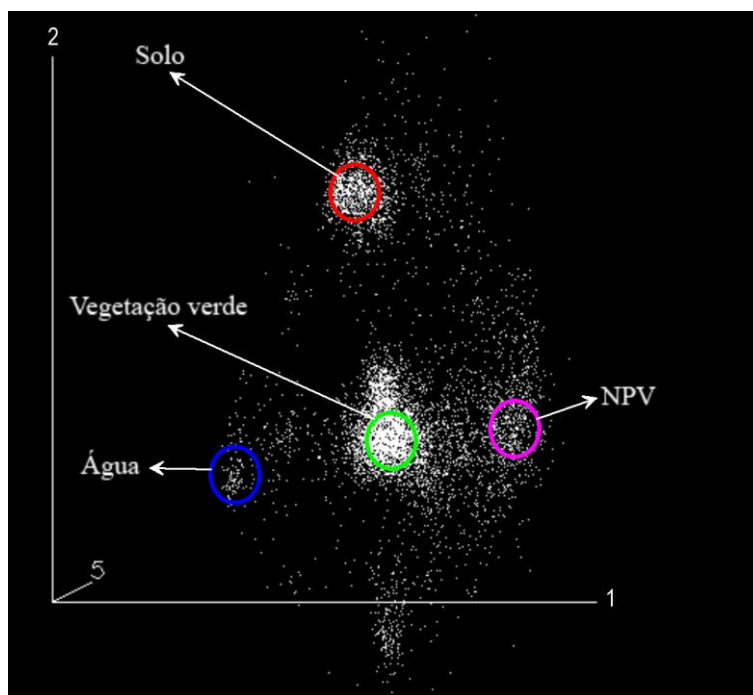


Figura 4.2 – Representação dos quatro membros de referência selecionados para o modelo linear de mistura espectral no espaço dos atributos do visualizador *n*-Dimensional. Os valores projetados são obtidos das imagens da transformação MNF.

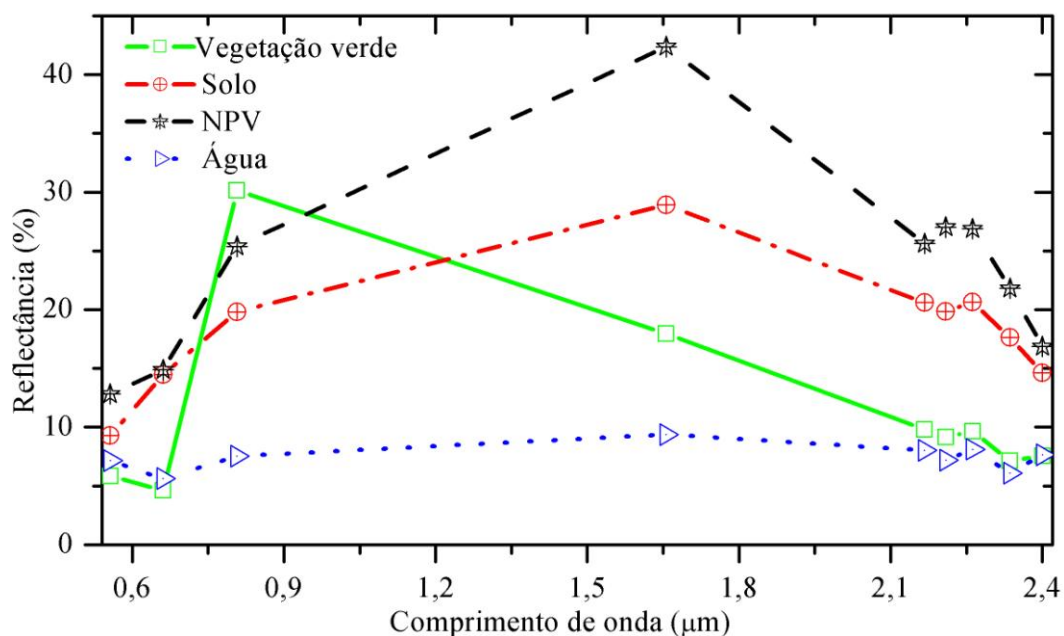


Figura 4.3 – Espectros de reflectância ASTER dos pixels selecionados como membros de referência para elaborar o modelo linear de mistura espectral.

A composição colorida, referente às frações solo, NPV e vegetação verde (R-G-B, respectivamente), resultantes do modelo linear de mistura espectral é apresentada na Figura 4.4. Fotografias dos principais componentes de cena associados a estes alvos também são apresentadas. Os talhões representados pela cor vermelha e alaranjada referem-se, em geral, ao solo exposto (especialmente os Latossolos Vermelhos) e áreas de vegetação dissecada e/ou alguns tipos de cerrado (antropizado). As cores verdes e amareladas, em geral, representam NPV, principalmente de pastagens (a fotografia ilustra um tipo específico de NPV presente em alguns talhões). Um ponto importante é que alguns talhões de cerrado também aparecem em cores semelhantes. A terceira componente é a vegetação verde, que aparece em cores azuladas (uma fotografia do dossel de eucaliptos é apresentada).

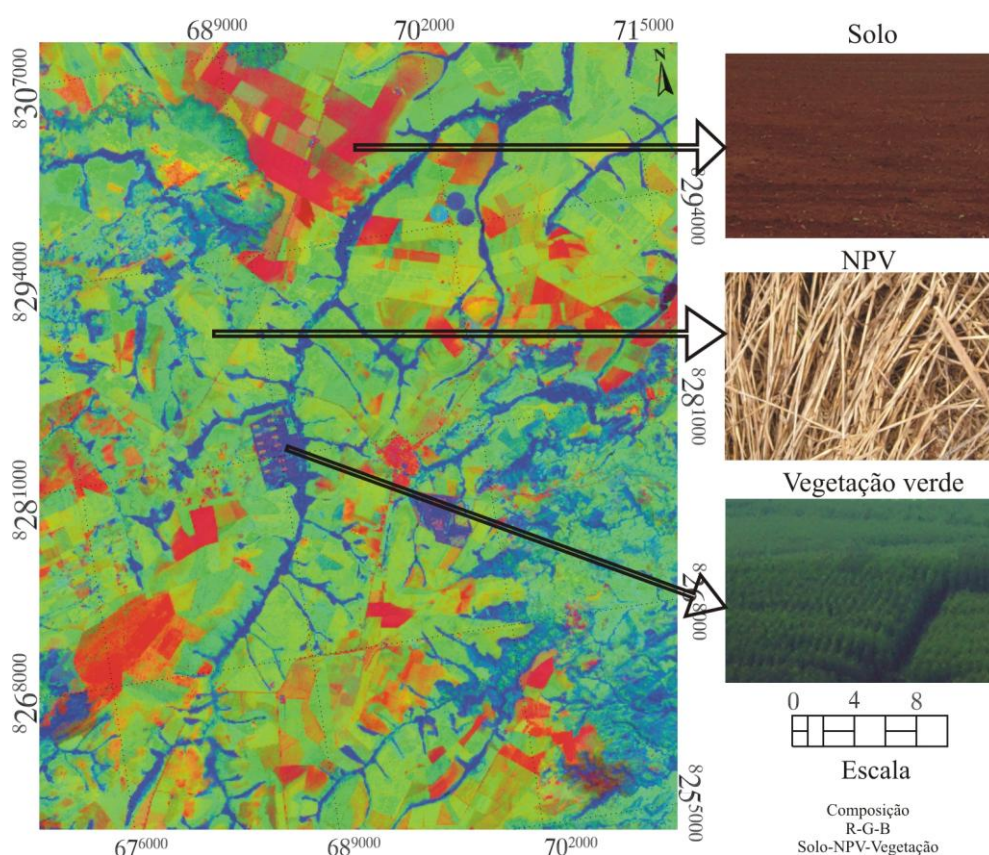


Figura 4.4 – (À esquerda) Composição colorida das frações solo, NPV e vegetação verde do modelo linear de mistura espectral. (À direita) Fotografias dos três principais elementos de cena, obtidas em campo: Solo, NPV e vegetação verde.

Os solos da região amostrados em campo foram classificados em três grandes grupos: Latossolo Vermelho (LV), Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) e Neossolo Quartzarênico (NQ) (classificação feita com base na observação do horizonte superficial). Na Tabela 4.1 são apresentados os valores da média e do desvio padrão de alguns constituintes do solo, calculados a partir das amostras de solo coletadas em campo (vide apêndice do trabalho dados originais: Tabela 5.1, Tabela 5.2, Tabela 5.3, Tabela 5.4, Tabela 5.5, Tabela 5.6 e Tabela 5.7). Verifica-se o caráter extremamente arenoso dos solos NQ, que em algumas áreas é encontrado em associação a um avançado processo de degradação (formação de grandes manchas de areia). A concentração de minerais argilosos no horizonte superficial tende a apresentar uma gradual diminuição do LV para NQ. Isso está associado aos processos erosivos, à recombinação de elementos químicos com a água e posterior remoção e a origem geológica dos solos.

Tabela 4.1 – Variações nos parâmetros físico-químicos dos três principais solos encontrados na área de estudo. (“n” representa o número de amostras de cada tipo de solo coletadas em campo e utilizadas nas estatísticas). OBS: Os dados originais das medidas físico-químicas dos solos nos pontos amostrados podem ser encontrados no apêndice do trabalho.

Parâmetro textural e químico dos solos	Média (%)			Desvio Padrão (%)		
	LV <i>n</i> = 11	LVA <i>n</i> = 9	NQ <i>n</i> = 7	LV <i>n</i> = 11	LVA <i>n</i> = 9	NQ <i>n</i> = 7
Areia total	22,08	54,35	86,78	14,03	23,50	4,39
<i>SiO</i> ₂	18,48	8,55	4,97	6,58	4,89	1,79
<i>Fe</i> ₂ <i>O</i> ₃	9,99	4,02	1,22	1,17	2,81	0,79
<i>Al</i> ₂ <i>O</i> ₃	21,67	8,80	1,92	7,00	5,03	1,52
<i>TiO</i> ₂	1,38	0,66	0,10	0,33	0,49	0,07
<i>P</i> ₂ <i>O</i> ₅	0,15	0,09	0,06	0,06	0,06	0,02
<i>MnO</i>	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Carbono orgânico	1,41	1,97	1,12	0,55	0,79	0,29

Mesmo considerando o fato de ter sido verificado em campo uma gradual transição de solos argilosos para solos menos argilosos nos talhões conforme se aproxima das drenagens, a origem dos NQ está relacionada ao caráter arenoso do material de origem, ou seja, rochas das Formações Marília, Botucatu, Aquidauana e Furnas (SEPLAN/MT, 2000), conforme ilustra a Figura 5.1 (SEPLAN/MT, 2001), que permitiram a formação de solos de natureza arenosa.

Apesar de normalmente estarem presentes em pequenas concentrações no solo, alguns minerais como o óxido de titânio e o carbono orgânico (Tabela 4.1) apresentam forte influência nos espectros de reflectância (Figura 4.8), concordando com resultados encontrados por Hunt et al. (1971), Baumgardner et al. (1985), Ben-Dor et al. (1999), e Demattê et al. (2003).

Na Figura 4.5 podem ser vistas fotografias dos três tipos de solos encontrados na área de estudo. O Latossolo Vermelho é muito comum na região e amplamente utilizado na agricultura. O Latossolo Vermelho Amarelo, menos comum, também é utilizado para fins agrícolas e como pastagem (a utilização desses solos para fins agrícolas está de acordo com o relatório da SEPLAN/MT (2000)). O Neossolo Quartzarênico aparece com menor representatividade. Entretanto, possui grande importância, pelo risco potencial de degradação ambiental. Algumas áreas de NQ não permitem o desenvolvimento intensivo de atividades agropecuárias, tendo em vista a falta de nutrientes no solo, especialmente quando a cobertura de vegetação nativa de cerrado é removida, aumentando sua suscetibilidade à erosão e degradação.



Figura 4.5 – Ilustrações de três tipos de solo exposto encontrados na área de estudo.

O NPV é o elemento de cena mais representativo na área de estudo, em função da prática agrícola de cultivo mínimo (plantio direto), que reduz o risco de degradação do solo. Foram encontrados diferentes tipos de NPV durante o trabalho de campo. Entretanto, a resposta espectral de todos não é sempre semelhante na faixa do VNIR e SWIR. A Figura 4.6 ilustra três tipos de NPV comuns na região. Entre os principais tipos de NPV encontrados destacam-se a palha de milho, soja, algodão, cana-de-açúcar e gramíneas/braquiárias que estavam secas no dia do imageamento. Além dos diferentes tipos de NPV, também se verificou uma variação na densidade de cobertura do solo (parcial ou total cobertura do solo) pela NPV, que resultou numa grande variação de cores nas composições coloridas ASTER, dificultando sua interpretação.



Figura 4.6 – Exemplo de três tipos de NPV encontrados na área de estudo.

A vegetação verde é representada principalmente por mata galeria, eucalipto, milho e diferentes tipos de cerrado. As variações do cerrado se refletem em sua resposta espectral. No trabalho de campo foram encontradas áreas de campo sujo de cerrado, cerrado extremamente antropizado e cerrado *strictu sensu* (pouca interferência humana e porte arbóreo). Na Figura 4.7 são apresentadas estas gradações do cerrado. Essa situação reflete a preocupação de Machado et al. (2004) com a perda de cerrado para o crescente aumento da área agrícola. Da mesma forma que o NPV, as variações de cerrado causam mudanças significativas na reflectância. Conforme resultados apresentados por Liesenberg et al. (2007), diferentes tipos de cerrado apresentam variações o Fator de Reflectância Bidirecional (FRB), medidos pelo sensor MISR, em diferentes ângulos de visada.



Figura 4.7 – Diferentes gradações do cerrado encontradas na área de estudo.

4.2 Avaliação qualitativa do comportamento espectral dos componentes de cena

Dentro do conceito de avaliação qualitativa, são apresentadas discussões sobre as feições espectrais presentes nos espectros de reflectância e de emissividade de diferentes tipos de solos, NPV e vegetação verde.

4.2.1 Solos

Feições espectrais típicas podem ser vistas nos espectros de reflectância dos três tipos de solo analisados (Figura 4.8 A). A ampla banda de absorção associada ao ferro na faixa que compreende a transição do verde para o vermelho, além das feições da argila em torno de $2,2 \mu m$, são relativamente mascaradas pela grande largura das bandas do ASTER. O NQ apresenta reflectância mais alta do que o LV, fato associado à sua composição mineralógica e química, com predominância de minerais claros como o quartzo (STONER; BAUMGARDNER, 1981; DALMOLIN et al., 2005).

A feição de absorção em $2,2 \mu m$ é produzida por minerais como caulinita e gibbsita, que não podem ser adequadamente discriminados com dados do sensor ASTER, pela proximidade do centro de suas bandas de absorção e pela grande largura das bandas (canais) do sensor. Os solos com maior reflectância produzem feições mais bem definidas no VNIR apesar da menor concentração de ferro total (Tabela 4.1) (PIZARRO et al., 2001). No SWIR as feições da argila são mais bem definidas nos solos LV e LVA (considerado em solo intermediário entre LV e NQ em termos de cor), que apresentam maior concentração de minerais argilosos e siltosos (Tabela 4.1).

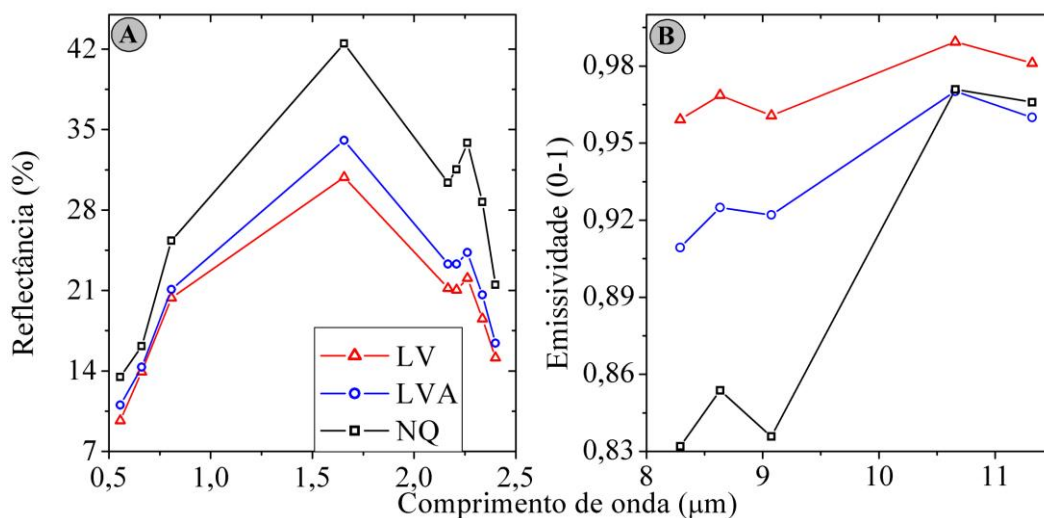


Figura 4.8 – Médias das reflectâncias (A) e das emissividades (B) das amostras de solo, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.

Os espectros de emissividade apresentados na Figura 4.8 B referem-se aos três principais tipos de solo encontrados na região. Verifica-se uma inversão em relação à reflectância, ou seja, solos mais claros (NQ) apresentam os menores valores de emissividade (especialmente entre 8 e 10 μm) e solos mais escuros (LV) apresentam os maiores valores de emissividade. Este fato concorda com a lei de Kirchhof. As feições apresentadas em 8,2 e 9,1 μm estão relacionadas às bandas de *reststrahlen*, onde ocorrem mínimos de emissividade. Estas feições são produzidas pela sílica, especialmente nos solos arenosos, onde o quartzo é o principal mineral (SUTHERLAND; BARTHOLIC, 1977; SALISBURY et al., 1992a). As variações de emissividade dos solos nas bandas 13 (10,657 μm) e 14 (11,318 μm) são pequenas e as bandas são amplas, e desta forma não apresentam feições de minerais passíveis de identificação.

Apesar de apresentar bandas relativamente estreitas e próximas na faixa das argilas, o sensor ASTER não permite discriminar tipos de minerais argilosos responsáveis por estas feições. A discriminação entre caulinita e gibbsita também é dificultada pelo efeito de mistura que ocorre em condições de campo, onde NPV e a vegetação verde se

misturam ao solo (PIZARRO et al., 2001) e, assim, a radiância detectada pelo sensor apresenta contribuições de todos esses alvos.

A Figura 4.9 A ilustra os espectros de reflectância obtidos em laboratório para três tipos de solo identificados em campo. A Figura 4.9 B mostra o efeito da degradação espectral dos espectros de laboratório, após a reamostragem para as bandas do ASTER (foi considerada a função de resposta dos filtros das bandas do ASTER). Além das feições da argila, o ASTER também não mede adequadamente feições do ferro no VNIR. O espectro de laboratório do LV, com maior concentração de ferro total (Tabela 4.1), permitiu verificar que esse mineral produz uma banda ampla de absorção e bem definida na faixa do verde para a do vermelho (Figura 4.9 A). À medida que a concentração desse mineral diminui, aumenta a reflectância (FORMAGGIO et al., 1996; PIZARRO et al., 2001; DALMOLIN et al., 2005). O fato de o sensor ASTER não conter a banda do azul dificulta a visualização da banda do ferro total no VNIR. Entretanto, as variações no albedo são preservadas.

As feições associadas a minerais ricos em hidroxila, localizadas em 1,45 e 1,95 μm (FORMAGGIO et al., 1996) mostram que as amostras estavam secas, visto que a umidade mascara essas bandas, tornando-as mais amplas (Figura 4.9 A). O sensor ASTER não exibiu estas feições (Figura 4.9 B) porque não adquire, como a maioria dos sensores multiespectrais, dados nesses comprimentos de onda, caracterizado pela forte absorção atmosférica por vapor de água.

A discriminação das feições de caulinita (2,210 μm) e gibbsita (2,265 μm) (Figura 4.9 C) por meio dos espectros de laboratório foi possível para os solos sílto/argilosos (LV e LVA). Para o solo arenoso (NQ) apenas foi verificada a presença da feição de caulinita nos espectros de laboratório (Figura 4.9 C). A presença de bandas de caulinita no NQ pode estar associada ao impacto que uma pequena concentração desse mineral produz em solos de alta reflectância. De acordo com Salisbury e D'Aria (1992a), a presença de uma fina camada de caulinita em solos arenosos pode mascarar as bandas de *reststrahlen*.

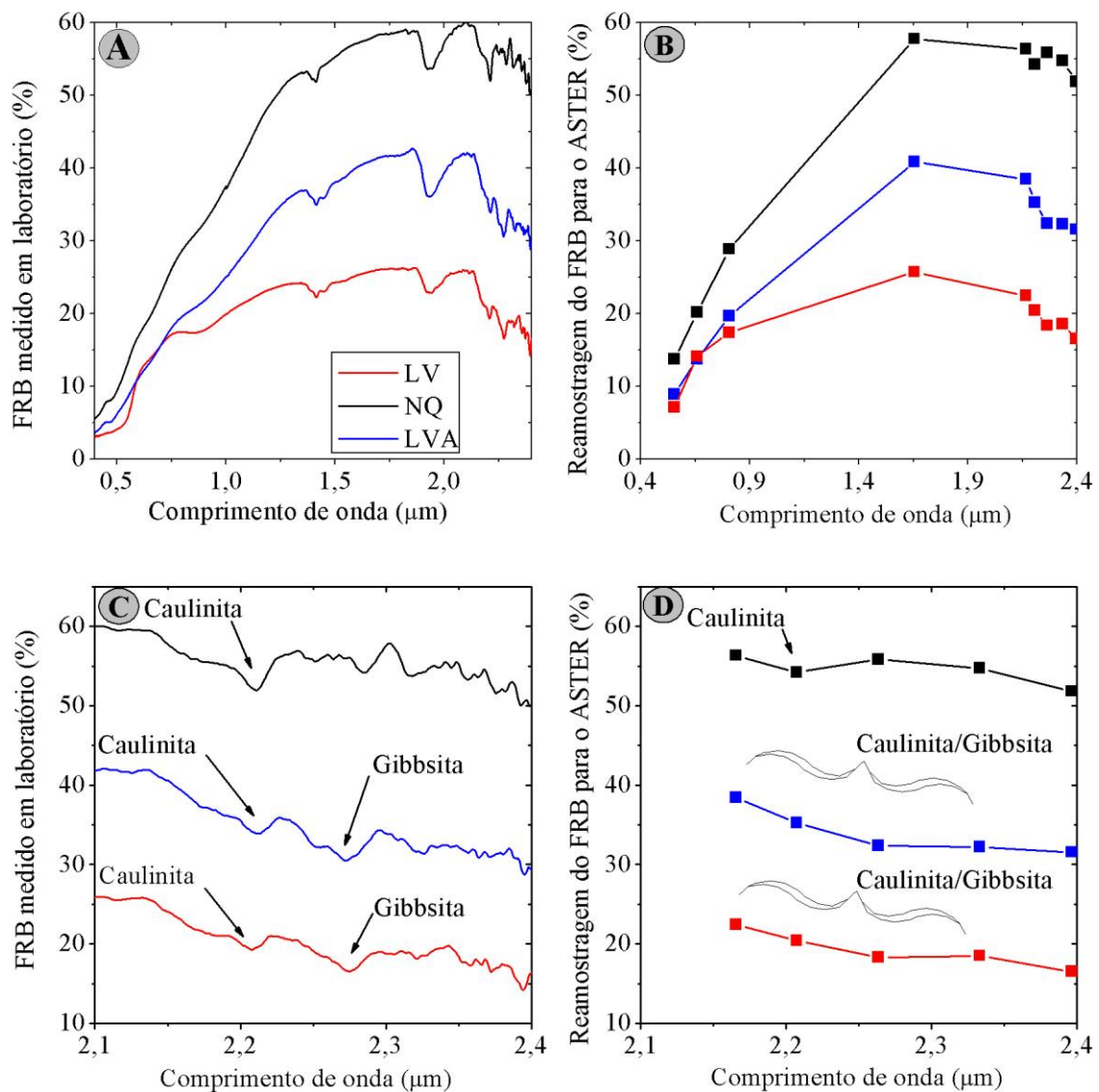


Figura 4.9 – (A) Espectros de reflectância média de laboratório de amostras de solos do horizonte superficial (11 de amostras de LV, 9 de LVA e 7 de NQ). (B) Espectros de solos obtidos em laboratório reamostrados para as bandas do ASTER. (C) Ampliação para visualização das feições de argilo-minerais no SWIR dos espectros de laboratório. (D) Ampliação para visualização das feições de argilo-minerais no SWIR dos espectros reamostrados para as bandas ASTER.

Por outro lado, o espectro de reflectância reamostrado para as bandas do ASTER não reproduziu as feições do SWIR ao ponto de permitir a discriminação entre caulinita e gibbsita (Figura 4.9 D), devido à grande largura das bandas desse sensor. Nos espectros de solos argilosos foi verificada uma ampla banda de absorção, formada pela absorção da caulinita e gibbsita, indicada pelas chaves na Figura 4.9 D. Por outro lado, no NQ foi encontrada uma banda sutil de absorção da caulinita.

4.2.2 Vegetação não-fotossinteticamente ativa

As principais feições espectrais da NPV no VNIR e SWIR estão associadas à perda de pigmentos (PONZONI, 2001) e ao conteúdo de lignina e celulose (ELVIDGE, 1990). O NPV apresenta alta emissividade (SALISBURY; D'ARIA, 1992a; FRENCH et al., 2000). Na Figura 4.10 A são apresentados os espectros de reflectância de alguns tipos de NPV encontrados na área de estudo. Em geral, todos os espectros apresentam a mesma forma, com pequenas variações de amplitude. Deve-se considerar que as densidades de cobertura da superfície com palha não foram as mesmas para todos os tipos de NPV. O espectro de palha de cana-de-açúcar foi extraído de um conjunto de pixels correspondentes a uma área com cobertura quase total da superfície, a exemplo do que ocorreu com o milho. A feição de absorção da clorofila em $0,661 \mu m$ foi perdida visto que as folhas estão secas. Entretanto, as feições da lignina e celulose em $2,1 \mu m$ ainda podem ser observadas (DAUGHTRY, 2001; DAUGHTRY et al., 2004).

Nos espectros de NPV no TIR (Figura 4.10 B) verifica-se que a forma dos espectros é semelhante. Entretanto, a magnitude muda, provavelmente por causa das diferentes contribuições do solo. As feições em $8,2$ e $9,1 \mu m$ estão associadas à lignina e celulose, que também produzem pequenas feições em $11,6 \mu m$ (ELVIDGE, 1988). A feição de baixa emissividade em $11,11 \mu m$, comentada por Elvidge (1988), não é reconstituída devido à largura das bandas TIR do ASTER.

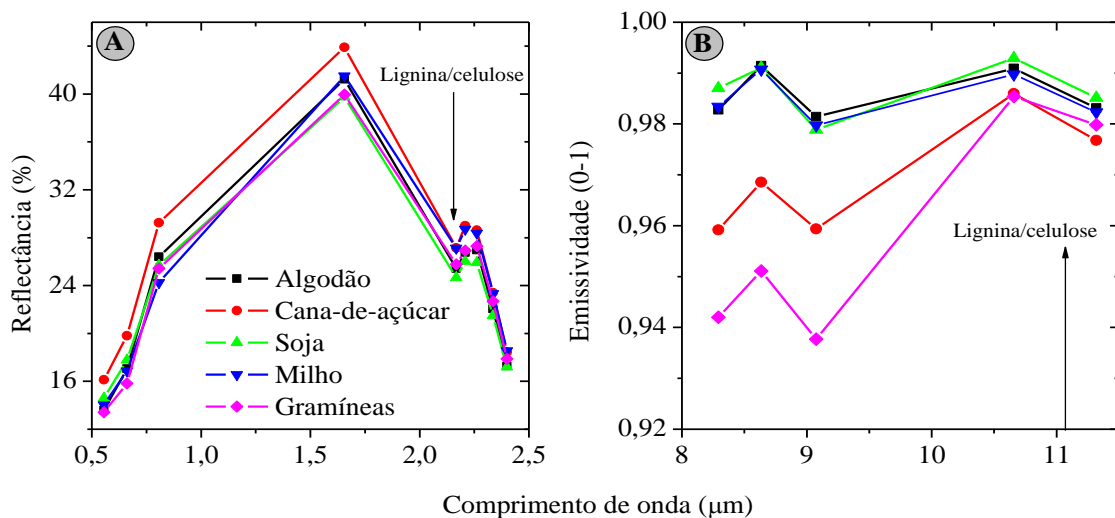


Figura 4.10 – Média de reflectância (A) e emissividade (B) das amostras de NPV, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe. A seta da figura B indica a localização da banda de absorção da lignina/celulose centrada em $11,11 \mu m$ (ELVIDGE, 1988).

Os valores mais baixos de emissividade das bandas 10, 11 e 12 (centradas em $8,291$; $8,634$ e $9,075 \mu m$, respectivamente) do NPV de gramíneas (pastagens) e cana-de-açúcar podem estar relacionados à densidade desses alvos sobre o solo, ao tipo de gramíneas/braquiárias, permitindo uma maior contribuição de solo. Isso é importante porque as 100 amostras de NPV de gramíneas e cana-de-açúcar foram extraídas de áreas com diferentes tipos de solo. No caso de um substrato arenoso, o quartzo pode produzir feições de emissividade mais baixa, de forma a reduzir a emissividade do NPV.

4.2.3 Vegetação verde

A vegetação verde apresenta tipicamente feições de absorção em $0,661 \mu m$ e $2,3 \mu m$ que estão associadas à absorção pela clorofila e lignina/celulose, respectivamente (GOEL, 1988; PONZONI, 2001). Nos espectros apresentados na Figura 4.11 A essas feições estão presentes. A redução da absorção no espectro do cerrado em $0,661 \mu m$ pode estar associada aos efeitos climáticos, visto que as folhas do cerrado estão mais secas na estação seca, reduzindo a absorção por clorofila (PINET et al., 2006) e

apresentando maior semelhança com os espectros de NPV. Outro fato que deve ser considerado é o efeito do solo, tendo em vista sua maior participação durante os períodos secos.

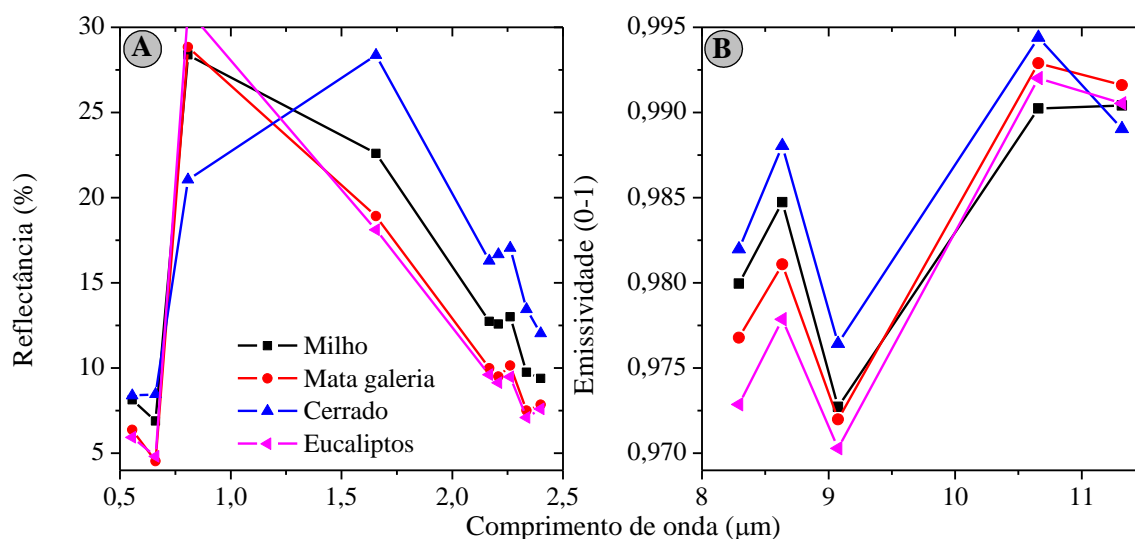


Figura 4.11 – Média da reflectância (A) e emissividade (B) das amostras de vegetação verde, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.

Em geral, a vegetação verde apresenta alta emissividade e pouco contraste, conforme ilustra a Figura 4.11 B, referente aos espectros médios de alguns tipos de vegetação verde. Apesar de baixo contraste, as feições da lignina e celulose podem ser vistas centradas em aproximadamente 8,2 e 9,1 μm (SALISBURY; D'ÁRIA, 1992a).

Considerando as gradações entre os tipos de cerrado (conforme apresentado na Figura 4.7), a Figura 4.12 A e Figura 4.12 B ilustram os espectros médios de reflectância e emissividade dos três tipos de cerrado analisados. Em geral, as variações são provocadas por diferentes níveis de contribuição do solo.

Os espectros de reflectância (Figura 4.12 A) e de emissividade (Figura 4.12 B) apresentam valores extremos, no SWIR e TIR, especialmente para os espectros do cerrado antropizado. Isso pode ser atribuído à contribuição do solo arenoso presente nessas áreas, que desta forma apresentam feições que são muito semelhantes às do

quartzo (NQ). Ou seja, a radiância recebida pelo sensor referente a estes pixels apresenta uma forte contribuição do solo.

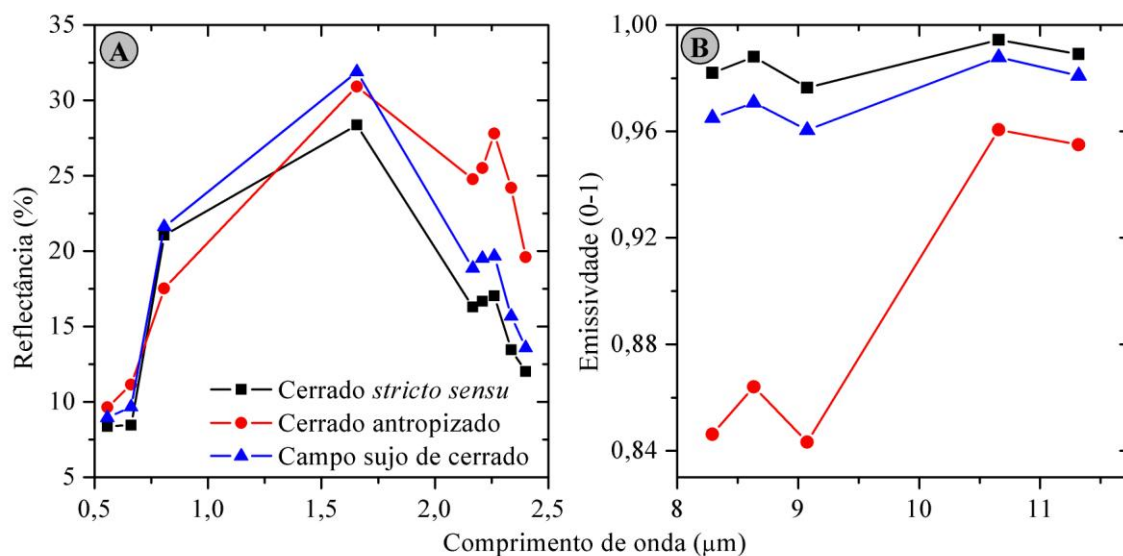


Figura 4.12 – Espectros médios dos diferentes tipos de cerrado encontrados na área: (A) reflectância; (B) emissividade, medidas pelo sensor ASTER. Os espectros representam a média de 100 pixels de cada classe.

4.3 Separação dos talhões de solo exposto das demais classes de cobertura

Diversos autores utilizaram modelos lineares de mistura espectral baseados em imagens do VNIR e do SWIR para discriminar o NPV de solo exposto (DAUGHTRY, 2001; DAUGHTRY et al., 2004; APAN et al., 2002; FRENCH et al., 2000; USTIN et al., 2005). Tais modelos normalmente apresentam problemas para a correta diferenciação entre solos claros (p. ex., NQ) e NPV. No presente trabalho um critério adicional foi utilizado para melhorar a discriminação entre solos e NPV (BREUNIG et al., 2008). Essa separação é essencial para o estudo das variações da composição do solo em função da elevação. Além disso, o efeito de mistura dificulta a utilização de técnicas espectrais para a identificação de minerais, conforme discutido por Galvão et al. (2005a, b), quando trabalharam com as bandas SWIR do sensor ASTER.

Inicialmente, foi utilizada a imagem fração solo do modelo linear de mistura espectral para separar a vegetação verde dos demais componentes de cena. Na sequência, aplicou-

se a normalização do SWIR (Equação 3.1) para discriminar os talhões de solo escuro (LV e LVA) de NPV, e a normalização do TIR (Equação 3.2) para discriminar os talhões de solo claro (NQ e LVA) de NPV. As normalizações buscaram explorar o contraste espectral produzido pelas argilas e quartzo no SWIR e TIR, respectivamente.

O resultado das normalizações do SWIR e TIR pode ser visto na Figura 4.13. A figura representa o gráfico de espalhamento entre a normalização do SWIR (eixo *y*) versus a normalização do TIR (eixo *x*). Os alvos considerados foram os solos (LV, LVA e NQ) e NPV. Verifica-se que as amostras de NQ foram bem discriminadas das amostras de NPV, eliminando a dificuldade de separação entre solos claros e NPV, indicada na literatura (USTIN et al., 2005). Essa separação foi possível devido ao grande contraste que o quartzo produz entre as bandas 10 e 14, associado às bandas de *reststrahlen*, ausentes nos espectros de emissividade do NPV (SALISBURY; D'ARIA, 1992a, b; DRURY, 1993; GILLESPIE et al., 1998; SOBRINO et al., 2002; JIMÉNEZ-MUÑOZ; SOBRINO, 2006; BREUNIG et al., 2008).

Por outro lado, foi encontrada uma dificuldade de separação entre os dados de NPV e LV, identificada pela área abrangida pelo retângulo na Figura 4.13. Este fato foi atribuído à mistura espectral entre LV e NPV. À medida que as percentagens de LV e NPV se igualam, ocorre maior dificuldade de discriminação entre ambos.

Em síntese, os valores da normalização do SWIR tendem a aumentar quanto mais argila estiver presente no pixel. Por outro lado, os valores da normalização do TIR tendem a aumentar conforme aumenta a concentração de quartzo num determinado pixel.

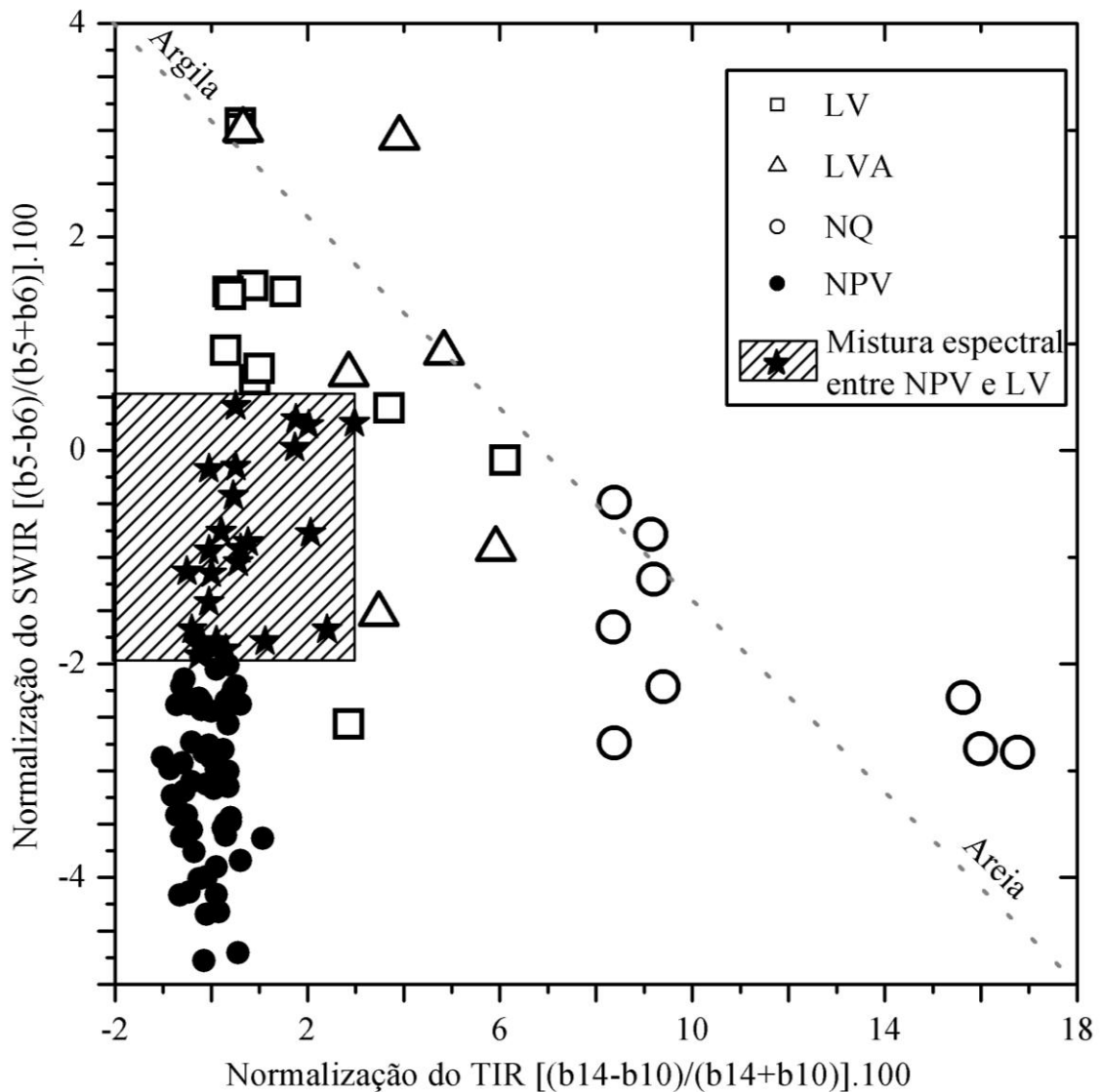


Figura 4.13 – Separação entre NPV e solo exposto. Foram utilizados 112 pontos amostrais para a criação desse gráfico. A classificação foi baseada na inspeção de campo.

Com a finalidade de garantir a discriminação apenas de talhões de solo exposto, foi adotado o limiar superior a 0,5 para a normalização do SWIR (solos escuros) e superior a 3 para a normalização do TIR (solos claros) (estes valores foram escolhidos com base na análise da Figura 4.13). Em geral, a NPV apresenta valores inferiores a -2 para a normalização do SWIR e inferiores a 3 para a normalização do TIR. Entretanto, existe

uma área de confusão entre -2 e 0,5 para a normalização do SWIR que representa áreas de mistura espectral entre NPV e LV, onde a discriminação não foi possível.

Outra característica que pode ser observada na Figura 4.13 é a formação de uma linha do solo (invertida) indo de solos argilosos para solos arenosos (representado pela diagonal). Considerando apenas as amostras de solo, verifica-se que existe uma confusão entre LV e LVA. Esse fato pode estar associado às variações composicionais existentes dentro de cada classe de solo.

Os talhões de solo exposto, selecionados pelo uso combinado do modelo linear de mistura espectral e das normalizações do SWIR (Equação 3.1) e do TIR (Equação 3.2) após a aplicação dos limiares de corte correspondentes, são ilustrados na Figura 4.14 B. Na Figura 4.14 A são apresentados os talhões de solo exposto visitados durante o trabalho de campo (talhões de validação). A sobreposição de ambas as figuras (Figura 4.14 C) permite verificar que existe boa correspondência entre os talhões de solo exposto visitados em campo e os selecionado pela técnica apresentada (comparação visual). Cabe destacar que muitos talhões identificados como solo exposto (brancos na Figura 4.14 B) não foram visitados durante o trabalho de campo, e, portanto, não aparecem na Figura 4.14 A.

A análise da máscara de solo exposto apresentou alguns problemas em áreas urbanas e no talhão de cerrado antropizado (Figura 4.7). Nesse talhão, a contribuição de substrato arenoso (feições do quartzo) fez com que ele fosse incluído nas áreas de solo exposto. Cabe destacar que este pode ser um resultado favorável para ocasiões em que se deseja mapear as áreas com maior potencial de degradação. Assim, devem ser utilizadas imagens da estação seca para esse mapeamento.

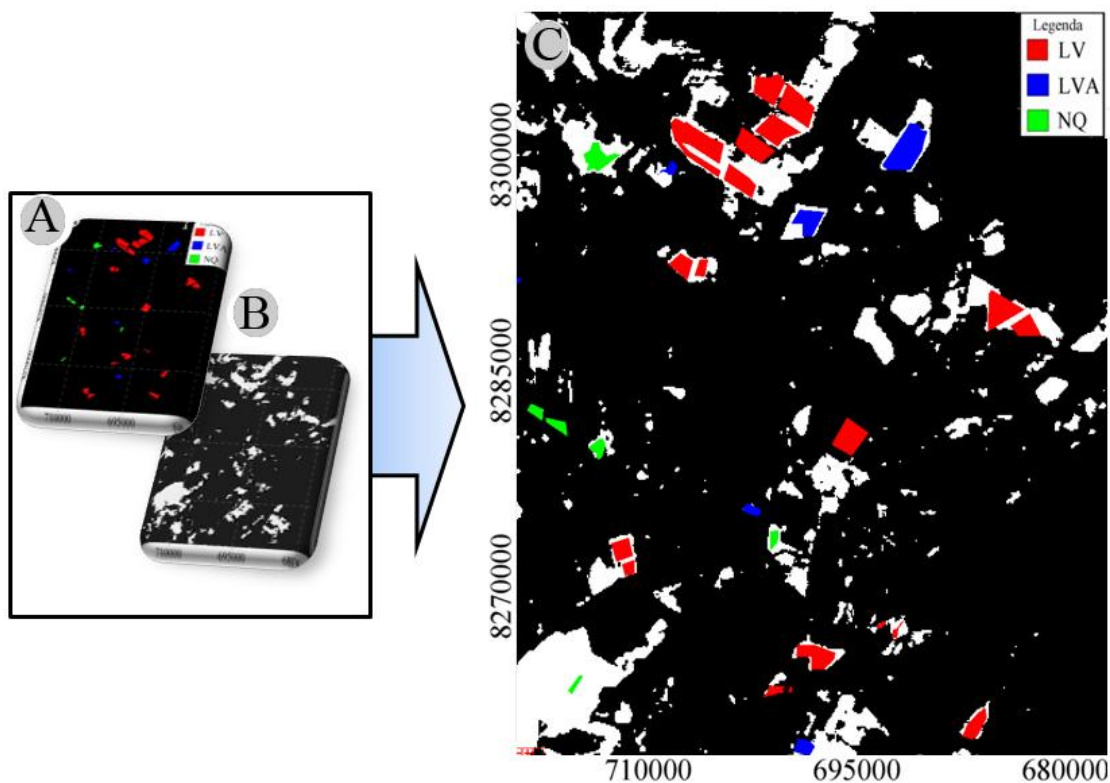


Figura 4.14 – (A) Talhões de solo exposto visitados durante o trabalho de campo. (B) Talhões de solo exposto (em branco) discriminados a partir da metodologia que integra o modelo linear de mistura espectral e as normalizações do SWIR e do TIR. (C) Sobreposição dos talhões de solo exposto visitados em campo e dos talhões de solo exposto mapeados pela metodologia apresentada.

4.4 Avaliação quantitativa

Na avaliação quantitativa são apresentados inicialmente os resultados das correlações dos dados químicos e texturais do solo com a reflectância e a emissividade, respectivamente. Na seqüência são apresentadas as estimativas dos parâmetros químicos e texturais e, é apresentada ainda uma discussão sobre os potenciais de cada faixa espectral (VNIR/SWIR e TIR), bem como suas correlações entre parâmetros do solo e a posição desses solos na toposseqüências. Por fim, são mostrados os resultados do uso de dados TIR para o estudo de áreas de arenização.

4.4.1 Correlação entre dados químicos, texturais e espectrais do solo

A análise das correlações entre os parâmetros químicos dos solos permitiu verificar uma forte correlação entre alguns constituintes do solo. O correlograma apresentado na Figura 4.15 ilustra esse fato. Constituintes como titânio, ferro total e alumina apresentam um índice de correlação superior a 0,90 ($p\text{-value} < 0,05$). A correlação entre sílica e alumina foi de 0,76 ($p\text{-value} < 0,05$) e positiva. À medida que aumenta a concentração de sílica, aumenta também a concentração de alumina. A relação sílica-alumina é um indicador do grau de desenvolvimento do solo (BAPTISTA et al., 1998), sendo muitas vezes utilizado como parâmetro na avaliação do grau de fertilidade do solo (observadas as limitações). Em solos tropicais o índice Ki ($1.7SiO_2/Al_2O_3$) é essencialmente uma medida da relação entre caulinita ($Al_2SiO_5(OH)_4$) e gibbsita ($Al_2O_3 \cdot 3H_2O$) (BAPTISTA et al., 1998).

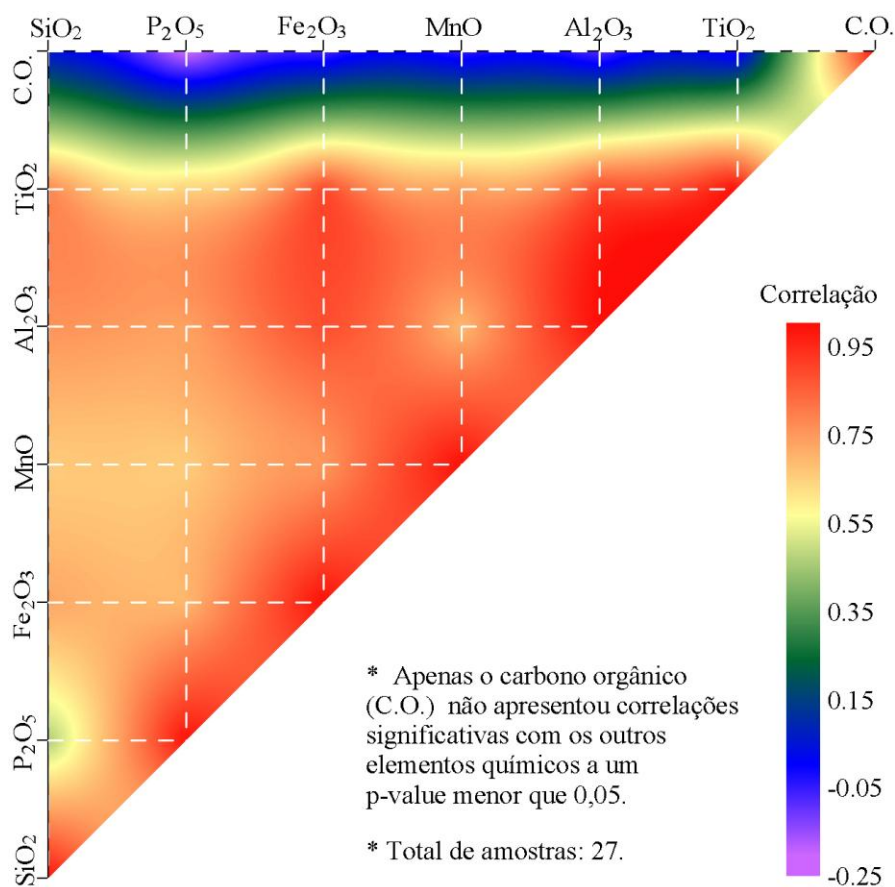


Figura 4.15 – Correlação entre os constituintes químicos do solo.

O óxido de manganês (MnO) e o fósforo (P_2O_5) mostraram-se correlacionados com os demais constituintes do solo (com exceção do carbono orgânico). Isso ocorre porque estes constituintes covariam com os constituintes mais representativos do solo (sílica, ferro total e alumina).

Antes de discorrer sobre os ajustes encontrados, cabe destacar que os resultados estão limitados à resolução dos pixels (90 m) dos dados espectrais e aos resultados químicos obtidos a partir de 27 amostras, coletadas em uma área de aproximadamente $0,3 \text{ m}^2$ para cada amostra.

A correlação entre dados espectrais e constituintes químicos e texturais já foi observada por diversos autores no Brasil (FORMAGGIO et al., 1996; PIZARRO et al., 2001; GALVÃO et al., 2007a, b; entre outros). Antes de elaborar as equações de regressão e estimar os parâmetros do solo foi feita uma análise das bandas que melhor se ajustaram a cada elemento químico ou característica textural do solo. Os gráficos apresentados na Figura 4.16 ilustram as bandas VNIR e SWIR que apresentaram as melhores correlações para cada constituinte químico do solo.

Constituintes tipicamente associados à banda de absorção de argila foram correlacionados com a banda 6 do ASTER (centrada em $2,209 \mu m$). Para estimar a sílica o melhor ajuste foi uma equação polinomial (2º grau), e para a alumina o ajuste foi exponencial. A alumina apresentou um coeficiente de determinação superior a 0,70. Para a sílica o melhor coeficiente de determinação foi de 0,40 (Figura 4.16).

O ferro total apresentou melhor ajuste com a banda 3 (centrada em $0,807 \mu m$). Verificou-se uma redução da reflectância nesta banda à medida que aumenta a concentração de ferro total (BAUMGARDNER et al., 1985; MADEIRA NETTO, 2001; DALMOLIN et al., 2005). O melhor ajuste do titânio foi com a banda 5 do ASTER ($2,167 \mu m$). O coeficiente de determinação foi superior a 0,70 com um ajuste exponencial. Esta correlação pode estar relacionada à concentração de elementos como alumina e sílica da fração de argila do solo, visto que estes constituintes covariam. A Figura 4.16 ilustra os coeficientes de determinação para cada constituinte e reflectância.

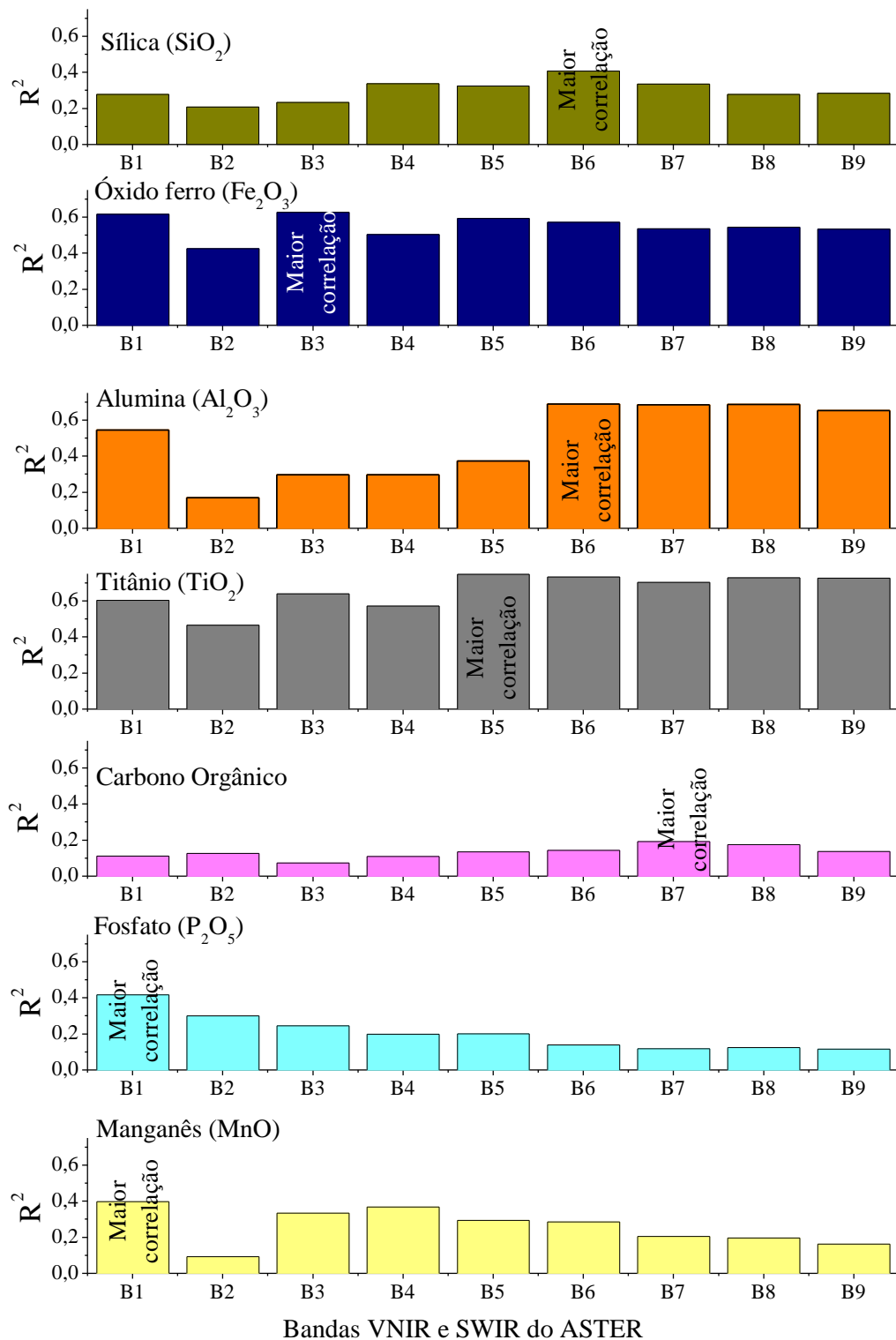


Figura 4.16 – Coeficiente de determinação (R^2) para a relação entre a reflectância medida pelo sensor ASTER (bandas 1 a 9) e os dados químicos dos solos (sig. 0,05).

O carbono orgânico apresentou melhor ajuste com a banda 7 (centrada em $2,262 \mu m$) ($R^2 = 0,19$). Este baixo coeficiente de determinação (R^2) pode estar relacionado ao efeito da concentração superior a 4% de ferro total, que mascara as feições do carbono orgânico (DALMOLIN et al., 2005). Na faixa do VNIR o melhor ajuste foi com a banda 2 (centrada em $0,661 \mu m$). O manganês e o fosfato, presentes em baixo percentual no solo, são altamente correlacionados com outros elementos do solo, apresentando o melhor ajuste com a banda 1 ($0,556 \mu m$).

Para avaliar o melhor ajuste entre a emissividade e textura do solo, partiu-se da razão da banda 10 pela 14, indicada por Salisbury e D'Aria (1992b). Outras razões foram testadas, mas não apresentaram resultados melhores dos que a razão sugerida pelos autores apresentou. O coeficiente de determinação obtido para a correlação da razão de emissividade (banda10/14) com os dados texturais (total de areia) foi de 0,63 (Sig. = 0,01), como será visto adiante na Figura 4.26.

4.4.2 Estimativa dos parâmetros químicos dos solos

A normalidade dos dados e dos resíduos são dois pressupostos que devem ser atendidos para a aplicação de um modelo de regressão (SOARES, 2006). O teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov foi aplicado sobre os dados originais. Os resultados apresentados na Figura 4.17 A ilustram que todos os dados apresentaram distribuição normal (5% de significância). Apesar de a banda 7 ter apresentado o melhor ajuste para a estimativa de carbono orgânico, a sua distribuição não foi normal. Desta forma, foi utilizada a banda 2 (centrada em $0,661 \mu m$) para estimar a concentração de carbono orgânico. Ainda na Figura 4.17 A, as cores identificam os pares utilizados para a elaboração das equações de regressão. A Figura 4.17 B mostra o gráfico da probabilidade observada *versus* a probabilidade esperada.

Tendo o pressuposto da normalidade sido atendido, especialmente para as variáveis dependentes, foram elaboradas as equações de regressão e foi feito o teste de normalidade dos resíduos. Os resultados da aplicação do teste Kolmogorov-Smirnov para testar anormalidade dos resíduos podem ser vistos na Figura 4.18 A.

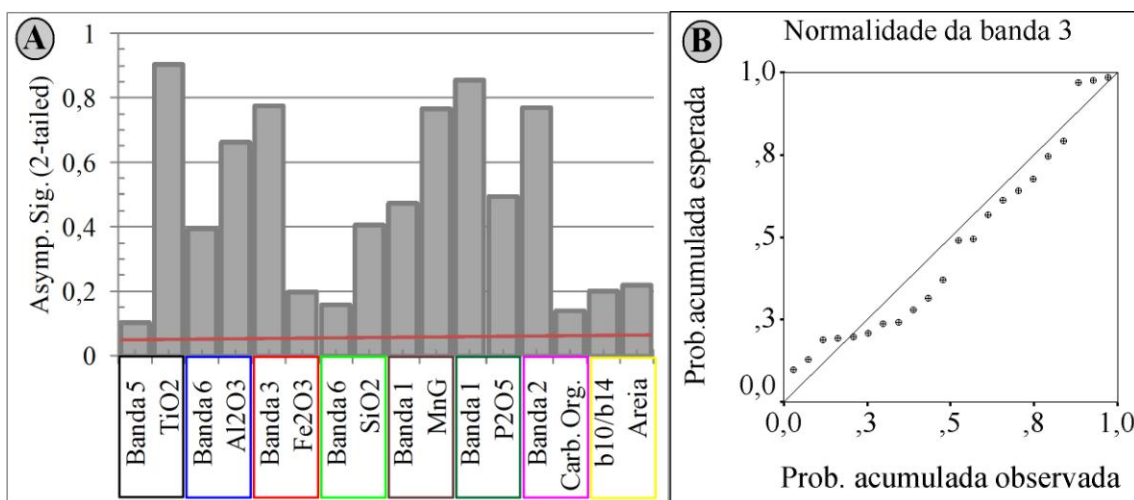


Figura 4.17 – (A) Teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) dos dados utilizados para elaboração das equações de regressão. Valores acima de 0,05 correspondem a dados normalmente distribuídos, a 5% de significância. (B) Gráfico da variação entre probabilidade esperada *versus* a probabilidade observada (P-P) da reflectância da banda 3.

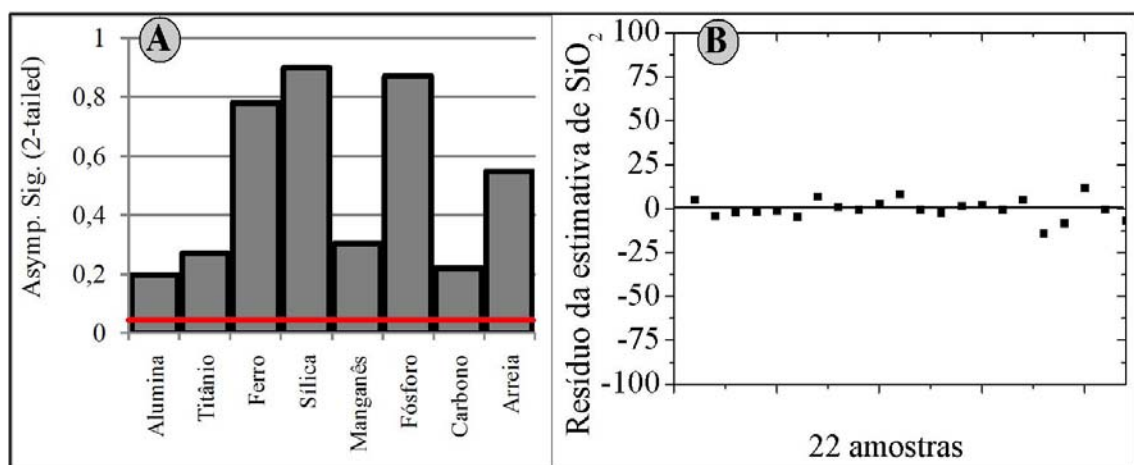


Figura 4.18 – (A) Teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) dos resíduos das equações de regressão para a estimativa dos parâmetros químicos e texturais do solo. Valores acima de 0,05 correspondem a dados normalmente distribuídos, a 5% de significância. (B) Variação dos resíduos da estimativa da fração sílica da argila/silte.

Todos os resíduos apresentaram normalidade, permitindo, dessa forma, a utilização dos modelos de regressão elaborados. Na Figura 4.18 B é apresentado o gráfico de

espalhamento dos resíduos da equação de regressão utilizada para estimativa da fração sílica da argila/silte.

Com a normalidade dos dados e dos resíduos satisfeita, são apresentadas na seqüência as equações de regressão e as estimativas dos constituintes químicos e parâmetros texturais do solo.

A Figura 4.19 A ilustra a equação de regressão gerada para estimar a alumina. De acordo com este modelo (baseado em 22 amostras) foi possível obter um coeficiente de determinação de 0,69 (coeficiente de correlação $r = 0,83$). A variação da concentração de alumina é dada por uma equação potencial. Isso sugere que o efeito da alumina é menor sobre a reflectância na banda 6 quando em maior concentração. Este elemento está presente especialmente em solos argilosos. A partir da equação de regressão elaborada, foi feita a validação com cinco amostras (Figura 4.19 B). O resultado mostrou um acerto correspondente a um coeficiente de determinação de 0,65 (sig = 0,097). Verificou-se que para baixas concentrações de alumina, o erro residual foi maior. Cabe colocar ainda que a 95% de confiança, o ajuste não foi significativo. Entretanto, a equação conseguiu reproduzir a tendência observada na área de estudo.

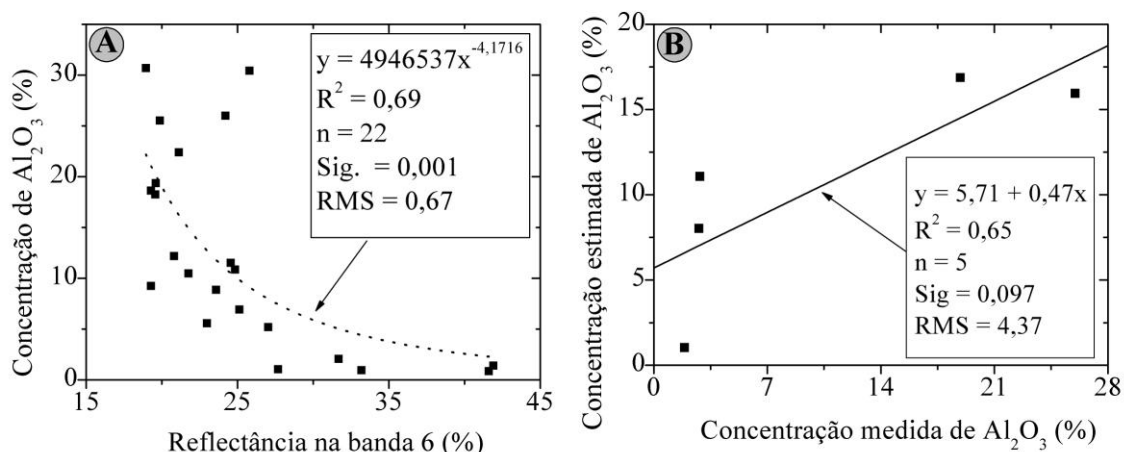


Figura 4.19 – (A) Equação de regressão para estimativa de alumina (Al_2O_3). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de alumina (Al_2O_3).

Através da aplicação da equação de regressão da Figura 4.19 A, foi gerada a Figura 4.23 A. Esta figura ilustra a distribuição espacial da alumina em todos os talhões de solo exposto. Os talhões que apresentaram as maiores concentração estimadas de alumina (talhões vermelhos) correspondem aos talhões de Latossolo Vermelho, com base nos resultados da visita em campo (Figura 4.14 A) (PIZARRO et al., 2001; FORMAGGIO et al., 1996; GALVÃO et al. 2007a, b). Nas áreas de NQ a alumina apresentou concentrações que variaram em torno de 9%, em consonância com a alta concentração de areia. A alumina está associada a solos argilosos e, segundo resultados apresentados por Rossi et al. (2005).

O ferro total (óxido de $Fe^{3+} = Fe_2O_3$) é um dos principais minerais opacos que reduzem a reflectância do solo na faixa espectral do VNIR (HUNT et al., 1971; STONER; BAUNGARDNER, 1981). O ajuste da equação de regressão foi feito por uma equação de potência. Obteve-se uma correlação de 0,79 entre a concentração de ferro total e reflectância na banda 3 (centrada em $0,807 \mu m$). Na Figura 4.20 A é apresentada a equação de regressão utilizada para a estimativa de ferro total. Pela análise dessa figura, verifica-se que o aumento da concentração de óxido férrico reduz a reflectância nessa banda (STONER; BAUMGARDNER, 1981).

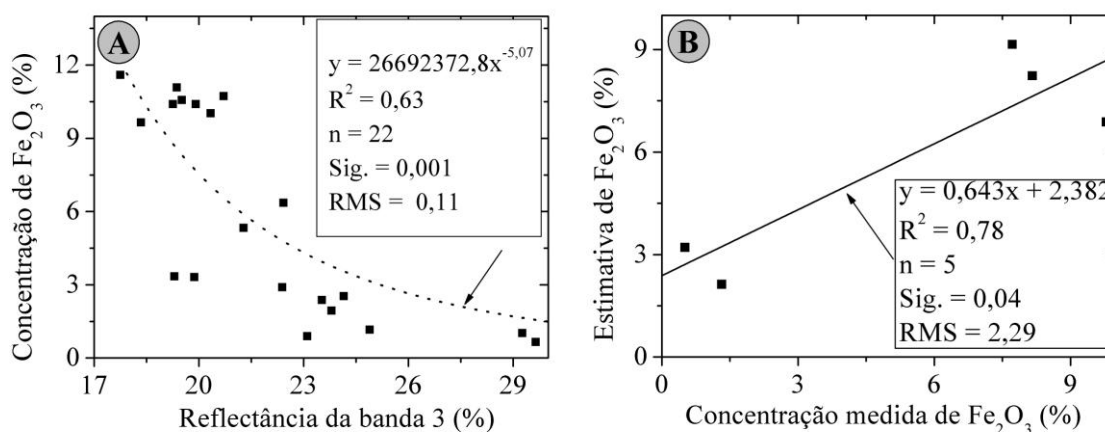


Figura 4.20 – (A) Equação de regressão para estimativa de ferro total (Fe_2O_3). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de ferro total (Fe_2O_3).

O resultado da validação da equação para estimativa do ferro total apresentou um coeficiente de determinação de 0,78. Apesar deste alto valor de ajuste, cabe destacar que ocorre uma breve super estimativa para as amostras de baixa concentração de ferro total. O resultado da validação pode ser visto na [Figura 4.20 B](#).

Com este resultado verifica-se que as imagens ASTER podem gerar bom resultados, apesar de seu caráter multiespectral e de não possuir um maior número de bandas no VNIR para a medição de feições de óxido de ferro, que em geral estão relacionadas às feições da hematita (DALMOLIN et al., 2005).

O ferro total foi mais comum em Latossolos Vermelhos. Este fato pode ser visto através da distribuição espacial do ferro total, estimado a partir da banda 3 do ASTER. Esse resultado é apresentado na [Figura 4.23 B](#).

A concentração de ferro dos latossolos é de aproximadamente 5%, conforme pode ser observado na [Figura 4.23 B](#). Os talhões de cor vermelha apresentam maior concentração de ferro total.

Outro elemento que apresenta bandas de absorção em $2,2 \mu m$ é a sílica da fração argila/silte. O ajuste com a banda 6 ($2,209 \mu m$) foi polinomial, com um coeficiente de correlação de 0,64. Novamente verificou-se uma rápida diminuição da reflectância com o aumento da concentração de sílica ($> 7,5\%$). A equação de regressão elaborada para estimar a sílica pode ser vista na [Figura 4.21 A](#). As três amostras (pixels) que apresentam os maiores valores de reflectância na banda 6 foram extraídos de uma área de extrema degradação ambiental, na forma de manchas de areia. A [Figura 4.21 B](#) ilustra a validação do modelo de regressão. Novamente verifica-se que apesar da validação não ter sido significativa a 95% de confiança, o modelo conseguiu preservar a tendência que se observa na região.

A validação da equação para estimativa da sílica (da fração argila) mostrou um coeficiente de correlação de 0,77. Apesar de o ajuste ter sido relativamente alto, verificou-se na [Figura 4.21 B](#) que a equação super estima as baixas concentrações e subestima as amostras com alta concentração de sílica (a validação não foi significativa

a 95% de confiança). A variação espacial da concentração de sílica é apresentada na Figura 4.23 C. A variação da sílica é muito semelhante à da alumina e ferro total. Isto ocorre porque, em geral, estes constituintes químicos covariam nos solos (conforme já indicado pela Figura 4.15). Entretanto, a concentração de sílica é mais baixa. Os talhões em vermelho (Figura 4.23 C) são de LV de acordo com o trabalho de campo.

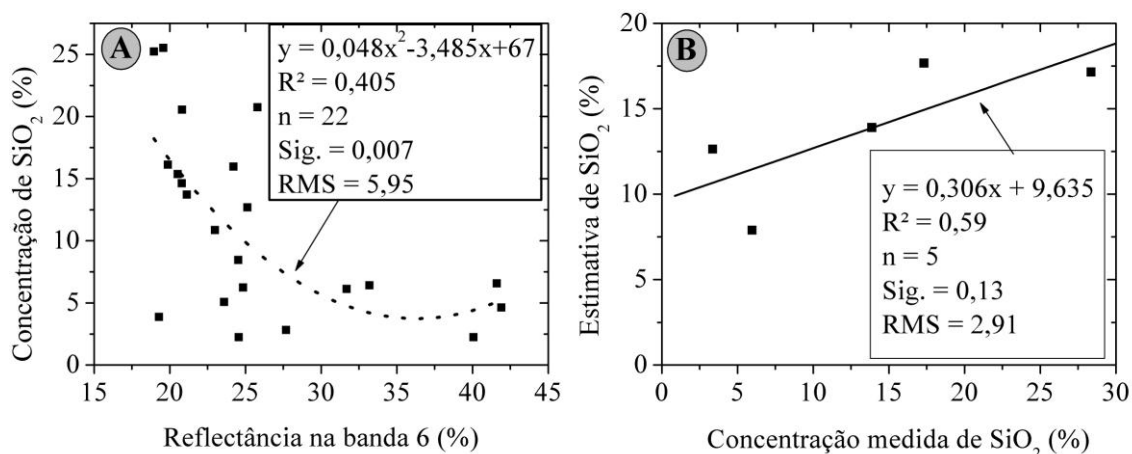


Figura 4.21 – (A) Equação de regressão para estimativa de sílica (SiO_2). (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de sílica (SiO_2).

As estimativas do titânio foram feitas com base na reflectância da banda 5 ($2,167 \mu m$), com o ajuste de uma equação potencial. O coeficiente de correlação obtido foi de 0,87, considerando as 22 amostras de solo. Da mesma forma que os demais minerais argilosos, o titânio causa um sutil decréscimo da reflectância quando presente em pequenas concentrações. A equação de regressão elaborada para estimar a concentração de titânio pode ser vista na Figura 4.22 A.

O resultado da validação desta equação para estimativa do titânio é apresentado na Figura 4.22 B. Apesar de a equação de regressão ter apresentado um bom ajuste, as estimativas não apresentaram resultados muito mais significativos. A correlação obtida entre os valores estimados e os valores medidos de titânio foi de 0,71 (não significativa a 95% de confiança). A Figura 4.23 D ilustra a variação espacial da concentração de titânio nos talhões de solo exposto. Em geral, solos argilosos apresentam as maiores concentrações de titânio.

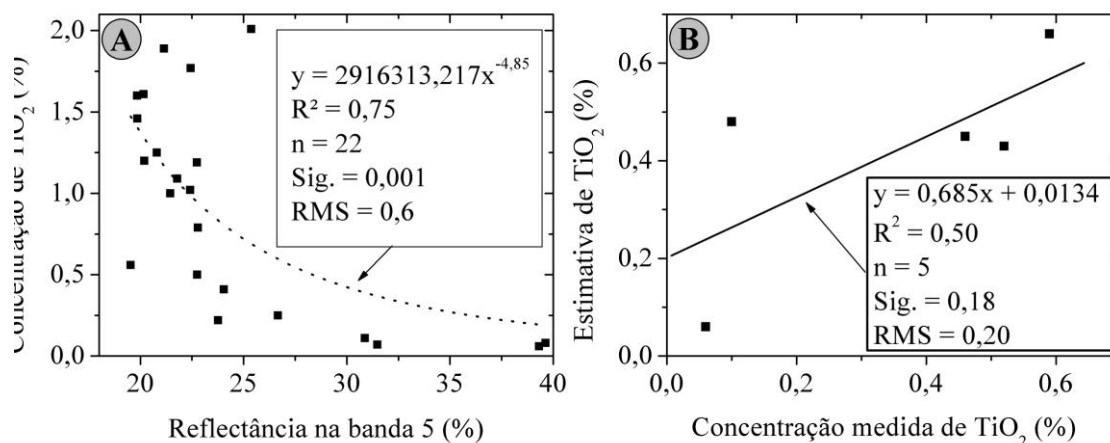


Figura 4.22 – (A) Equação de regressão para estimativa de titânio (TiO_2). B) Validação do modelo de regressão para estimativa de titânio (TiO_2)

O carbono orgânico apresentou as mais baixas correlações com os dados de reflectância. O melhor ajuste foi obtido com a banda 7 (centrada em $2,262 \mu m$).

Entretanto, esta banda não pôde ser utilizada porque não apresentou distribuição normal. Desta forma foi utilizada a banda 2 do sensor ASTER (centrada em $0,661 \mu m$). O coeficiente de correlação foi de 0,38, com ajuste exponencial (Figura 4.24 A). Os baixos valores de correlação estão de acordo como os resultados apresentados por Madeira Netto (2001).

A Figura 4.24 A, ilustra o ajuste entre o carbono orgânico e a reflectância da banda 2 (centrada em $0,661 \mu m$). Percebe-se que à medida que aumenta a concentração de carbono orgânico ocorre uma diminuição da reflectância. A validação da equação de regressão utilizada para estimar o carbono orgânico é apresentada na Figura 4.24 B. Houve uma super estimativa para altas concentrações de carbono orgânico (Figura 4.24 B).

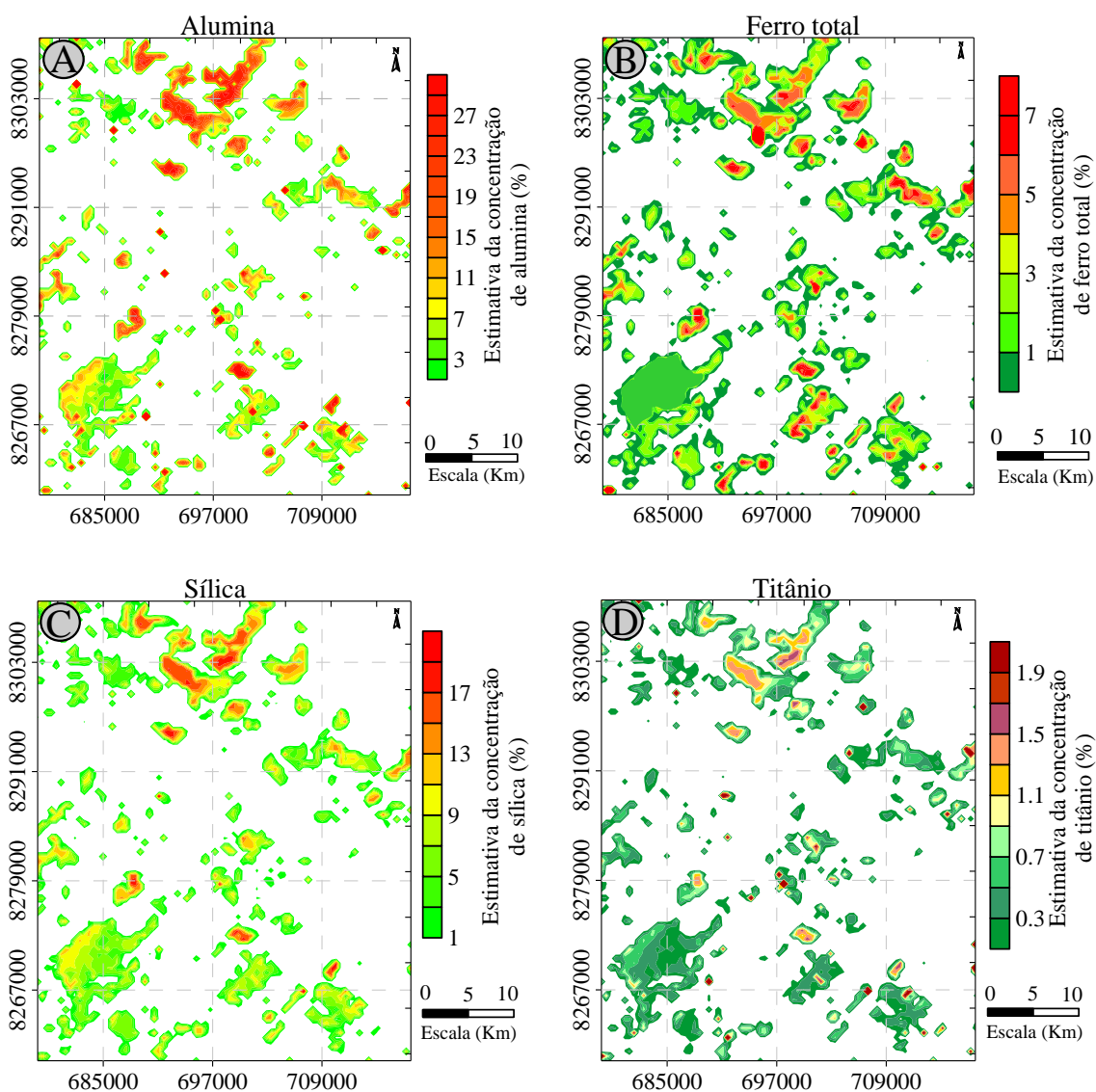


Figura 4.23 – Variação nas concentrações estimadas de (A) alumina (Al_2O_3), (B) ferro total (Fe_2O_3), (C) sílica da fração argila/silte (SiO_2) e (D) titânio (TiO_2).

O carbono orgânico geralmente está presente em maior percentagem em solos argilosos. A Figura 4.25 ilustra a distribuição espacial da concentração de carbono orgânico. Os talhões de solo argiloso apresentaram uma maior concentração, apesar de o carbono orgânico não ter apresentado correlações significativas com os outros constituintes químicos do solo (Figura 4.15). Nas áreas de NQ a percentagem de carbono orgânico foi baixa (<1%). Esse fato era esperado, uma vez que solos arenosos são altamente

susceptíveis à erosão hídrica, com baixa capacidade de retenção de nutrientes. Conseqüentemente, são solos pouco férteis, concordando com o relatório apresentado por SEPLAN/MT (2000). Solos arenosos têm menor capacidade de proteger fisicamente a matéria orgânica e menor estabilidade química, devido ao menor teor de óxidos de ferro (MIELNICZUK, 2003).

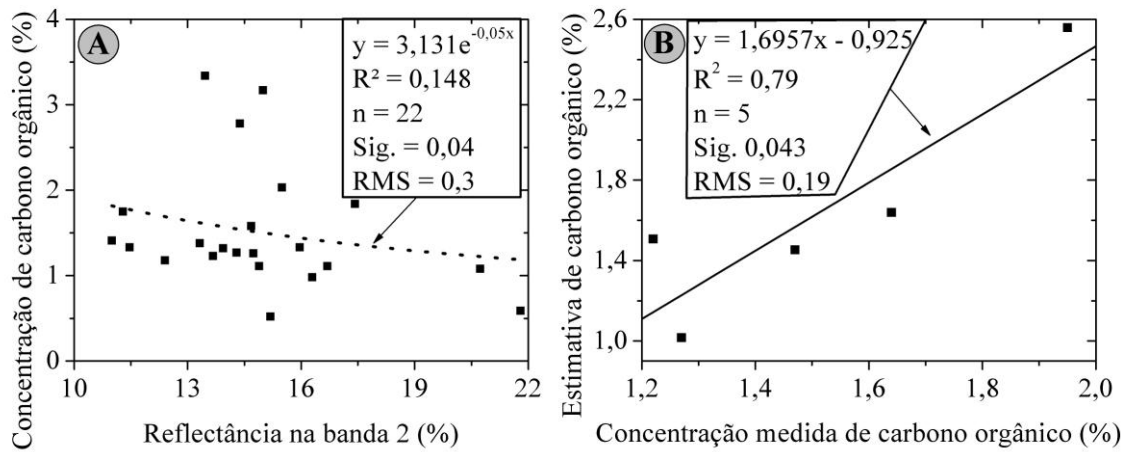


Figura 4.24 – (A) Equação de regressão para estimativa de carbono orgânico. (B) Validação do modelo de regressão para estimativa de carbono orgânico.

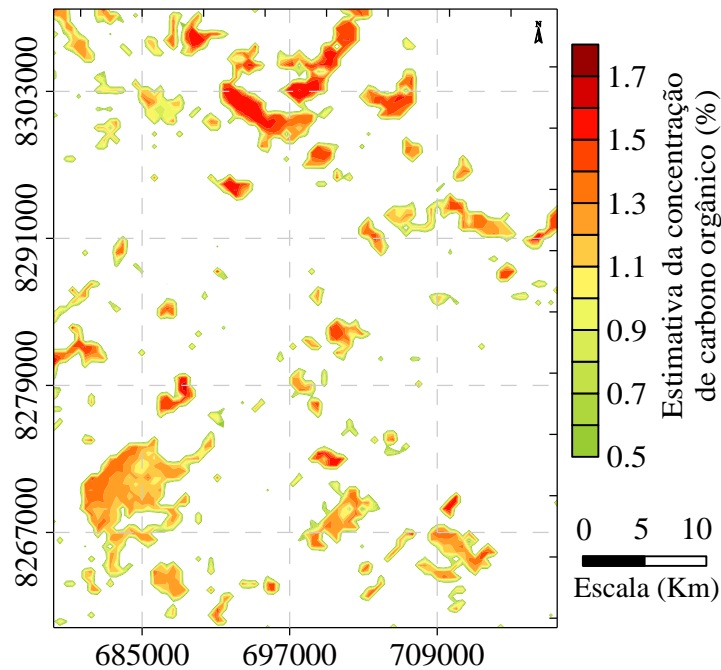


Figura 4.25 – Variação espacial da concentração de carbono orgânico na área de estudo.

As estimativas de óxido de manganês e de óxido de fósforo foram feitas com a banda 1 ($0,0556 \mu m$). O ajuste obtido foi polinomial para ambos, e o valor de correlação foi 0,64 aproximadamente (figuras não apresentadas no trabalho). Esse ajuste não se refere à influência direta desses minerais sobre a reflectância, e sim à coexistência desses com outros minerais argilosos, conforme correlograma apresentado na [Figura 4.15](#).

A validação da equação do manganês apresentou uma correlação de 0,89 entre concentração estimada e medida. Por outro lado, a validação do fosfato apresentou um coeficiente de correlação de 0,53 (figuras não apresentadas no trabalho).

A análise de todas as equações apresentadas nessa Seção deve considerar o efeito de mistura causado pelo tamanho do pixel (90 m) e o pequeno número de amostras de solo analisadas em laboratório. Apesar dos problemas relacionados à amostragem e à escala, os resultados sugerem que as tendências estão corretas. Cabe ainda colocar que apesar da validação de algumas equações de regressão não ter sido significativa a 95% de confiança, as equações permitiram reproduzir a tendência observada na região.

4.4.3 Estimativa dos parâmetros texturais do solo

Para estimar a fração areia, foi utilizado como base o estudo realizado por [Salisbury e D'Aria \(1992b\)](#), que indicou a razão da banda 10 pela banda 14 como a mais adequada para essa estimativa. A banda 10 explora as feições do quartzo (banda de *reststrahlen*), e a banda 14 apresenta pouca variação para qualquer alvo. Assim, com essa razão é explorado o contraste espectral entre ambas as bandas.

A [Figura 4.26 A](#) ilustra a equação de regressão (polinômio 2º grau) que foi utilizada para estimar a fração areia do solo. Foi encontrado um coeficiente de determinação de 0,6329, e um RMS de 19,33, com base em 22 amostras de solo. À medida que aumenta a concentração de areia, ocorre uma redução não linear da razão banda 10 pela 14. Este fato está associado à presença das bandas de *reststrahlen* ([SALISBURY; D'ARIA, 1992a, b](#); [GILLESPIE et al., 1998](#)).

A validação da equação de regressão criada para estimar a fração areia é apresentada na Figura 4.26 B. O coeficiente de correlação obtido foi de 0,93 com um RMS de 15,14. Este resultado mostra que a utilização da razão da banda 10 pela banda 14 permite estimar a fração areia do solo exposto. Apesar do bom ajuste, cabe destacar que o modelo super estimou as baixas concentrações da fração de areia. Por fim, novamente é importante mencionar o efeito da mistura nos pixels com resolução espacial de 90 m e a escala de coleta de campo das amostras de solo.

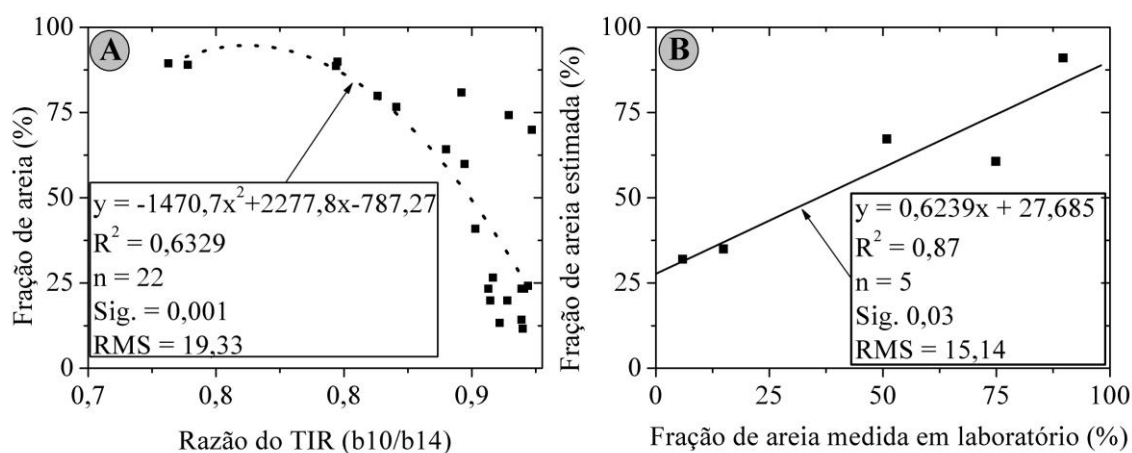


Figura 4.26 – Relação entre a razão das bandas 10/14 de emissividade do ASTER e a fração de areia do solo.

O resultado da aplicação da equação de regressão gerada para estimar a fração areia do solo pode ser visto na Figura 4.27. Esta figura ilustra a distribuição espacial da concentração da fração areia nos talhões de solo exposto. Verificam-se duas áreas com maior concentração de areia (acima de 80 %) associadas a solos quartzosos, de acordo com a inspeção de campo.

Na região a noroeste o solo está totalmente exposto. Entretanto, a grande área no sudoeste ainda apresenta uma cobertura de cerrado, já bastante antropizada. O desmatamento desta vegetação pode levar ao surgimento de uma nova superfície arenosa.

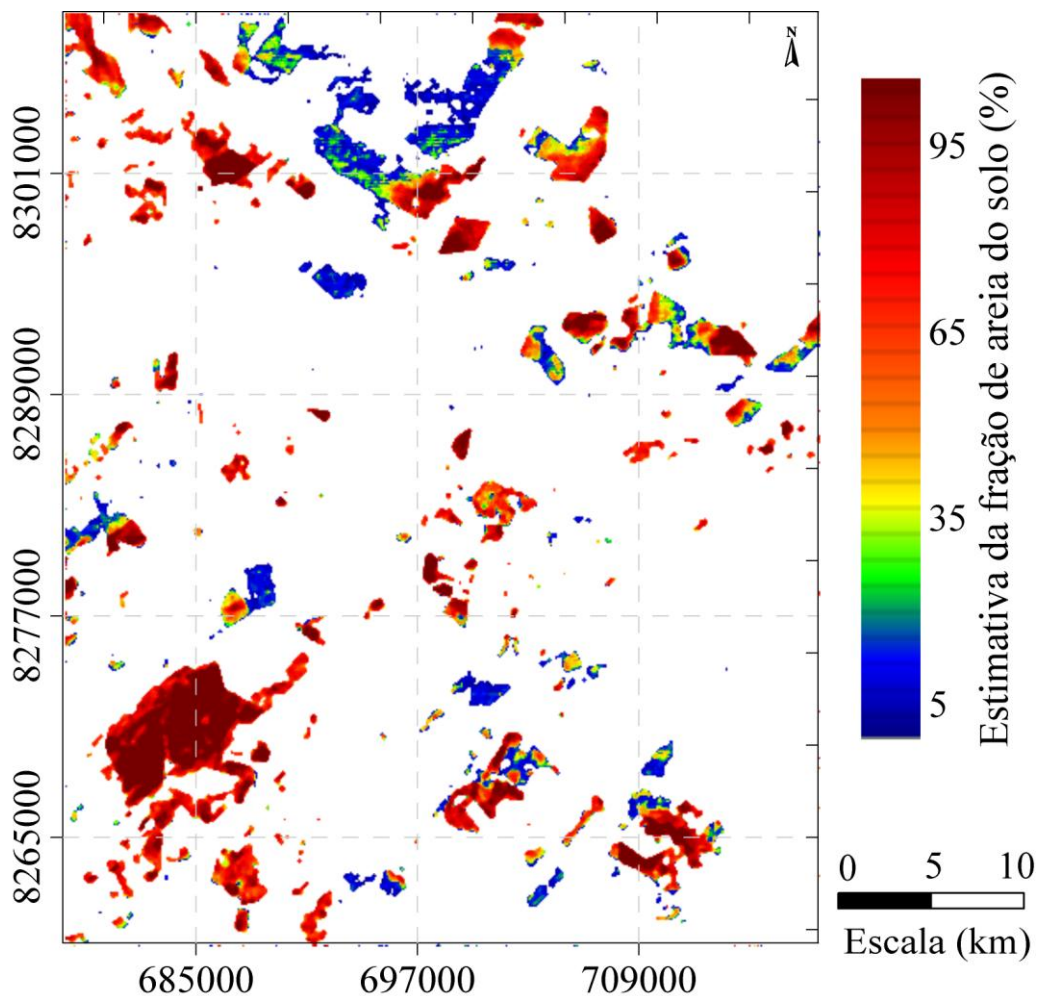


Figura 4.27 – Variação da concentração estimada da fração areia nos talhões de solo.

4.4.4 Variação dos parâmetros químicos e texturais dos solos em função da topografia

A existência de topossequência na região foi demonstrada por Galvão et al. (2007a, b) a partir de imagens AVIRIS. Entretanto, estes estudos foram feitos em uma área menor (22 x 11 km) e não abrangeu áreas com processos de degradação. A Figura 4.28 ilustra a variação da elevação relativa na área de estudo e a localização das áreas onde foram obtidos as vertentes e os transectos (A-B, C-D, E-F, G-H, I-J e K-L). O estudo desses seis transectos permitiu verificar a ocorrência de topossequências. Sua representatividade perante toda área de estudo deve ser observada, tendo em vista que esse comportamento foi observado em apenas alguns talhões de solo exposto. O

coeficiente de determinação apresentado para algumas topossequências pretende apenas indicar a tendência geral observada nesses talhões.

A correlação entre os dados de elevação e a estimativa da fração areia, considerando todos os talhões, não foi significativa ($R^2 < 0,01$), visto que há talhões de todos os tipos de solo em toda amplitude de elevação. Entretanto, para porções específicas da cena, a exemplo dos indicados na Figura 4.28 (vertentes circuladas), foram observadas correlações significativas entre os parâmetros físico-químicos do solo e a elevação.

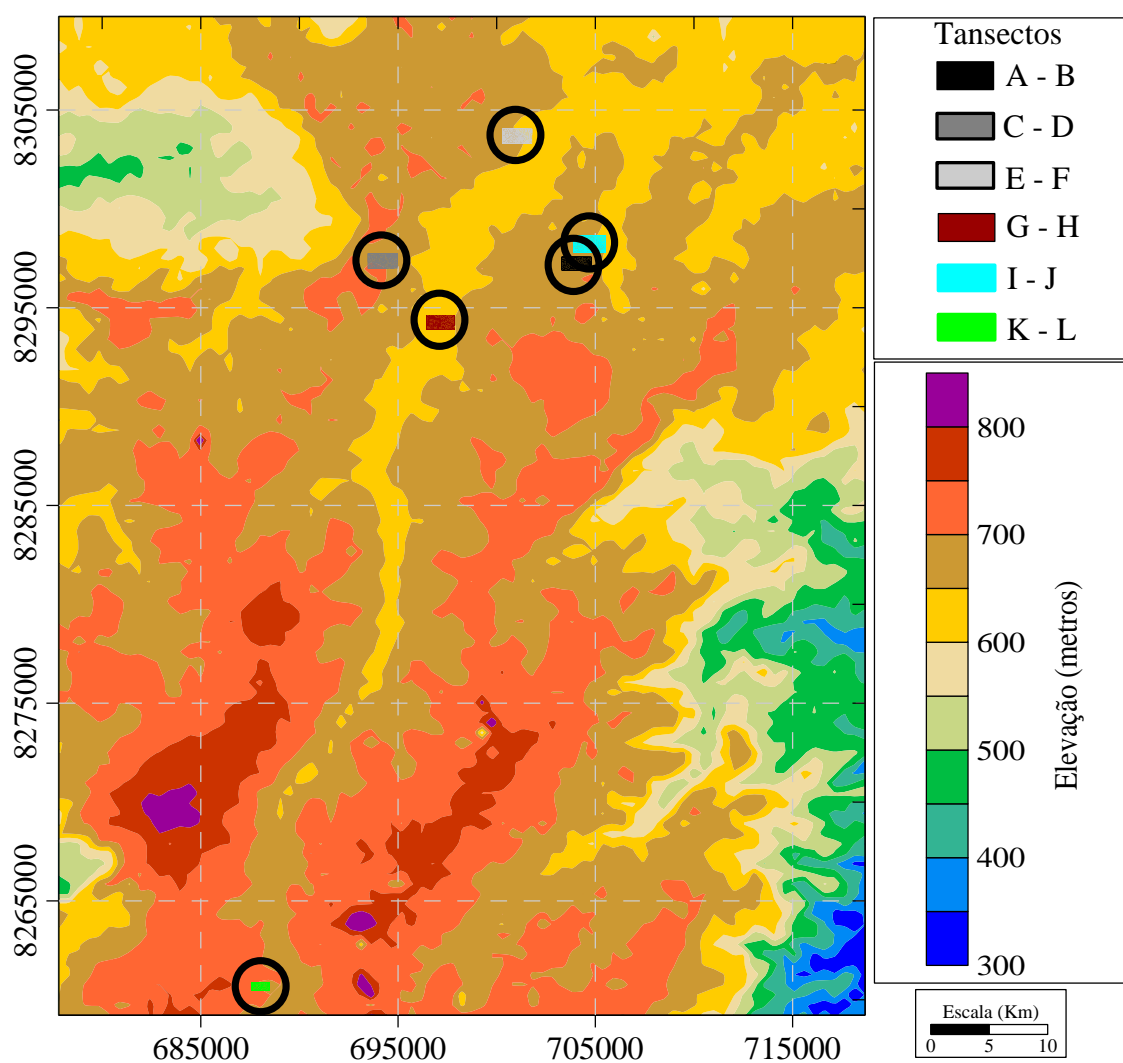


Figura 4.28 – Variação da elevação, oriunda do modelo digital de elevação do ASTER e localização dos transectos avaliados no trabalho.

A alumina apresentou as maiores concentrações nas áreas mais elevadas dos talhões. (Figura 4.29). Conforme ocorre a redução da altitude, diminui a concentração de alumina. Isso sugere uma maior presença de silte e argila no topo e de areia na base ou na proximidade dos vales (rios). As vertentes apresentadas nas Figura 4.29 A e Figura 4.29 B mostram esta gradual transição que ocorre em alguns talhões. Galvão et al. (2007a, b) também verificaram que solos de menor reflectância são encontrados nas áreas mais elevadas, associados a solos argilosos. Em um estudo realizado por Baptista et al. (1998), o índice Ki (associado à sílica e alumina) também apresentou evidências da existência de topossequências, através de espectros AVIRIS.

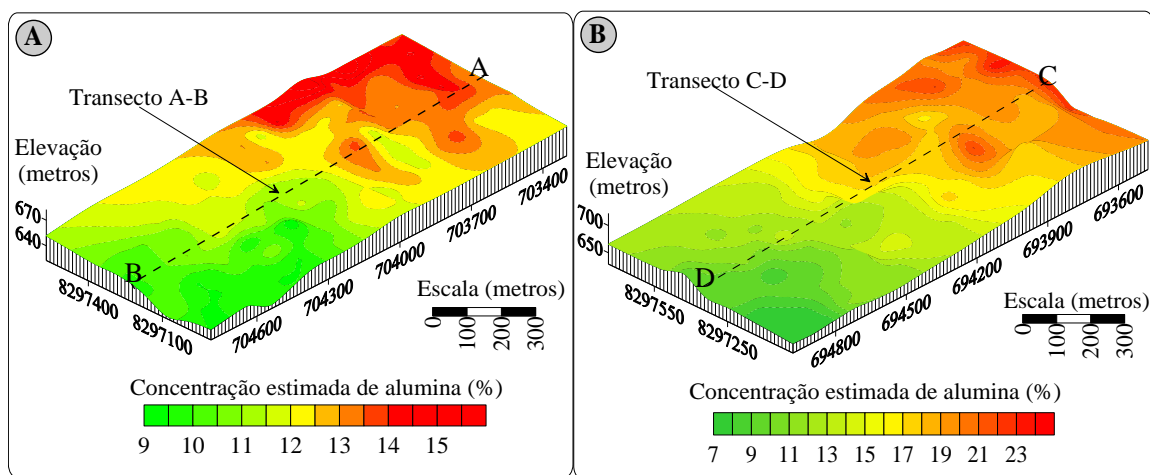


Figura 4.29 –Variação da concentração estimada de alumina no (A) transecto A-B e no (B) transecto C-D.

Foi encontrada uma correlação significativa (Sig. 0,01) entre a elevação e a concentração de alumina nos transectos A-B (Figura 4.30 A) e C-D (Figura 4.30 B). À medida que aumenta a elevação verifica-se um aumento da concentração de alumina. Este resultado concorda com conclusões apresentadas por (GALVÃO et al., 2007a, b).

Para o transecto A-B foi encontrado um coeficiente de correlação de 0,77 com um RMS de 10,04. Para o transecto C-D o coeficiente de correlação encontrado foi de 0,80 com um RMS de 12,22. No transecto E-F foi encontrada uma correlação de 0,78 (sig. 0,01) e um RMS de 6,78 (figura não apresentada). Esse resultado comprova a tendência de diminuição da concentração de alumina nas áreas mais baixas das topossequência.

Cabe destacar que a escala de concentração estimada de alumina não é igual para todas as vertentes apresentadas, devendo-se atentar para os valores da legenda de cada diagrama que representa as vertentes.

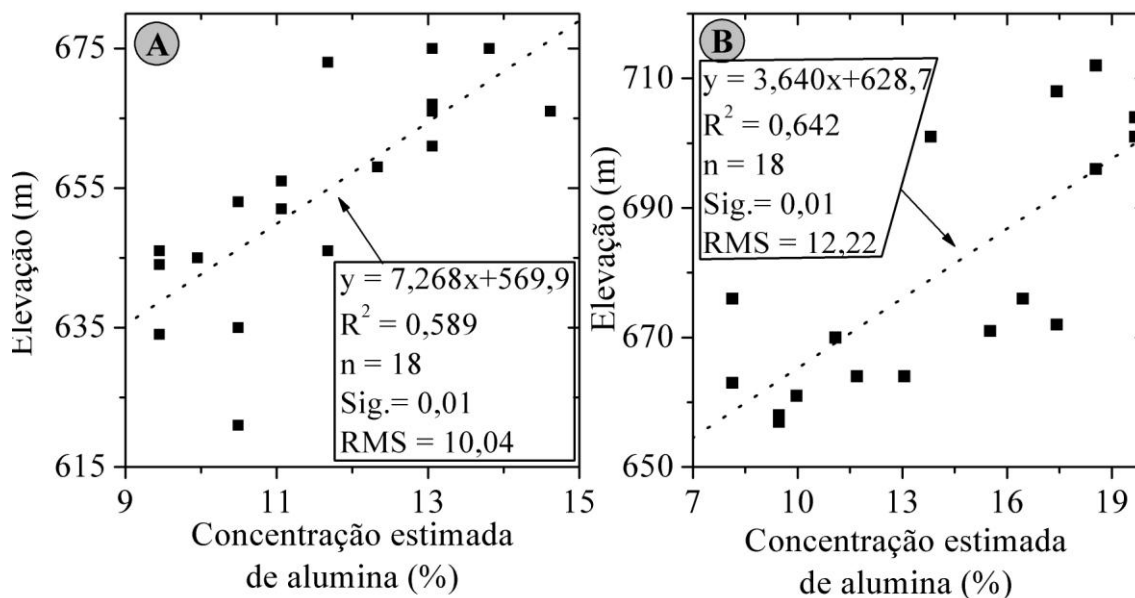


Figura 4.30 – (A) Variação da concentração de alumina em função da elevação ASTER no transecto A-B e (B) no transecto C-D.

A sílica da fração argila, que geralmente está associada à alumina (argilas 1:1, 2:1), apresentou um comportamento semelhante à alumina, como esperado. A Figura 4.31 A ilustra a diminuição gradual da concentração de sílica à medida que ocorre uma diminuição da altitude e aproximação do vale.

O transecto E-F apresentado na Figura 4.31 B mostra que a correlação entre a elevação e concentração de sílica é positiva. Para o transecto A-B obteve-se um coeficiente de determinação de 0,70 (sig. de 0,01) com um RMS de 8,53; para ao transecto C-D o coeficiente de determinação foi de 0,632 (sig. de 0,01) e RMS de 12,38; e para o transecto E-F os valores foram 0,791 e 5,10, respectivamente (apenas o transecto E-F é apresentado na Figura 4.31 B). Estes resultados confirmam a tendência de diminuição da concentração de sílica à medida que ocorre a aproximação das drenagens e diminuição da elevação no talhão.

Em geral a remoção do material mais fino (argila (alumina e sílica)) pela erosão, é facilitada nas áreas de maior declividade, facilitando a erosão hídrica.

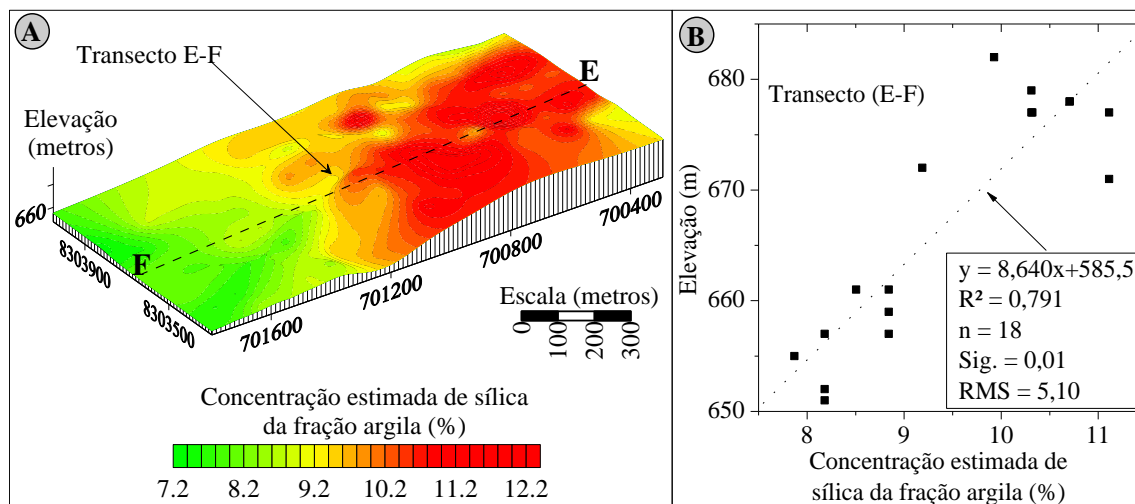


Figura 4.31 – (A) Variação da concentração estimada de sílica da fração argila em função da elevação ASTER para a vertente E-F. (B) Variação da concentração de sílica da fração argila em função da elevação ASTER para o transecto E-F.

Apesar de representar uma pequena percentagem dos elementos químicos do solo, o titânio foi correlacionado com a banda 5 dos ASTER ($2,167 \mu\text{m}$). Sua variação em relação à elevação é semelhante à de outros constituintes que produzem feições no SWIR, como a alumina e a sílica. A Figura 4.32 A ilustra a variação da concentração do titânio em função da elevação na vertente C-D. A maior concentração é encontrada na área mais elevada e as menores concentrações estão nas áreas mais baixas, em função da diminuição de minerais opacos nos solos arenosos.

A correlação entre a elevação e a concentração estimada de titânio foi elevada. Para o transecto A-B (figura não apresentada) o coeficiente de determinação foi de 0,589 (sig. = 0,01) com um erro RMS de 10,04. Para o transecto C-D (Figura 4.32 B) obteve-se um coeficiente de determinação de 0,642 (sig. = 0,01) com um erro RMS de 12,22. Por fim, o transecto E-F (figura não apresentada) apresentou valores de R^2 e RMS de 0,609 e 6,98, respectivamente.

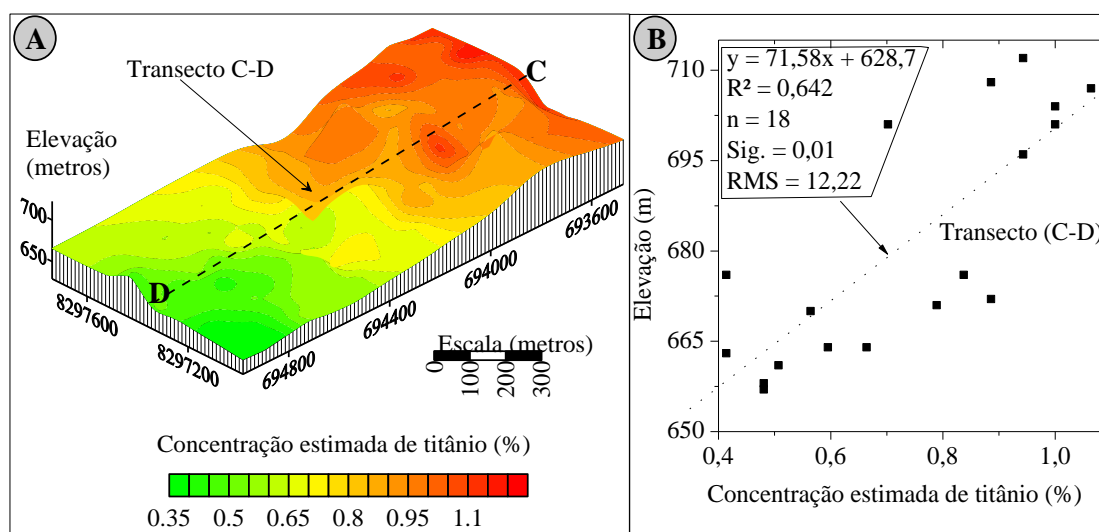


Figura 4.32 – (A) Variação da concentração estimada de titânio em função da elevação ASTER para a vertente E-F. (B) Variação da concentração de titânio em função da elevação ASTER para o transecto C-D.

A Figura 4.33 A ilustra a variação da concentração estimada de ferro total na vertente A-B. Mantendo o padrão dos demais constituintes analisados até o momento, o ferro total apresentou maior concentração nas áreas mais elevadas dos talhões e uma gradual diminuição com a redução da elevação. Esta tendência foi observada nos talhões (aqui representado por parte de vertentes).

O coeficiente de determinação entre ferro total e elevação foi de 0,616 (sig. = 0,01) com RMS de 9,71 (0 na Figura 4.33 B). Para os transectos C-D e E-F (figuras não apresentadas) obtiveram os coeficientes de determinação de 0,493 e 0,517 (sig. = 0,01), respectivamente. Este resultado comprova a existência de solos mais argilosos (escuros) nas áreas elevadas dos talhões e uma gradual transição para solos de caráter mais arenosos (claros) à medida que a elevação diminui.

Os elementos químicos analisados até o momento (alumina, sílica da fração argila, titânio e ferro total) tipicamente apresentam feições bem definidas no VNIR e SWIR (HUNT et al., 1971, STONER; BAUMGARDNER, 1981; FORMAGGIO et al., 1996; MADEIRA NETTO, 2001; DALMOLIN et al., 2005; GALVÃO et al, 2007a, b), permitindo obter boas correlação com a reflectância.

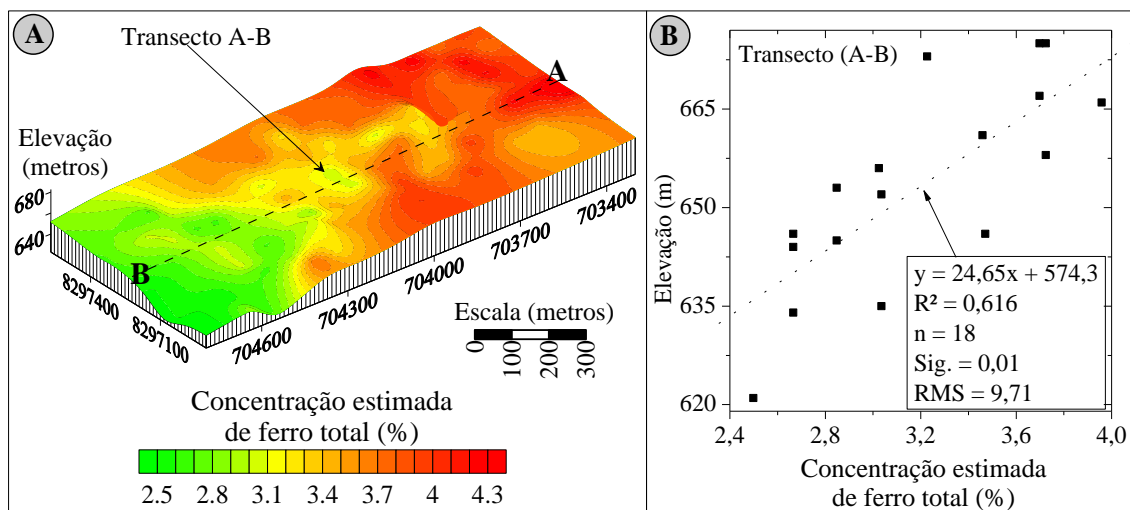


Figura 4.33 – Variação da concentração estimada de ferro total em função da elevação ASTER para a vertente A-B. (B) Variação da concentração de ferro total em função da elevação ASTER para o transecto A-B.

Concentrações superiores a 2 % de carbono orgânico também podem mascarar as feições espectrais no espectro refletido (STONER; BAUMGARDNER, 1981; MADEIRA NETTO, 2001) e emitido (SALISBURY; D'ARIA, 1992a). A Figura 4.34 A ilustra a concentração de carbono orgânico em função da elevação. Em geral, ocorre uma maior concentração de carbono orgânico nas áreas mais altas dos talhões, onde se encontram os solos mais argilosos.

Solos mais argilosos possuem maior capacidade de retenção de carbono orgânico, devido à sua textura mais fina. Considerando que à medida que diminui a elevação num determinado talhão a fração areia aumenta, é esperado que aumente a perda de nutrientes do solo pela ação da água, e conseqüentemente, apresentem menores concentrações de carbono orgânico.

A Figura 4.34 B ilustra o gráfico de espalhamento para a correlação da concentração estimada de carbono orgânico com a elevação no transecto A-B. O coeficiente de determinação obtido foi de 0,512 (sig.) e o RMS foi de 10,94. Os transectos C-D e E-F (figuras não apresentadas) apresentaram os coeficientes de determinação de 0,532 e 0,412 (sig. = 0,01) e valores de RMS de 13,97 e 8,57, respectivamente. Resultados

apresentados por Wezel et al. (2002) mostram que a concentração de matéria orgânica no topo da toposseqüência foi aproximadamente 13% maior do que na base.

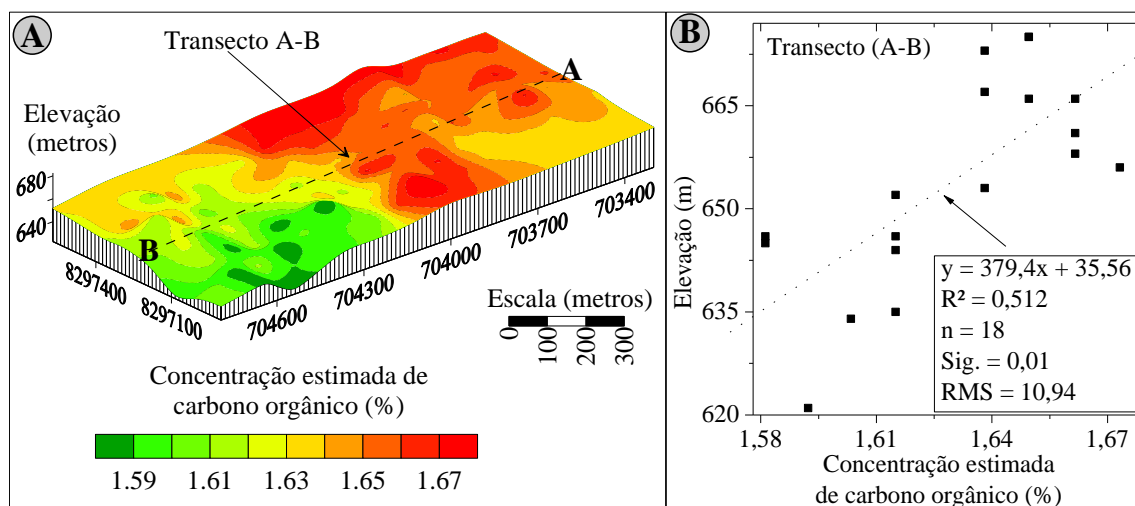


Figura 4.34 – (A) Variação da concentração estimada de carbono orgânico em função da elevação ASTER para a vertente A-B. (B) Variação da concentração de carbono orgânico em função da elevação ASTER para o transecto A-B.

Cabe destacar que, apesar da equação de regressão elaborada para a estimativa ter apresentado um coeficiente de determinação de aproximadamente 0,15 (relativamente baixo), sua aplicação sobre a imagem possibilitou verificar a tendência que é apresentada na Figura 4.34, ou seja, maior concentração de carbono orgânico no topo dos talhões, em associação com os solos mais argilosos

O manganês e o fósforo apesar de estarem presentes em quantidades muito pequenas, também apresentaram correlações com a elevação. Isto está relacionado ao fato de esses elementos químicos covariarem com outros constituintes, como a alumina e sílica, responsáveis pelas correlações.

O coeficiente de determinação obtido entre a concentração estimada de fósforo e a elevação no transecto A-B foi de 0,628 (sig. = 0,01) com um RMS de 9,56. Para os transectos C-D e E-F foram obtidos os valores de 0,46 e 0,518 (sig. = 0,01) e um RMS 15,01 e 7,76, respectivamente. Em relação ao manganês, os valores do coeficiente de determinação obtidos para os transecto A-B, C-D e E-F foram 0,618; 0,470 e 0,511 (sig.

= 0,01) e um RMS de 9,69; 14,50 e 7,81, respectivamente. Os gráficos não foram apresentados.

Deve ser observado que as características das topossequências encontradas na região de Campo Verde são locais e podem variar de região para região, conforme comentado por Boling et al. (2008).

4.4.5 Avaliação das variações texturais do solo em função da topografia

Os procedimentos aplicados para verificar a variação dos parâmetros químicos do solo em função da elevação também foram aplicados para a estimativa da fração de areia. Os resultados mostraram uma tendência de solos mais arenosos na porção mais baixa das vertentes. A transição é gradual e foi verificada em vários talhões. A Figura 4.35 ilustra a variação da concentração da fração areia em função da elevação em quatro vertentes.

A variação da concentração estimada de areia em função da elevação para quatro transectos pode ser vista na Figura 4.36. O coeficiente de determinação de 0,615 (sig. = 0,01) com um RMS de 9,72 mostra que existe esta relação negativa entre os dois parâmetros. Os mesmos parâmetros foram calculados para todos os transectos apresentados na Figura 4.28, e os resultados são apresentados na Tabela 4.2. Em todos os transectos e vertentes foi encontrada a mesma tendência.

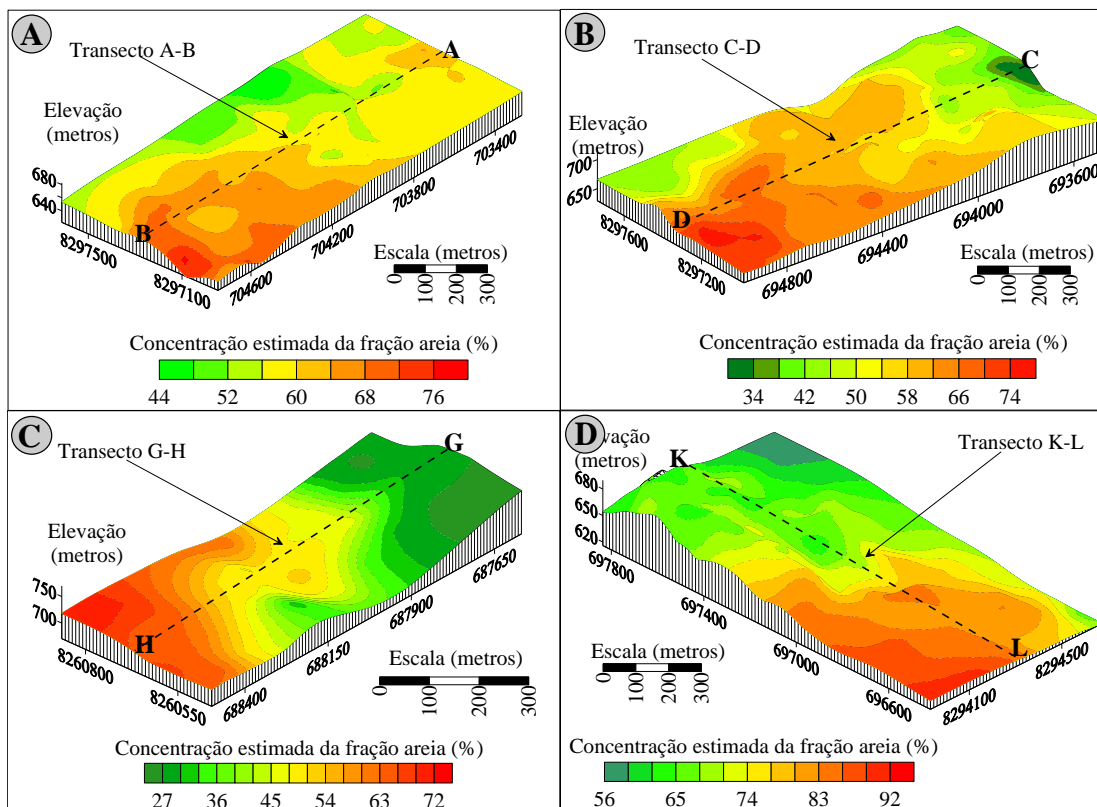


Figura 4.35 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação ASTER para as vertentes (A) A-B; (B) C-D; (C) G-H e (D) K-L.

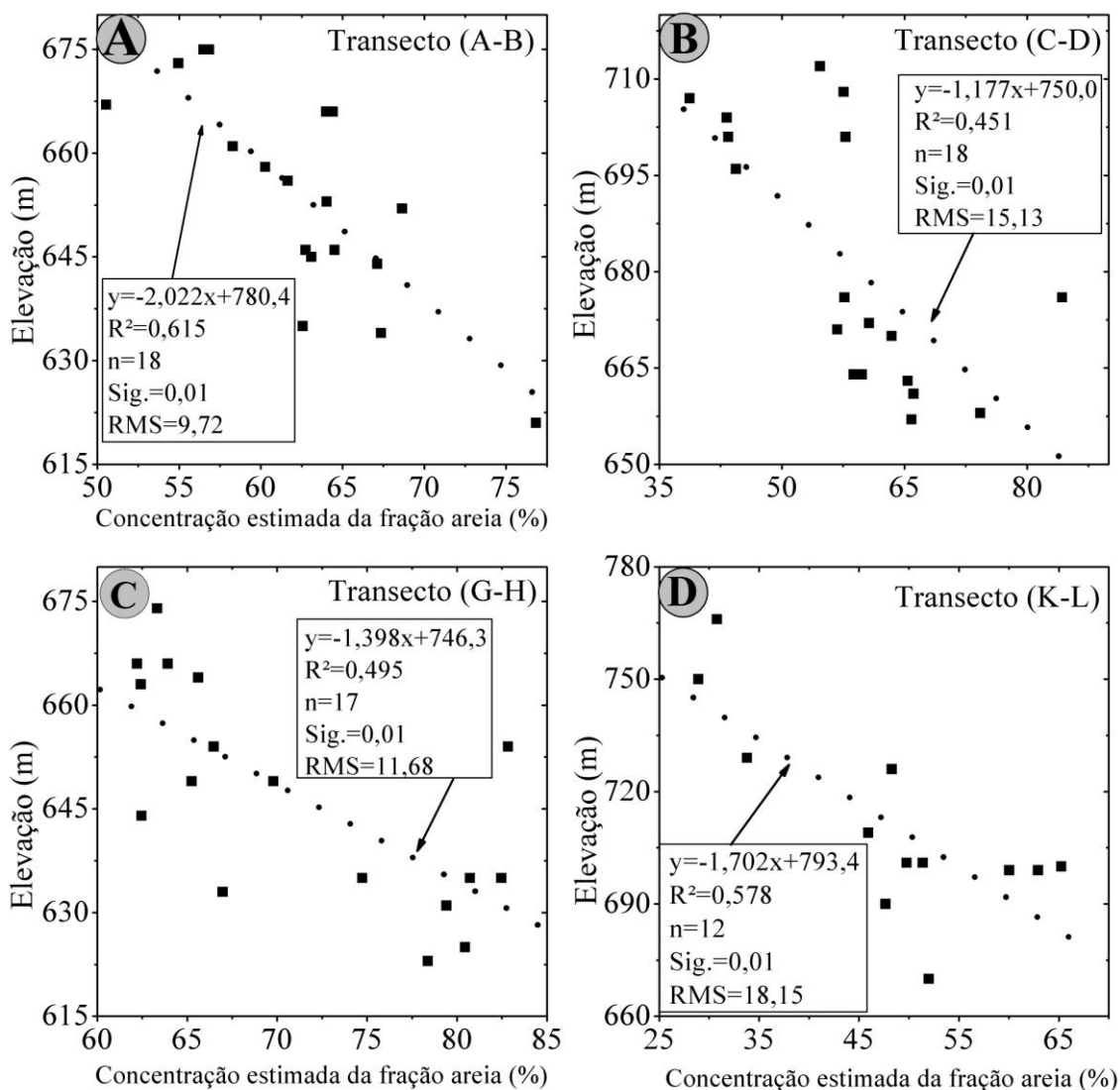


Figura 4.36 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação ASTER para os transectos (A) A-B; (B) C-D; (C) G-H e (D) K-L.

Com base nos valores do coeficiente de determinação (avaliação do ajuste) dos seis transectos, verifica-se a existência de topossequência. Este resultado está de acordo com os resultados encontrados para os parâmetros da argila e silte do solo, que apresentam maiores concentrações nas áreas mais elevadas dos talhões enquanto que a areia ocorre mais concentrada nas áreas mais baixas (GALVÃO et al., 2007a, b).

Tabela 4.2 – Parâmetros estatísticos para a relação entre areia e elevação.

Transecto	R ²	Nº de amostras	Significância	RMS
A – B	0,615	18	0,01	9,72
C – D	0,451	18	0,01	15,13
E – F	0,474	18	0,01	8,10
G – H	0,495	17	0,01	11,68
I – J	0,766	19	0,01	8,82
K – L	0,578	12	0,01	18,15

A generalização das tendências observadas nas seis toposseqüências analisadas deve ser feita com cautela, tendo em vista que a formação geológica que deu origem aos solos é diferente e, em outras regiões, podem ser observadas tendências distintas (Boling et al., 2008).

4.4.6 Identificação das superfícies arenosas (solos quartzosos)

Uma das maiores preocupações geradas pelo desmatamento do cerrado nativo e sua substituição por lavouras e pastagens é a gradativa perda de fertilidade do solo e muitas vezes a geração/ampliação das manchas de areia. Na área de estudo a remoção abrupta da vegetação nativa de cerrado produziu uma mancha arenosa com aproximadamente 200 hectares. Além dessa área, que já está em grau avançado de degradação, cerca de 3000 hectares apresentam evidências de início de degradação, podendo formar novas superfícies arenosas (espécie de arenização). Estas áreas apresentam grande potencial e risco. Assim, a remoção da vegetação nativa, que em alguns pontos já foi feita, pode incorrer em uma forte degradação ambiental.

A aplicação do modelo de regressão gerado a partir da razão das bandas 10/14 e dos dados de areia coletados em campo e medidos em laboratório, possibilitou identificar algumas áreas de degradação avançada. Foram identificadas as áreas em estágio avançado de degradação, com mais de 90% de areia e áreas com alto potencial de

degradação. Estas áreas estão marcadas na Figura 4.37 por um círculo e retângulos, respectivamente.

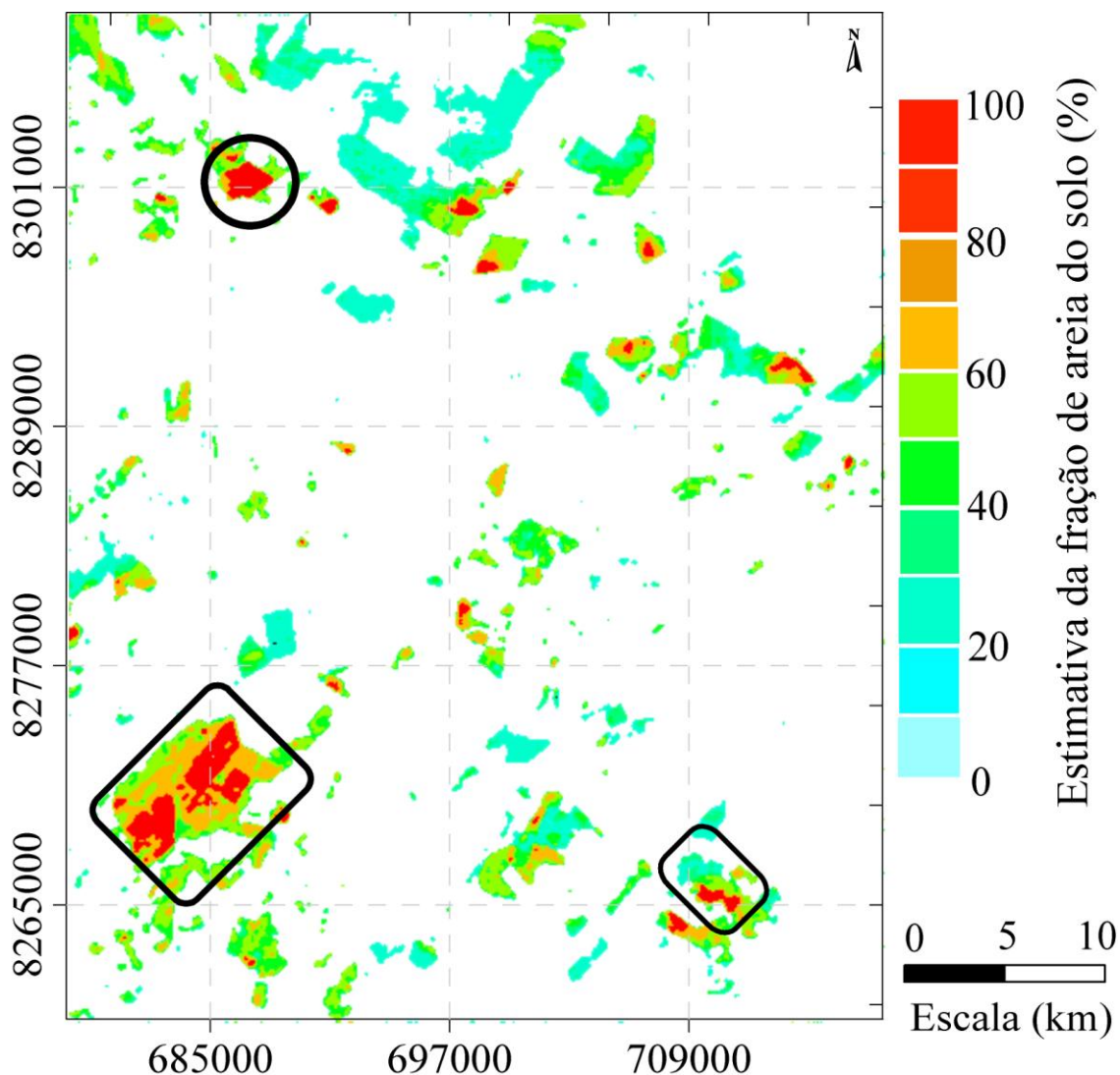


Figura 4.37 – Identificação das superfícies arenosas (solos quartzosos)

Na área marcada pelo círculo (noroeste da Figura 4.37), que possui relevo ondulado, a concentração estimada da fração areia é superior a 90%. A área era ocupada anteriormente por cerrado. A Figura 4.38 ilustra a concentração estimada de areia em função da elevação para essa mancha arenosa. Verifica-se que é uma grande colina onde a concentração da fração areia não varia muito em função da elevação.

O desenvolvimento de manchas de areia (areais) do tipo colina é discutido por Suertegaray (1995, 1998 e 2000) e Suertegaray et al. (2001), que apresentam um modelo onde os areais de colina têm início com pequenas ravinas, seguido do surgimento de voçorocas e posterior alargamento da voçoroca e formação das primeiras áreas de areia. Entretanto, durante a visita de campo, não foram encontrados indícios de que essa área degradada possa ter seu processo de formação explicado pelo mesmo modelo. Assim, acredita-se que a formação dessa área está relacionada às características naturais do solo, marcado por ser extremamente pobre e arenoso, submetido a um clima tropical. A remoção abrupta da vegetação nativa, que mantinha o equilíbrio, provoca a desordem do frágil sistema.

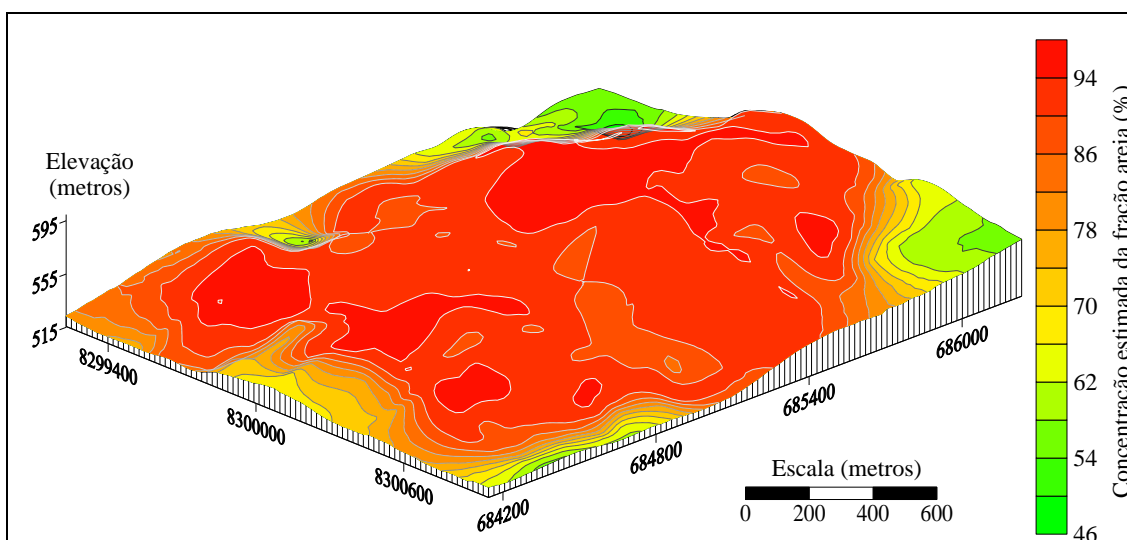


Figura 4.38 – Variação da concentração estimada da fração areia em função da elevação relativa ASTER para a porção noroeste da área de estudo indicada por um círculo na Figura 4.37.

Com base nos resultados das análises físico-químicas, visita de campo, modelo digital de elevação e imagens de reflectância e emissividade, verifica-se que a origem dessa área degradada (Figura 4.39) parece estar relacionada à remoção abrupta da vegetação de cerrado, seguida da rápida perda de constituintes do solo, associada à erosão hídrica.

As áreas marcadas pelos retângulos (sudoeste e sudeste da Figura 4.37) representam regiões em grau menos avançado de degradação, com cobertura de cerrado antropizado.

Na época do imageamento o cerrado estava seco e ocorreu maior contribuição do substrato, permitindo o mapeamento das feições de quartzo (área vermelha e amarela dentro do retângulo a sudoeste na [Figura 4.37](#)). A hipótese que se pode levantar é a de que as feições do quartzo se sobrepuseram às da vegetação seca. Ustin et al. (2005) salientam que as feições de emissividade podem ser exploradas na presença de vegetação esparsa. Outra área que apresentou acentuada concentração de areia é marcada pelo pequeno retângulo na parte inferior direita da [Figura 4.37](#), que atualmente está sendo utilizada para o plantio de cana-de-açúcar.



Figura 4.39 – Fotografia panorâmica e em detalhe da área de solos quartzosos com avançado grau de degradação, identificada pelo círculo na [Figura 4.37](#).

A avaliação das frações areia, argila e silte, que compõem o solo do areal apresentado na [Figura 4.38](#) e [Figura 4.39](#), comprovam a alta concentração de areia deste solo (aproximadamente 90%), conforme resultado apresentado na [Figura 4.40](#). Os constituintes dos solos associados à fração de argila e silte são apresentados na [Figura 4.41](#). Apesar do ataque sulfúrico não ser o método ideal para a determinação dos constituintes químicos em solos arenosos, os resultados são apresentados para indicar

uma tendência geral. Assim, sugere-se a realização de medidas por fluorescência de raio-X para avaliar os solos arenosos. Verifica-se a predominância da sílica, devido ao caráter arenoso do material de origem do solo e resistência desse mineral à erosão hídrica. A alumina e o ferro total correspondem a aproximadamente 1% do solo. A concentração média de carbono orgânico nos três pontos amostrais foi de 0,98%. Conforme Zhao et al. (2005), Pinet et al. (2006) e Su et al. (2004), a baixa concentração de carbono orgânico está relacionada ao uso intenso e inadequado do solo. Entretanto, a baixa concentração também pode estar associada à natureza do solo. Devido à baixa concentração de constituintes opacos (ferro e alumina), carbono orgânico, ausência de vegetação e baixa umidade, as feições do quartzo (ou bandas de *reststrahlen*) apresentaram-se bem definidas nos espectros de emissividade (SALISBURY; D'ARIA, 1992b).

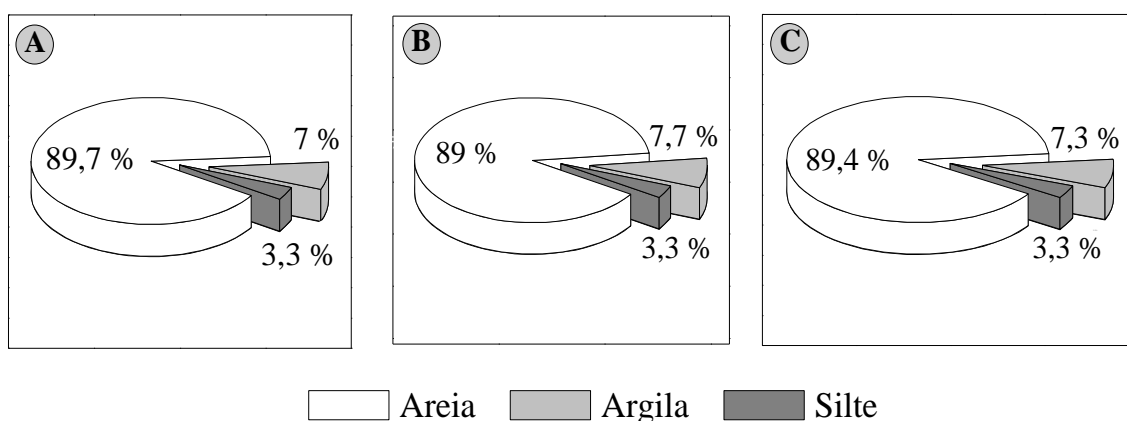


Figura 4.40 – Variação da concentração das frações areia, argila e silte em pontos amostrais: (A); (B) e (C), localizados na mancha de solo quartzoso identificada pelo círculo na Figura 4.37.

O aumento da fração grosseira do solo (*coarsenig*) e da concentração de fração de areia média com perda da fração silte em áreas de desertificação, foi demonstrado por Huang et al. (2007). Assim, o acompanhamento temporal da dinâmica das superfícies arenosas encontradas pode trazer novas respostas. Por hora, tem-se que os solos arenosos da região, naturalmente apresentam baixa concentração de silte.

A capacidade de troca catiônica (CTC) dos NQ foi baixa ($CTC \approx 3$), enquanto que Latossolos argilosos apresentam maior CTC ($CTC \approx 8$), resultando em maior concentração de carbono orgânico (CIOTTA et al., 2003). Esse menor valor de CTC está associado à perda de íons devido à recombinação durante os processos de intemperização (p. ex., erosão hídrica).

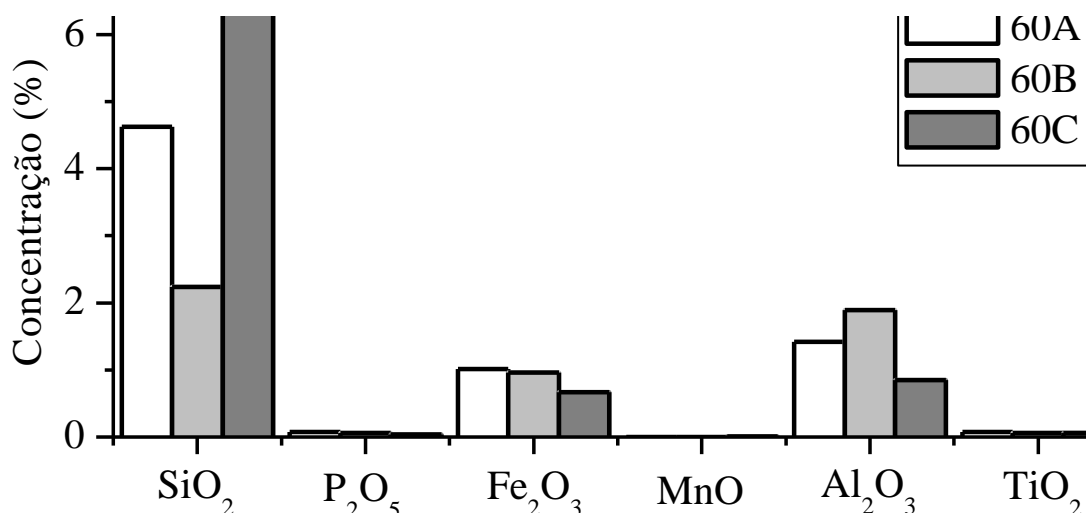


Figura 4.41 – Concentração de constituintes dos solos nos três pontos amostrais localizados no areal (círculo a noroeste da Figura 4.37).

Devido à sua elevada concentração, a fração areia foi analisada em termos da granulometria, sendo que os resultados são apresentados na Tabela 4.3. Estudos realizados por Jiménez-Muñoz et al. (2006), Salisbury e D’Aria (1992b), Sutherland (1986) e Ramsey e Christensen (1998) mostraram que conforme diminui o tamanho das partículas de quartzo, também diminui a magnitude das bandas de *reststrahlen*. Verificou-se que esse solo (camada superficial) é formado principalmente por areia média e fina. A elevada percentagem de areia fina caracteriza-se num problema devido à maior susceptibilidade à erosão eólica (AB’SABER, 1995). Em um estudo no sudoeste do Rio Grande do Sul, Ab-Saber (1995) constatou que os ventos podem dar início a novos areais ou acelerar sua expansão sobre as áreas vizinhas.

Tabela 4.3 – Características granulométricas da fração areia das três amostras de NQ coletadas no areal da Figura 4.38 (círculo a noroeste da Figura 4.37).

<i>Amostra</i>	<i>Peneiras* (valores em percentagem)</i>				
	Areia muito grossa	Areia grossa	Areia média	Areia fina	Areia muito fina
	<i>1,19 mm</i>	<i>0,50 mm</i>	<i>0,25 mm</i>	<i>0,105 mm</i>	<i>0,053 mm</i>
P 60A	0,04	0,58	53,15	39,94	6,29
P 60B	0,00	0,75	59,24	34,83	5,18
P 60C	0,00	1,24	62,25	31,53	4,98

* A classificação da granulometria da areia foi feita segundo EMBRAPA (1997).

O uso intenso de áreas com substrato frágil para a agropecuária foi investigado por outros autores, principalmente em áreas áridas e semi-áridas. Os resultados de quase todos os trabalhos mostram que a perda de fertilidade do solo faz com que estas áreas não possam mais ser utilizadas para fins agrícolas. Ainda destacam-se os impactos causados ao meio ambiente, são refletidos no assoreamento de rios, mudanças microclimáticas e no aumento da erosão eólica (SUERTEGARAY, 1995, 1998; HOUÉROU, 1996; LI et al., 2000; SU et al., 2004; CHIKHAOUI et al., 2005; ROBAINA et al., 2005; XIAO et al., 2005; ZHAO et al., 2005; PINET et al., 2006; PICCARRETA et al., 2006; HUANG et al., 2007; IBÁÑEZ et al., 2007).

A título de sugestão para contenção e/ou mitigação dos processos de arenização, cabe destacar algumas medidas abordadas por outros autores (SUERTEGARAY, 1995, 1998, 2000; SUERTEGARAY et al, 2001; FREITAS et al., 2003; ELTZ; ROVEDDER, 2005; STIPP, 2006), que consistem da implantação de vegetação nativa e/ou exótica sobre os areias e plantio de cercas vivas e que podem ser eficientes. Além disso, deve haver um maior planejamento para o uso correto dessas áreas, conforme já foi discutido por Scopel et al. (2005).

4.5 Análise integrada

Uma das principais contribuições do sensor ASTER é permitir criar uma estratégia combinada do SWIR e TIR para isolar áreas de solo exposto de NPV. Com a

normalização do SWIR pode-se explorar a feição de absorção da argila e estabelecer um limiar de 0,05 como limite inferior para separar os talhões de solos argilosos expostos (Figura 4.13) de NPV. Com a normalização do TIR a feição de emissão do quartzo, com limiar superior a 3, permitiu discriminar solos claros/arenosos de NPV (Figura 4.13).

O uso das informações de reflectância e de emissividade do sensor ASTER mostrou que os parâmetros químicos apresentaram melhores estimativas, tendo como base dados do VNIR e SWIR (concentração de alumina, ferro total, carbono orgânico e sílica da fração argila) (Seção 4.4.2). Por outro lado, os dados do TIR foram melhores para estimar parâmetros texturais do solo (total de areia) (Seção 4.4.3). Isto ocorreu porque com o VNIR e o SWIR são exploradas as bandas de absorção da argila/silte e com o TIR as bandas de *reststrahlen* (quartzo).

Uma das mais importantes aplicações das bandas TIR do ASTER está relacionada à identificação e monitoramento de áreas de degradação ambiental (Figura 4.37). Os dados da razão entre as bandas 10 e 14 apresentaram um coeficiente de correlação de 0,80 para estimativa da fração areia, comprovando sua eficiência e concordando com outros autores (SALISBURY; D'ARIA, 1992b).

5. CONCLUSÕES

O uso combinado dos dados espectrais obtidos pelo sensor ASTER/Terra no VNIR, SWIR e TIR e dos dados digitais de elevação extraídos das bandas 3N e 3B propiciou uma melhor discriminação entre solo exposto e NPV e uma melhor detecção de superfícies arenosas. Essas superfícies estiveram muitas vezes associadas a solos com alto grau de degradação ambiental, resultante da remoção abrupta do cerrado na área de estudo. A estimativa dos parâmetros físico-químicos dos solos variou com o intervalo espectral sob análise. Quando projetados sobre o modelo digital de elevação, variações na composição dos solos com a elevação foram observadas em diversas porções da cena e verificadas também em campo.

Na avaliação qualitativa, verificou-se que as bandas do SWIR do ASTER não são suficientemente estreitas para possibilitar a adequada discriminação de caulinita e gibbsita, dois importantes minerais que normalmente aparecem nos espectros de reflectância de laboratório dos solos da área de estudo. Os resultados mostraram que a largura das bandas ASTER no SWIR mascarou estas feições. Em relação à vegetação verde, verificou-se uma grande variação, considerando a resposta espectral de mata galeria, cerrado e milho. As variações do tipo de cerrado produziram variações espectrais, tanto no VNIR/SWIR quanto no TIR. O NPV apresentou grande influência do substrato, especialmente de solos arenosos.

O uso do modelo linear de mistura espectral, seguido de uma abordagem que combina a normalização de dados do SWIR (minerais argilosos) e TIR (quartzo), permitiu separar com eficiência talhões de solo exposto de NPV. Com a exploração do contraste das bandas do termal foi possível distinguir solos claros arenosos (NQ) de NPV. Com o uso das bandas do SWIR, foi possível separar solos escuros argilosos (LV) de NPV.

A elaboração de equações de regressão, a partir dos dados físico-químicos medidos em laboratório e dos dados de reflectância e emissividade medidos pelo sensor ASTER, permitiram avaliar a concentração de parâmetros físico-químicos dos solos e sua variação nas toposseqüências. Em geral, os solos argilosos ocorrem nas áreas mais

elevadas e os solos arenosos nas áreas mais baixas da área de estudo. Das áreas mais elevadas para as mais baixas de alguns talhões analisados, ocorre uma gradual redução na concentração de constituintes como sílica da fração argila (SiO_2), alumina (Al_2O_3), carbono orgânico, ferro total (Fe_2O_3) e titânio (TiO_2) e um gradual aumento na proporção da fração total de areia do solo.

Em função do pequeno número de amostras utilizadas para a geração das equações de regressão e do tamanho variável dos pixels (15 m no VNIR; 30 m no SWIR e 90 m no TIR), recomenda-se a ampliação da coleta de amostras para o refinamento e validação adequada dos modelos. Apesar destas dificuldades, a existência de correlações entre os dados físico-químicos dos solos medidos em laboratório e os dados de reflectância e emissividade medidos pelo sensor ASTER, pixel-a-pixel, demonstra que a abordagem utilizada para separar solo exposto de NPV foi adequada. Além disso, as variações na composição dos solos com a elevação do terreno, obtida dos dados ASTER das bandas 3N e 3B, revelam que este sensor, apesar de ter sido pouco utilizado para o estudo dos solos tropicais brasileiros, é bastante interessante para tal finalidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AASE, J. K.; TANAKA, D. L. Reflectances from four wheat residue cover densities as influenced by three soil backgrounds. **Agronomy Journal**, v. 83, n. 4, p. 753-757, 1991.
- ABRAMS, M. J.; HOOK, S.; ABRAMS, M. C. Imaging spectrometry in thermal infrared. In: F. D. Meer; S. M. Jong (Ed.). **Imaging spectrometry: basic principles and prospective applications**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, v.4, p.283-306. 2001.
- ABRAMS, M. The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 5, p. 847-859, Mar., 2000.
- ABRAMS, M.; HOOK, S.; RAMACHANDRAN, B. **ASTER user handbook: version 2**. California: JPL - Jet Propulsion Laboratory. 2007.
- AB'SABER, A. N. A revanche dos ventos: Destruição de solos areníticos e formação de areais na Campanha Gaúcha. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 9-33, jun., 1995.
- ADAMS, J. B.; GILLESPIE, A. R. **Remote sensing of landscapes with spectral images: a physical modeling approach**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 362 p.
- ALMEIDA, C. A. S. D. **Estimativa da emissividade para a determinação da temperatura do dossel de cana-de-açúcar (Saccharum spp.) utilizando dados AVHRR-NOAA**. 2001. 148 p. Doutor (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
- APAN, A.; KELLY, R.; JENSEN, T.; BUTLER, D.; STRONG, W.; BASNET, B. Spectral discrimination and separability analysis of agricultural crops and soil attributes using ASTER imagery. In: AUSTRALASIAN REMOTE SENSING AND PHOTOGRAMMETRY CONFERENCE, 11., 2-6 Sept. 2002. Brisbane/ Australia.

Proceedings... Brisbane/ Australia: Department of natural resources and water, 2002. p. 396-411.

ANALYTICAL SPECTRAL DEVICES INC (ASD-Inc). FieldSpect. Boulder, CO, 2007.

AUZANI, G. M.; SILVA, J. L. S. D.; CASSOL, R. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da arenização em São Francisco de Assis, RS. **Geomática**, v. 1, n. 1, p. 67-76, 2006.

AVNI, Y. Gully incision as a key factor in desertification in an arid environment, the Negev highlands, Israel. **Catena**, v. 63, p. 185-220, 2005.

AVNI, Y.; PORAT, N.; PLAKHT, J.; AVNI, G. Geomorphic changes leading to natural desertification versus anthropogenic land conservation in an arid environment, the Negev Highlands, Israel. **Geomorphology**, v. 82, p. 177-200, 2006.

BANWELL, C. N. **Fundamentals of molecular spectroscopy**. London: McGraw-Hill, 1966. 291 p.

BAPTISTA, G. M. M.; MADEIRA-NETTO, J. D. S.; MENESES, P. R. Determinação da relação sílica - alumina a partir dos dados do sensor AVIRIS (JPL/NASA), para discretização espacial do grau de intemperismo de solos tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998. p. 1345-1355.

BARBALHO, M. G. S.; CASTRO, S. S.; CAMPOS, A.; MEDEIROS, C. M. B. Morfologia do relevo e ocorrências erosivas lineares na alta bacia do rio Araguaia, GO/MT. In: X SIMÓCIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA – SBGFA, 10., 2005, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: IGEO-UFRJ, 2005. p. 1-6.

BAUMGARDNER, M. F.; SILVA, L. F.; BIEHL, L. L.; STONER, E. R. Reflectance properties of soils. **Advances in Agronomy**, v. 38, p. 1-14, 1985.

BEN-DOR, E.; INBAR, Y.; CHEN, Y. The Reflectance Spectra of Organic Matter in the Visible Near-Infrared and Short Wave Infrared Region (400-2500 nm) during a

Controlled Decomposition Process. **Remote Sensing of Environment**, v. 61, n. 1, p. 1-15, July, 1997.

BEN-DOR, E.; IRONS, J. R.; EPEMA, G. F. Soil reflectance. In: A. N. Rencz (Ed.). **Remote sensing for the Earth science: manual of remote sensing**. New York: John Willey & Sons, Inc, p.111-188. 1999.

BERK, A.; ANDERSON, G. P.; BERNSTEIN, L. S.; ACHARYA, P. K.; DOTHE, H.; MATTHEW, M. W.; ADLER-GOLDEN, S. M.; CHETWYND-JR., J. H.; RICHTSMEIERA, S. C.; PUKALL, B.; ALLREDB, C. L.; JEONG, L. S.; HOKE, M. L. MODTRAN4 Radiative transfer modeling for atmospheric correction. In: Proceeding SPIE - OPTICAL SPECTROSCOPIC TECHNIQUES AND INSTRUMENTATION FOR ATMOSPHERIC AND SPACE RESEARCH, 3., 1999. Bellingham, WA, USA, **Proceedings...** Bellingham, WA, USA: Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers., 1999. p. 1-6.

BERK, A.; BERNSTEIN, L. S.; ANDERSON, G. P.; ACHARYA, P. K.; ROBERTSON, D. C.; CHETWYND, J. H.; ADLER-GOLDEN, S. M. MODTRAN Cloud and Multiple Scattering Upgrades with Application to AVIRIS. **Remote Sensing of the Environment**, v. 65, p. 367-375, 1998.

BIARD, F.; BARET, F. Crop Residue Estimation Using Multiband Reflectance. **Remote Sensing of Environment**, v.59, p. 530-536, Mar., 1997.

BOARDMAN, J. W.; KRUSE, F. A.; GREEN, R. O. Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. In: SUMMARIES OF THE FIFTH ANNUAL JPL AIRBORNE EARTH SCIENCE WORKSHOP. 1995. Washington, D. C. **Proceedings...** Washington, D. C.: JPL Publication 95-1. 1995. p. 23-26.

BOLING, A. A.; TUONG, T. P.; SUGANDA, H.; KONBOON, Y.; HARNPICHITVITAYA, D.; BOUMAN, B. A. M.; FRANCO, D. T. The effect of toposequence position on soil properties, hydrology, and yield of rainfed lowland rice in Southeast Asia. **Field Crops Research**, v. 106, n. 1, p. 22-33, 27 Feb., 2008.

BORGES, R. D. O.; SILVA, R. A. A. D.; CASTRO, S. S. D. Utilização da classificação por distância euclidiana no mapeamento dos focos de arenização no setor sul da alta

- bacia do Rio Araguaia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3777-3784.
- BREUNIG, F. M.; GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R. Detection of sandy soil surfaces using ASTER-derived reflectance, emissivity and elevation data: potential for the identification of land degradation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 6, p. 1833 – 1840. March 2008.
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC**. Campinas: Editora IAC - Instituto Agrônomo de Campinas. 1986. 94 p.
- CASTRO, R. M. D.; MOREIRA, R. D. C.; ESPOSITO, E. S. C.; LUCCA, E. V. D. Avaliação do ruído em sensores eletroópticos: abordagem da imagem escura no HSS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 12., 2005, Goiânia, Brasil. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 355-362.
- CASTRO, S. S. D. Erosão hídrica na alta bacia do rio Araguaia distribuição, condicionantes, origem e dinâmica atual. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 17, p. 38-60, 2005.
- CHEN, F.; KISSEL, D. E.; WEST, L. T.; ADKINS, W. Field-scale mapping of surface soil organic carbon using remotely sensed imagery. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 746-753, 2000.
- CHIKHAOUI, M.; BONN, F.; BOKOYE, A. I.; MERZOUK, A. A spectral index for land degradation mapping using ASTER data: Application to a semi-arid Mediterranean catchment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** v. 7, n. 2, p. 140-153, Aug., 2005.
- CHRISTENSEN, P. R.; BANDFIELD, J. L.; HAMILTON, V. E.; HOWARD, D. A.; LANE, M. D.; PIATEK, J. L.; RUFF, S. W.; STEFANOV, W. L. A thermal emission spectral library of rock-forming minerals. **Journal of Geophysical Research**, v. 105, n. E4, p. 9735–9740, 2000.

- CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 33, n. 6, p. 1161-1164, nov./dez. 2003.
- COUTO, E. G.; SCARAMUZZA, J. F.; MARASCHINI, L. Influência dos métodos de interpolação dos dados nos mapas usados na agricultura de precisão. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA DE PRECISÃO, 2., 2002, Viçosa, MG, Brazil. **Anais...** Viçosa, MG, Brasil: UFV, 2002. p. 1-5.
- DALMOLIN, R. S. D.; GONÇALVES, C. N.; DICK, E. K. D. P. Relações entre os constituintes do solo e seu comportamento espectral. **Ciência Rural**, v. 35, n. 2, p. 481-489, mar./abr., 2005.
- DAUGHTRY, C. S. T. Discriminating Crop Residues from Soil by Shortwave Infrared Reflectance. **Agronomy Journal**, v. 93, p. 125-131, 2001.
- DAUGHTRY, C. S. T.; III, J. E. M.; CHAPPELLE, E. W.; DULANEY, W. P.; IRONS, J. R.; SATTERWHITE, M. B. Potential for discriminating crop residue from soil by reflectance and fluorescence. **Agronomy Journal**, v. 87, n. 2, p. 165-171, 1995.
- DAUGHTRY, C. S. T.; JR, E. R. H.; J E McMURTREY, I. Assessing crop residue cover using shortwave infrared reflectance. **Remote Sensing of Environment**, v. 90, n. 1, p. 126-134, Mar. 15, 2004.
- DEMATTÊ, J. A. M. **Reflectância espectral de solos**. 1999. 452 p. Tese (Livre docência). Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.
- DEMATTÊ, J. A. M.; EPIPHANIO, J. C. N.; FORMAGGIO, A. R. Influência da matéria orgânica e de formas de ferro na reflectância de solos tropicais. **Bragantia**, v. 62, n. 3, p. 451-464, 2003.
- DERENNE, M. **Caracterização de um sistema imageador infravermelho termal através de suas resoluções espacial e radiométrica**. 2002-10-09. 129 p. (INPE-9695-TDI/855). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de

Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2002. Disponível em:

<<http://urlib.net/sid.inpe.br/jeferson/2003/06.05.09.51>>. Acesso em: 29 jan. 2008.

DRURY, S. A. **Image interpretation in geology**. London: Chapman & Hall. 1993. p. 159-174.

DUCART, D. F. **Caracterização da alteração hidrotermal associada às ocorrências auríferas de Los Menucos, Argentina, por meio de técnicas de sensoriamento remoto e espectroscopia de reflectância**. 2004. 96 p. Dissertação (mestrado em Geociências), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil, 2004

ELTZ, F. L. F.; ROVEDDER, A. P. M. Revegetação e temperatura do solo em áreas degradadas no sudoeste do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 11, n. 2, p. 193-200, abr./jun., 2005.

ELVIDGE, C. D. Thermal infrared reflectance of dry plant materials: 2.5–20 micrometers. **Remote Sensing of Environment**, v. 26, p. 265-285, 1988.

ELVIDGE, C. D. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. **International Journal of Remote Sensing**, v. 11, n. 10, p. 1775-1795, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) Solos. 1999. 412 p.

EIPHANIO, J. C. N. **Sensoriamento remoto termal para avaliação de produtividade e deficiência hídrica de milho (Zea mays L) na região dos cerrados**. 1982. 123 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 1982.

EIPHANIO, J. C. N.; VALÉRIO-FILHO, M.; VITORELLO, I. **Sensoriamento remoto termal na diferenciação de cultivares de soja (Glycine max (L.) Merrill) submetidas a estresse hídrico**. Submetido para publicação na Revista Pesquisa

Agropecuária Brasileira - INPE. São José dos Campos. (Pub. INPE-4115-PRE/1038). 1987a.

EPIPHANIO, J. C. N.; LAMPARELLI, R. A. C.; BERTOLDO, M. A.; FORMAGGIO, A. R. Bandas termal e refletidas do TM/LANDSAT-5 no estudo do comportamento espectral de três latossolos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21, 1987, Campinas, Brazil. **Anais...** Campinas, Brazil: UNICAMP, 1987b.

EARTH REMOTE SENSING DATA ANALYSIS CENTER (ERSDAC). **Algorithm Theoretical Basis Document for ASTER Level-1 Data Processing (Ver. 3.0)**. Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) Nov. 1 1996, p.125. Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp/en/documnts/pdf/1a1b.pdf>>. Data de acesso: Dec. 19 2006. 1996

EARTH REMOTE SENSING DATA ANALYSIS CENTER (ERSDAC). **ASTER Reference Guide. Version 1.0**. Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) Mar. 2003, p.61. Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp>>. Data de acesso: 19 dez./2006. 2003.

EARTH REMOTE SENSING DATA ANALYSIS CENTER (ERSDAC). **ASTER user's guide. Part I - General (Ver. 4.0)**. Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) July, 2005, p.103. Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp>>. Acesso em 7 jan./2007. 2005a.

EARTH REMOTE SENSING DATA ANALYSIS CENTER (ERSDAC). **ASTER user's guide. Part II - Level 1 Data Products (Ver.5)**. Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) July, 2005, p.65. Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp>>. Acesso em 7 jan./2007. 2005b.

EARTH REMOTE SENSING DATA ANALYSIS CENTER (ERSDAC). **ASTER user's guide. Part III - DEM Product (L4A01) (Ver.1.1)**. Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) July, 2005, p.21. Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp>>. Acesso em 7 jan./2007. 2005c.

FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. Feições espectrais e parâmetros analíticos de solos tropicais brasileiros. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO

- REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1399-1401. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00016-1. (INPE-8252-PRE/4042). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/lise/2001/09.20.18.07>>. Acesso em: 31 jan. 2008.
- FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N.; VALERIANO, D. D. M.; OLIVEIRA, J. B. Comportamento espectral (450-2.450 nm) de solos tropicais de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.467-474, 1996.
- FOX, G. A.; SABBAGH, G. J. Estimation of Soil Organic Matter from Red and Near-Infrared Remotely Sensed Data Using a Soil Line Euclidean Distance Technique. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 1922-1929, 2002.
- FREITAS, C. A. D.; GOULART, D. D.; ALVES, F. D. O processo de arenização no sudoeste do Rio Grande do Sul: uma alternativa para o seu desenvolvimento sócioeconômico. In: ENCONTRO DE ECONOMIA GAÚCHA, 1., 2003, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Fundação Estadual de Estatística - FEE, 2003. p. 1-16.
- FRENCH, A. N.; SCHMUGGE, T. J.; KUSTAS, W. P. Discrimination of senescent vegetation using thermal emissivity contrast. **Remote Sensing of Environment**, v.74, n. 2, p. 249-254, November, 2000.
- FUJISADA, H. ASTER Level-1 data processing algorithm. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 38, n. 4, p. 1101-1112, Jul, 1998.
- FUJISADA, H.; BAILEY, G. B.; KELLY, G. G.; HARA, S.; ABRAMS, M. J. ASTER DEM performance. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 43, n. 12, p. 2707-2713, Dec. 2005.
- GALVÃO, L. S.; FILHO, R. A.; VITORELLO, Í. Spectral discrimination of hydrothermally altered materials using ASTER shortwave infrared bands: evaluation in a tropical savannah environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 7, n. 2, p. 107-114, 2005a.
- GALVÃO, L. S.; ALMEIDA FILHO, R.; VITORELLO, Í. Use of ASTER short-wave infrared bands for the spectral discrimination of hydrothermally altered-materials: evaluation in a tropical savannah environment. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005b. p. 1783-1788. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12664-PRE/7955). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.20.13.27>>. Acesso em: 31 jan. 2008.

GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R.; COUTO, E. G.; ROBERTS, D. A. Estudo das relações entre tipos de solos, alteração, mineralogia e topografia por sensoriamento remoto hiperespectral. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007a. p. 6453-6460. CD-ROM; On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/10.20.16.57>>. Acesso em: 31 jan. 2007.

GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R.; COUTO, E. G.; ROBERTS, D. A. Relationships between the mineralogical and chemical composition of tropical soils and topography from hyperspectral remote sensing data. **ISPRS Photogrametric Interpretation and Remote Sensing**, v. Article in Press, Corrected Proof, 2007b.

GALVÃO, L. S.; VITORELLO, Í. Role of organic matter in obliterating the effects of iron on spectral reflectance and colour of Brazilian tropical soils. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 10, p. 1969 - 1979, July, 1998.

GALVÃO, L. S.; VITORELLO, Í.; PARADELLA, W. R. Spectroradiometric discrimination of laterites with principal componets analysis and additive modeling. **Remote Sensing of Environment**, v. 53, n. 2, p. 70-74, 1995.

GILLESPIE, A. R.; ROKUGAWA, S.; HOOK, S. J.; MATSUNAGA, T.; KAHLE, A. B. **Temperature/emissivity separation algorithm theoretical basis document, version 2.4**. Jet Propulsion Laboratory. Pasadena, CA: 22 Mar., 1999, p.64 Disponível em: <<http://www.science.aster.ersdac.or.jp/en/documnts/pdf/2b0304.pdf>>. Prepared under NASA Contract NAS5-31372, 1999.

GILLESPIE, A.; ROKUGAWA, S.; MATSUNAGA, T.; COTHERN, J. S.; HOOK, S. J.; KAHLE, A. B. A temperature and emissivity separation algorithm for Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) images. **IEEE**

Transactions on Geoscience and Remote Sensing, v.36, n. 4, p. 1113-1126, July, 1998.

GOEL, N. S. Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data. **Remote Sensing Reviews**, v.4, p. 1-222, 1988.

GOULART, H. R.; BRIGATTI, N.; DAMASCENO, A.; SOUZA, C. G.; VALIO, D. A.; SANT'ANNA-NETO, J. L. Condicionantes climáticos e degradação dos solos no extremo oeste paulista: arenização? In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CLIMATOLOGIA GEOGRÁFICA, 5., 2002, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, 2002. p. 675-683.

HIRANO, A.; WELCH, R.; LANG, H. Mapping from ASTER stereo image data: DEM validation and accuracy assessment. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 57, p. 356-370, 2003.

HOOK, S. J.; ABBOTT, E. A.; GROVE, C.; KAHLE, A. B.; PALLUCONI, F. Use of multispectral thermal infrared data in geological studies. In: A. N. Rencz (Ed.). **Remote sensing for the earth sciences: manual of remote sensing**. New York: John Willey & Sons, Inc, p.59-110. 1999.

HOOK, S. J.; GABELL, A. R.; GREEN, A. A.; KEALY, P. S. A comparison of techniques for extracting emissivity information from thermal infrared data for geologic studies. **Remote Sensing of Environment**, v. 42, n. 2, p. 123-135, 1992.

HOUÉROU, H. N. L. Climate change, drought and desertification. **Journal of Arid Environments**, v. 34, n. 2, p. 133-185, Oct., 1996.

HUANG, D.; WANG, K.; WU, W. L. Dynamics of soil physical and chemical properties and vegetation succession characteristics during grassland desertification under sheep grazing in an agro-pastoral transition zone in Northern China. **Journal of Arid Environments**, v. 70, n. 1, p. 120-136, July, 2007.

HUETE, A. R. Extension of soil spectra to the satellite: Atmosphere, geometric and sensor considerations. **Photo Interpretation**, v. 34, n. 2, p. 101-118, 1996.

HUNT, G. R.; SALISBURY, J. W.; LENHOFF, C. J. Visible and near-infrared spectra of minerals and rocks: III. Oxides and hydroxides. **Modern Geology**, v. 2, p. 195-205, 1971.

IBÁÑEZ, J.; MARTÍNEZ, J.; SCHNABEL, S. Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. **Ecological modeling**, v. 205, n. 3-4, p. 277-288, July, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades:** IBGE. Disponível em: < WWW.ibge.gov.br >. Acesso em: jul. de 2007.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007**. WMO and UNEP. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/index.html>>. Acesso em: nov. de 2007.

IWASAKI, A.; TONOOKA, H. Validation of crosstalk correction algorithm for ASTER/SAWIR. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 43, n. 12, p. 2747-2751, Dec, 2005.

JAGO, R. A.; CUTLER, M. E. J.; CURRAN, P. J. Estimating canopy chlorophyll concentration from Field and airborne spectra. **Remote Sensing of Environment**, v. 68, n. 3, p. 217-224, June, 1999.

JANG, J. D.; VIAU, A.; ANCTIL, F. THERMAL-water stress index from satellite images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 8, p. 1619-1639(21), 20 Apr., 2006.

JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; SOBRINO, J. A. Emissivity spectra obtained from field and laboratory measurements using the temperature and emissivity separation algorithm. **Applied Optics**, v.45, n. 27, p. 7104-7109, 2006.

JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; SOBRINO, J. A.; GILLESPIE, A.; SABOL, D.; GUSTAFSON, W. T. Improved land surface emissivities over agricultural areas using ASTER NDVI. **Remote Sensing of Environment**, v. 103, n. 4, p. 474-487, 30 Aug., 2006.

JET PROPULSION LABORATORY (JPL). **ASTER spectral library**. Version 1.2. Pasadena, California Institute of Technology, 2006. Copyright [©] 1999. Disponível em: <<http://speclib.jpl.nasa.gov>>. Acesso em: 18/ 01 /2006.

KAHLE, A. B.; ALLEY, R. E. Separation of temperature and emittance in remotely sensed radiance measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 42, n. 2, p. 107-111, Nov., 1992.

KAHLE, A. B.; PALLUCONI, F. D.; CHRISTENSEN, P. R. Thermal emission spectroscopy: Applications to the Earth and Mars. In: C. M. Pieters; P. A. J. Englert (Ed.). **Remote geochemical analysis: elemental and mineralogical composition**. New York: Cambridge University Press, 1993. p.99-120.

KAMP, U.; BOLCH, T.; OLSENHOLLER, J. DEM generation from ASTER satellite data for geomorphometric analysis of Cerro Sillajhuay, Chile/Bolivia. In: ASPRS 2003 ANNUAL CONFERENCE, May, 2003, Anchorage, Alaska. **Proceedings...** Anchorage, Alaska: ASPRS, 2003. p. 1-9.

KEALY, P. S.; HOOK, S. J. Separating temperature and emissivity in thermal infrared multispectral scanner data: Implications for recovering land surface temperatures. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 31, n. 6, p. 1155-1164, Nov, 1993.

KESHAHA, N.; MUSTARD, J. F. Spectral unmixing. **IEEE Signal processing magazine**, v. 19, n. 1, p. 44-57, Jan, 2002.

KONSTANTINOS, N.; ANTONIS, A. Creation of DTM with ASTER data and statistical verification of the accuracy of the model (Western Peloponnese, Greece). **Geocarto Internacional**, v. 19, n. 1, p. 3-9, 2004.

KRUSE, F. A. Characterization of active hot-springs environments using multispectral and hyperspectral remote sensing. In: THEMATIC CONFERENCE, APPLIED GEOLOGIC REMOTE SENSING, 12., 1997, Denver. **Proceedings...** Denver: Environmental Research Institute of Michigan (ERIM), Ann Arbor, 1997. p. I-214 - I-221.

KRUSE, F. A. Combined SWIR and LWIR Mineral Mapping Using MASTER/ASTER. In: IGARSS 2002. 2002. Toronto, Canada. **Proceedings...** Published on CD ROM – Paper Int1_B15_04. Also in hardcopy, v. IV. Toronto, Canada: IEEE Operations Center, Piscataway, NJ., 2002. p. 2267 – 2269. p. 24 – 28

KRUSE, F. A. Improved multispectral mapping by spectral modeling with hyperspectral signatures. In: SPIE SYMPOSIUM ON DEFENSE & SECURITY. 2007, Orlando, FL. **Proceedings...** Orlando, FL: SPIE, 2007. p. 9 – 13.

KRUSE, F. A. Mineral Mapping with AVIRIS and EO-1 Hyperion. In: JPL AIRBORNE GEOSCIENCE WORKSHOP, 12., 2003, Pasadena. **Proceedings...** 04-6 (CD-ROM). Pasadena: Jet Propulsion Laboratory Publication, 2003. p. 149 - 156.

KRUSE, F. A. Predictive subpixel spatial/spectral modeling using fused HSI and MSI data. In: SPIE SYMPOSIUM ON DEFENSE & SECURITY, 2004, Orlando, FL. **Proceedings...** 5425. Orlando, FL: SPIE, 2004. p. 414 – 424.

KRUSE, F. A.; BOARDMAN, J. W.; HUNTINGTON, J. F. Comparison of Airborne Hyperspectral Data and EO-1 Hyperion for Mineral Mapping. **IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing** v. 41, n. 6, p. 1388 - 1400, June, 2003.

KRUSE, F. A.; BOARDMAN, J. W.; HUNTINGTON, J. F.; MASON, P.; QUIGLEY, A. Evaluation and Validation of EO-1 Hyperion for Geologic Mapping. In: IGARSS 2002, 2002, Toronto, Canada. **Proceedings...** Published on CD ROM - Paper 02_06_17:00, ISBN: 0-7803-7537-8. Also in hardcopy, v. I. Toronto, Canada: IEEE Operations Center, Piscataway, NJ. 2002. p. 593-595.

KRUSE, F. A.; HUNTINGTON, J. H.; GREEN, R. O. Results from the 1995 AVIRIS Geology Group Shoot: In: International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, 2., 1996, Michigan. **Proceedings...** Michigan: Environmental Research Institute of Michigan (ERIM) Ann Arbor, v. I, n. I-211, 1996. p. I-211 - I-220.

KRUSE, F. A.; PERRY, S. L.; CABALLERO, A. District-level mineral survey using airborne hyperspectral data, Los Menucos, Argentina. **Annals of Geophysics (Annali di Geofisica)**, v. 49, n. 1, p. 83-92, 2006.

- KUMAR, R. **Radiation from plant - reflection and emission**: a review. Purdue Research Foundation Research. Lafayette, Indiana.: Feb., p.72. 1972.
- LANG, H. R.; WELCH, R. **ATBD-AST-08 algorithm theoretical basis document for ASTER digital elevation models (standard product AST14) - VERSION 3.0**. JPL and UNIVERSITY OF GEORGIA Revised 5 February 1999., p.1-69. Disponible em: <http://eosps0.gsfc.nasa.gov/eos_homepage/for_scientists/atbd/docs/ASTER/atbd-ast-14.pdf>. LANG, H.R.; WELCH, R. . Version 3.0. 61 p, 1999.
- LESTURGEZ, G. **Densification des sols sableux sous culture mécanisée. Cas du Nord-Est Thaïlandais (Densification of sandy soils under mechanised agriculture. Case of Northeast Thailand)**. 2005. 160 p. Doctorat en Science du Sol Ecole Doctorale Ressources Procédés Produits Environnement (RP2E), Université Henri Poincaré, Nancy (France), 2005.
- LI, S. G.; HARAZONO, Y.; OIKAWA, T.; ZHAO, H. L.; HE, Z. Y.; CHANG, X. L. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 102, n. 2-3, p. 125-137, May, 2000.
- LIANG, S. An Optimization Algorithm for Separating Land Surface Temperature and Emissivity from Multispectral Thermal Infrared Imagery. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.39, n. 2, p. 264-274, Feb., 2001.
- LIESENBERG, V.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. Variations in reflectance with seasonality and viewing geometry: Implications for classification of Brazilian savanna physiognomies with MISR/Terra data. **Remote Sensing of Environment**, v. 107, n. 1-2, p. 276-286, 15 Mar., 2007.
- LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. New York: John Willey & Sons, Inc. 2000. 724 p.
- LIU, Y.; HIYAMA, T.; YAMAGUCHI, Y. Scaling of land surface temperature using satellite data: A case examination on ASTER and MODIS products over a heterogeneous terrain area. **Remote Sensing of Environment**, v.105, n. 2, p. 115-128, Nov. 30, 2006.

LU, D.; WENG, Q. Spectral mixture analysis of ASTER images for examining the relationship between urban thermal features and biophysical descriptors in Indianapolis, Indiana, USA. **Remote Sensing of Environment**, v. 104, n. 2, p. 157-167, 30 Sept., 2006.

LUCCA, E. V. D.; BANDEIRA, J. V.; LORENZZETTI, J. A.; MOREIRA, R. C.; CASTRO, R. M.; SALIM, L. H.; ZALOTI-JUNIOR, O. D.; ESPÓSITO, E. S. C. Uso de sensor hiperespectral aerotransportado no monitoramento da pluma termal oceânica decorrente da descarga de refrigeração da Central Nuclear de Angra dos Reis. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, n. 1, p. 48-55, 2005.

LUCCA, E. V. D.; BASTOS, A. F. Sistema imageador infravermelho termal: características, descrição e resultados. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1433-1440. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00016-1. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/lise/2001/09.24.08.40>>. Acesso em: 31 jan. 2008.

LUZ, B. R. **Propriedades espectrais de plantas no infravermelho termal (2,5 - 14 mm): da química ao dossel**. 2005. 188 p. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

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**. Brasília, DF: Julho, 2004, p.1-23. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/arquivos/RelatDesmatamCerrado.pdf>>. Acesso em: Setembro de 2004.

MADEIRA-NETTO, J. S. Comportamento espectral dos solos. In: P. R. MENESES; J. S. MADEIRA-NETTO (Ed.). **Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília: UnB-EMBRAPA, p.127-156. 2001.

MAITELLI, G. T. Interações atmosfera-superfície. In: G. MORENO; R. C. S. HILGA (Ed.). **Geografia do Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. Curitiba: Entrelinhas, p.238-249. 2005.

MATTHEW, M. W.; ADLER-GOLDEN, S. M.; BERK, A.; RICHTSMEIER, S. C.; LEVINE, R. Y.; BERNSTEIN, L. S.; ACHARYA, P. K.; ANDERSON, G. P.; FELDE, G. W.; HOKE, M. P. Status of Atmospheric Correction Using a MODTRAN4-based Algorithm. In: PROCEEDINGS SPIE ALGORITHMS FOR MULTISPECTRAL - HYPERSPECTRAL, AND ULTRASPECTRAL IMAGERY, 6., 2000, Orlando, FL. **Proceedings...** 4049, Orlando, FL: Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers, 2000. p. 199-207.

McNAIRN, M.; PROTZ, R. Mapping corn residue cover on agricultural fields in Oxford County, Ontario, using Thematic Mapper. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v.19, p. 152-159, 1993.

MEDEIROS, E.; ROBAINA, L. E. S.; CABRAL, I. L. L. Degradação ambiental na região Centro-Oeste do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 53-64, jun., 1995.

MEER, F. V. D. Can we map swelling clays with remote sensing? **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 1, n. 3-4, p. 27-35, 1999.

MENESES, P. R. Fundamentos de radiometria óptica espectral. In: P. R. MENESES; J. S. MADEIRA-NETTO (Ed.). **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: Editora Universidade de Brasília - UnB; Embrapa Cerrados, p. 15-60. 2001.

MICHELOTTO, M. D.; BUSOLI, A. C. Diversidade de afídeos na cultura do algodoeiro no município de Campo Verde (MT). **Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 75-79, 2003.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F.F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 3, p. 209-248, 2003.

MILTON, E. J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, Dec. 1987, 1987.

MONGER, H. C.; BESTELMEYER, B. T. The soil-geomorphic template and biotic change in arid and semi-arid ecosystems. **Journal of Arid Environments**, v. 65, n. 2, p. 207-218, April, 2006.

MOREIRA, R. C.; CASTRO, R. M.; ESPOSITO, E. S. C.; LUCCA, E. V. D. Sensor hiperespectral HSS: sumário das características técnicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 4517-4524. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12780-PRE/8070). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.03.16.58>>. Acesso em: 31 jan. 2008.

MORENO, G.; HIGA, T. C. S. **Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. 1 ed. Cuiabá: Entrelinhas, 2005. p.296.

MOTTA, P. E. F.; CARVALHO-FILHO, A.; KER, J. C.; PEREIRA, N. R.; JUNIOR, W. C.; BLANCANEUX, P. Relações solo-superfície geomórfica e evolução da paisagem em uma área do Planalto Central Brasileiro. **Pesquisa de Agropecuária brasileira**, v. 37, n. 6, p. 869-878, 2002.

NETER, J.; KUTNER, M. H.; NACHTSHEIM, C. J.; WASSERMAN, W. **Applied linera statistical Models**. Boston, Massachusetts,: WCB Mc Graw Hill. 1996. 1408 p.

NORMAN, J. M.; BECKER, F. Terminology in thermal infrared remote sensing of natural surfaces. **Remote Sensing Reviews**, v. 12, p. 159-173, 1995a.

NORMAN, J. M.; BECKER, F. Terminology in thermal infrared remote sensing of natural surfaces. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 77, n. 3, p. 153-166(14), Dec., 1995b.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blücher, 1989. 308 p.

PACHECO, A. P. **Analise de metodos de determinacao de emissividade para alvos da superficie terrestre, na faixa espectral de 8 a 14 milimicro**. nov. 1989. 175 p. (INPE-4984-TDL/394). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos. 1989. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/iris@1912/2005/07.18.22.34>>. Acesso em: 31 jan. 2008.

PACHECO, A. P. Emissividades de superfícies naturais no infravermelho termal. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., , Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998. v. Sessões Orais, p. 1307-1314. 11-18 set., Santos, BR, [CD-ROM]. ISBN 85-17-00015-3. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/1999/02.09.08.46>>. Acesso em: 31 jan. 2008.

PALACIOS-ORUETA, A.; USTIN, S. L. Remote sensing of soil properties in the Santa Monica Mountains I. spectral analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 65, p. 170-183, 1998.

PALLUCONI, F.; HOOVER, G.; ALLEY, R.; JENTOFT-NILSEN, M.; THOMPSON, T. **An atmospheric correction method for ASTER thermal radiometry over land: ASTER Standard Data Product AST09, "Level-2 Radiance--TIR, Land_Leaving"**. 4800 Oak Grove Drive, Pasadena: Jet Propulsion Laboratory, Febr. 19, p.27. Available at: <http://eosps.gsfc.nasa.gov/eos_homepage/for_scientists/atbd/docs/ASTER/atbd-ast-05.pdf>. 1999.

PICCARRETA, M.; CAPOLONGO, D.; BOENZI, F.; BENTIVENGA, M. Implications of decadal changes in precipitation and land use policy to soil erosion in Basilicata, Italy. **Catena**, v. 65, n. 2, p. 138-151, 28 Feb., 2006.

PIETERS, C. M.; ENGLERT, P. A. J. (Ed.). **Remote geochemical analysis: elemental and mineralogical composition**. New York: Cambridge University Press, 1993. 594 p.

PINET, P. C.; KAUFMANN, C.; HILL, J. Imaging spectroscopy of changing Earth's surface: a major step toward the quantitative monitoring of land degradation and desertification. **Comptes Rendus Geosciences** v. 338, n. 14-15, p. 1042-1048 Nov.-Dec., 2006.

PIZARRO, M. A. **Sensoriamento remoto hiperespectral para a caracterizacao e identificacao mineral em solos tropicais**. 1999-06. 185 p. (INPE-7249-TDI/693). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Sao Jose dos Campos. 1999. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/1999/10.22.17.45>>. Acesso em: 31 jan. 2007.

PIZARRO, M. A.; GALVÃO, L. S.; EPIPHANIO, J. C. N. Caracterização espectral de solos tropicais através de componentes principais e da correlação entre reflectância e análises químicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1451-1460. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00016-1. (INPE-8250-PRE/4040). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/lise/2001/09.24.08.43>>. Acesso em: 31 jan. 2007.

POELKING, E. L.; CLAUDINO, A. E.; LAUERMANN, A.; DALMOLIN, R. S. D. Análise temporal da evolução dos areais do sudoeste do RS, utilizando técnicas de geoprocessamento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DE SOLO E ÁGUA, 16., 2006. Aracaju, Brasil. **Anais...** Aracaju, Brasil: UFSE, 2006. p. 1-3

PONZONI, F. J. Comportamento espectral da vegetação. In: P. R. MENEZES; J. S. MADEIRA-NETTO (Ed.). **Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília: Embrapa, p.157-199. 2001.

PORTILLO, J. E. **Sensoriamento remoto e SIG na análise da cotonicultura nos municípios de Campo Verde e Primavera do Leste – MT**. 2007. 101 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2007.

RAMSEY, M. S.; CHRISTENSEN, P. R. Mineral abundance determination: Quantitative deconvolution of thermal emission spectra. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, n. B1, p. 577-596, 1998 .

RAST, M.; HOOK, S. J.; ELVIDGE, C. D.; ALLEY, R. E. An evaluation of techniques for the extraction of mineral absorption features from high spectral resolution remote sensing data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.57, n.10, p.1303-1309, 1991.

RICHTER, R.; MÜLLER, A.; HABERMEYER, M.; DECH, S.; SEGL, K.; KAUFMANN, H. Spectral and radiometric requirements for the airborne thermal imaging spectrometer ARES. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 15, p. 3149–3162, 10 Aug., 2005.

- ROBAINA, L. E. S.; DE-PAULA, P. M.; TRENTIN, R. Soil degradation and developments of the sands in Ibicui basin – RS – Brazil. **Sociedade e Natureza**, v. Special Issue, p. 215-223, May, 2005.
- RODRIGUEZ, A. R.; MORA, J. L.; ARBELO, C.; BORDON, J. Plant succession and soil degradation in desertified areas (Fuerteventura, Canary Islands, Spain). **Catena**, v. 59, n. 2, p. 117-131, Jan. 15, 2005.
- ROSS, J. Relevô e produção do espaço. In: G. MORENO; T. C. S. HIGA (Ed.). **Geografia do Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. Cuib : Entrelinhas, p.218-222. 2005.
- ROSSI, M.; MATTOS, I. F. D. A.; COELHO, R. M.; MENK, J. R. F.; ROCHA, F. T.; PFEIFER, R. M.; DEMARIA, I. C. Rela o solos/vegeta o em área natural no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. **Revista do Instituto Floristico de São Paulo**, v. 17, n. 1, p. 45-61, Jun, 2005.
- RESEARCH SYSTEM INC. (RSI). **ENVI - The remote Sensing Plataform of Choice**. Boulder, USA 2006.
- REEVES, R.G.; ANSON, A.; LANDEN, D. **Manual of remote sensing**. Volume 1. Virginia Ave: American Society of Photogrammetry, 1975.
- RUDORFF, C. M. **Estudo da composi o das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor HYPERION/EO-1 e de espectrorradi metro de campo visando a compreensão da varia o temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 140 p. Disserta o (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2006. INPE-14166-TDI/1083.
- SAITO, G.; ISHITSUKA, N.; MATANO, Y.; KATO, M. Aplicaton of TERRA/ASTER data on agriculture land mapping In: ASIAN CONFERENCE OF REMOTE SENSING (ACRS 2001), 22., 2001, Singapore. **Proceedings....** Singapore: Centre for Remote Imaging, Sensing and Processing (CRISP), Singapore Institute of Surveyors and Valuers (SISV), and the Asian Association on Remote Sensing (AARS). 2001. p. 1-6.

- SALISBURY, J. W.; BASU, A.; FISCHER, E. M. Thermal Infrared Spectra of Lunar Soils. **Icarus**, v. 130, n. 1, p. 125-139, Nov., 1997.
- SALISBURY, J. W.; D'ARIA, D. M. Emissivity of terrestrial materials in the 8-14 μ m atmospheric window. **Remote Sensing of Environment**, v.42, n. 2, p. 83-106, Nov., 1992a.
- SALISBURY, J. W.; D'ARIA, D. M. Infrared (8–14 μ m) remote sensing of soil particle size. **Remote Sensing of Environment**, v.42, n. 2, p. 157-165, Nov., 1992b.
- SCHMUGGE, T.; HOOK, S. J.; COLL, C. Recovering surface temperature and emissivity from thermal infrared multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 65, n. 2, p. 121-131, Aug., 1998a.
- SCHMUGGE, T. J.; KUSTAS, W. P.; HUMES, K. S. Monitoring Land Surface Fluxes Using ASTER Observations. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 36, n. 5, p. 1421-1430, Sept., 1998b.
- SCOPEL, I.; PEIXINHO, D. M.; SOUZA, M. S.; MARIANO, Z. D. F.; ASSUNÇÃO, H. F. D. Formação de areais e perspectivas de uso e manejo de neossolos quartzarênicos em Serranópolis (GO). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 25, n. 1-2, p. 11-27, jan.-dez., 2005.
- SCHOTT, J.R. **Remote sensing: the image chain approach**. 2 ed. New York: Oxford university press, 2007.
- SEPLAN/MT. Site oficial da secretaria do planejamento do estado do Mato Grosso. Disponível em: < <http://www.seplan.mt.gov.br/> >. Acesso em: set. de 2007.
- SEPLAN/MT. **Zoneamento sócio-econômico-ecológico: Diagnóstico Sócio-econômico-ecológico do Estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação: Descrição sumária das classes de solos, resultados analíticos e considerações sobre erodibilidade da folha Dom Aquino, MIR-389 (SD.21-Z-D) - Memória técnica**. Governo do Estado de Mato Grosso - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral (SEPLAN): Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento (BIRD). Cuiabá: Maio, 2000, p.51. Disponível em: <<http://www.seplan.mt.gov.br/>>. 2000.

SEPLAN/MT. Mapa geológico do Estado do Mato Grosso. SEPLAN: Prodeagro, 2001. Disponível em: < <http://www.seplan.mt.gov.br/> >. Acesso em: set. de 2007.

SEPULCRE-CANTÓ, G.; ZARCO-TEJADA, P. J.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; SOBRINO, J. A.; SORIANO, M. A.; FERERES, E.; VEGA, V.; PASTORD, M. Monitoring yield and fruit quality parameters in open-canopy tree crops under water stress. Implications for ASTER. **Remote Sensing of Environment**, v. 107, n. 3, p. 455-470, 12 Apr., 2007.

SETTLE, J. J.; DRAKE, N. A. Linear mixing and the estimation of ground cover proportions. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 6, p. 1159-1177, 1993.

SHARMA, K. D. The hydrological indicators of desertification. **Journal of Arid Environments**, v. 39, n. 2, p. 121-132, June, 1998.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-square mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991.

SIEGAL, M. S. **Remote sensing in geology**. New York: John Willey & Sons. 1980.

SILVEIRA JÚNIOR, J. C. **Análise da relação entre o desflorestamento e a atividade agropecuária no Estado do Mato Grosso**. 2002-09-19. 63 p. (INPE-12269-TDI/1005). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2002. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/marciana/2003/04.14.11.43>>. Acesso em: 31 jan. 2007.

SOARES, D. M. **Áreas agrícolas em sensores com resolução espacial de 30 m estimados a partir de dados originais e simulados MODIS e métricas de paisagem**. 2006. 153 p. (INPE-1448-TDI/1139). Dissertação (Mestrado Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos campos, 2006.

SOBRINO, J. A.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; BALICK, L.; GILLESPIE, A. R.; SABOL, D. A.; GUSTAFSON, W. T. Accuracy of ASTER Level-2 thermal-infrared Standard Products of an agricultural area in Spain. **Remote Sensing of Environment**, v.106, n. 2, p. 146-153, Jan. 30, 2007.

- SOBRINO, J. A.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; LABED-NACHBRAND, J.; NERRY, F. Surface emissivity retrieval from Digital Airborne Imaging Spectrometer data. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, n. D23, p. ACL24/1-ACL24/13, Dec. 14, 2002.
- SOUSA, M. S.; LOPES, L. M.; JÚNIOR, L. G. F.; SCOPEL, I.; BORGES, R. D. O. Avaliação das imagens CBERS/CCD para o mapeamento de áreas no sudoeste de Goiás. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 27, n. 2, p. 115-136, jan./jun, 2007.
- STIPP, M. E. F. **A ocupação do solo e a problemática da arenização e do voçorocamento no município de Paranavaí/PR**. 2006. 178 p. Tese (Doutorado em Geografia) Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 2006.
- STONER, E. R.; BAUMGARDNER, M. F. Soil spectral characterization. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM - IGARSS. 1981. Washington - DC. **Proceedings...** v. 2. Washington - DC: Institute of Electrical and Electronics Engineers, 1981. p. 1426-1436. 8-10 June, 1981. ISBN A83-10001 01-42.
- SU, Y. Z.; ZHAO, H. L.; ZHAO, W. Z.; ZHANG, T. H. Fractal features of soil particle size distribution and the implication for indicating desertification. **Geoderma**, v. 122, n. 1, p. 43-49, Sept., 2004.
- SUERTEGARAY, D. M. A. Desertificação: Recuperação e desenvolvimento sustentável. In: A. J. T. Guerra; S. B. Cunha (Ed.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000. p.372.
- SUERTEGARAY, D. M. A. **Deserto grande do sul: controvérsia**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998. 109 p.
- SUERTEGARAY, D. M. A. **Deserto Grande do sul: controvérsia**. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS, 1992. 71 p.
- SUERTEGARAY, D. M. A. O Rio Grande do Sul descobre seus "desertos". **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 34-52, Jun., 1995.

SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R.; BASSO, L. A.; MEDEIROS, R. M. V.; BELLANCA, E. T.; BERTÊ, A. M. A. Projeto arenização no Rio Grande do Sul, Brasil: gênese, dinâmica e espacialização. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 349-356. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00016-1. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/lise/2001/09.14.12.00>>. Acesso em: 31 jan. 2007.

SULLIVAN, D. G.; SHAW, H. N.; MASK, P. L.; GUERTAL, E. A.; NORLEET, M. L. Quantifying residue coverage via satellite remote sensing platforms. In: ANNUAL SOUTHERN CONSERVATION TILLAGE CONFERENCE FOR SUSTAINABLE AGRICULTURE , 25., 2002, Auburn, Alabama. **Proceedings...** Auburn, Alabama: SCASC, 2002. p. 207-212.

SULLIVAN, D. G.; SHAW, J. N.; MASK, P. L.; RICKMA, D.; GUERTAL, E. A.; LIVALL, J.; WESINGER, J. M. Evaluation of Multispectral Data for Rapid Assessment of Wheat Straw Residue Cover. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 2007-2013, Nov., 1, 2004.

SULSOFT. **ASTER DTM**: installation & user's guide v. 2.2. Copyright © SulSoft Ltda. Porto Alegre, 20 Aug. 2007, 38 p. Disponível em: <<http://www.envi.com.br/asterdtm/english/guiadireto/guiadousuario/guia.html>>. 2004.

SUTHERLAND, R. A. Broadband and spectral emissivities (2-18 μm) of some natural soils and vegetation. **Journal of atmospheric and oceanic technology** , v. 3, p. 199-202, 1986.

SUTHERLAND, R. A.; BARTHOLIC, J. F. Significance of vegetation in interpreting thermal radiation from a terrestrial surface. **Journal of Applied Meteorology**, v. 16, n. 8, p. 759-763, Aug., 1977.

THOME, K.; BIGGAR, S.; TAKASHIMA, T. **Algorithm theoretical basis document for ASTER level 2B1 - surface radiance and ASTER level 2B5 - surface reflectance**. Tucson, Arizona 85721: Remote Sensing Group of the Optical Sciences Center - University of Arizona. Mar., 30, 1999, p.45. Disponível em:

<http://eosps0.gsfc.nasa.gov/eos_homepage/for_scientists/atbd/docs/ASTER/atbd-ast-07-09.pdf>. 1999. (Contract Number: NAS5-31717).

TONOOKA, H.; IWASAKI, A. Improvement of ASTER/SWIR crosstalk correction. In: SPIE - SENSORS, SYSTEMS, AND NEXT-GENERATION SATELLITES, 7., 2004, Bellingham, WA. **Proceedings...** Bellingham, WA: SPIE, 2004. p. 168-179.

TONOOKA, H.; PALLUCONI, F. D. Validation of ASTER/TIR Standard Atmospheric Correction Using Water Surfaces. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 42, n. 12, p. 2769 - 2777, Dec., 2005.

TRENTIN, R. **Definição de unidades geoambientais na bacia hidrográfica do Rio Itu - Oeste do RS**. 2007. 140 p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria, 2007.

USTIN, S. L.; JACQUEMOUD, S.; PALACIOS-ORUETA, A.; LI, L.; WHITING, M. L. Remote sensing based assessment of biophysical indicators for land degradation and desertification. In: REMOTE SENSING AND GEOINFORMATION PROCESSING IN THE ASSESMENT AND MONITORING OF LAND DEGRADATION AND DESERTIFICATION, 2005, Trier-Germany. **Proceedings**. Trier-Germany: Remote Sensing Department - University of Trier, 2005. p. 1-20.

VRIELING, A. **Mapping erosion from space**. 2007. 167 p. Doctoral Thesis Hoogleraar Erosie en Bodem & Waterconservering Wageningen University, Wageningen, Netherlands, 2007. ISBN: 978-90-8504-587-8

WATSON, K. Spectral ratio method for measuring emissivity. **Remote Sensing of Environment**, v. 42, n. 2, p. 113-116, Nov., 1992.

WEZEL, A.; STEINMÜLLER, N.; FRIEDERICHSEN, J. R. Slope position effects on soil fertility and crop productivity and implications for soil conservation in upland northwest Vietnam. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 91, n. 1-3, p. 113-126, Sept., 2002.

- WITTICH, K. P. Some simple relationships between land-surface emissivity, greenness and the cover fraction for use in satellite remote sensing. **International Journal of Biometeorology**, v. 41, p. 58-64, 1997.
- XIAO, J.; SHEN, Y.; TATEISHI, R.; BAYAER, W. Development of topsoil grain size index for monitoring desertification in arid land using remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 12, p. 2411-2422, June 20, 2006.
- YAMAGUCHI, Y.; KAHLE, A. B.; TSU, H.; KAWAKAMI, T.; PNIEL, M. Overview of Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.36, n. 4, p. 1062 - 1071, July, 1998.
- YAMAGUCHI, Y.; NAITO, C. Spectral indices for lithologic discrimination and mapping by using the ASTER SWIR bands. **International Journal of Remote Sensing**, v.24, n. 22, p. 4311-4323, Nov. 20, 2003.
- YOSHIOKA, H. **Função de transferência de modulação (MTF) na resolução geométrica de imagens na faixa do infravermelho termal**. 1985. 100 p. (INPE-3964-TDL/231). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 1985.
- YOUNG, A. F. **Aplicação de índices relativos de vegetação e temperatura para estudo das mudanças do uso e ocupação do solo: estudo de caso de Curitiba (PR)**. 1986 a 2002. 2005. 112 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- ZHAO, W. Z.; XIAO, H. L.; LIU, Z. M.; LI, J. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China. **Catena**, v. 59, n. 2, p. 173-186, Jan., 2005.

APENDICES

Tabela 5.1 - Dados dos constituintes do solo SiO₂, P₂O₅, Fe₂O₃ e MnG.

Identificador	Latitude	Longitude	SiO₂	P₂O₅	Fe₂O₃	MnG
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	20,5500	0,0690	8,1600	0,0070
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	6,2500	0,0890	2,3800	0,0040
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	8,4600	0,0530	0,8900	0,0120
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	10,8600	0,0390	2,5400	0,0030
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	13,7200	0,0460	10,5700	0,0080
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	13,8800	0,0300	5,3300	0,0060
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	2,8200	0,0280	0,5100	0,0040
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	3,3600	0,0350	1,9400	0,0040
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	25,2260	0,2017	11,0753	0,0138
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	6,1200	0,0851	1,1583	0,0013
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	14,6280	0,1505	10,7250	0,0077
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	12,6870	0,1190	3,3462	0,0058
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	5,9710	0,0910	2,8957	0,0054
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	28,3600	0,0672	10,4032	0,0138
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	25,5240	0,1957	9,7883	0,0134
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	4,6270	0,0714	1,0153	0,0026
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	2,2390	0,0583	0,9581	0,0026
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	6,5680	0,0363	0,6649	0,0102
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	6,4180	0,0755	1,3227	0,0019
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	16,1210	0,2112	9,6525	0,0166
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	15,9710	0,2177	10,4032	0,0122
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	3,8810	0,1023	3,3176	0,0026
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	2,2390	0,1589	6,3635	0,0080
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	20,7480	0,1827	9,7740	0,0122
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	17,3150	0,1327	7,7220	0,0090
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	15,3740	0,1987	10,0314	0,0154
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	5,0750	0,1464	11,6044	0,0125

Tabela 5.2 - Dados dos constituintes do solo Al₂O₃, TiO₂ e carbono orgânico.

Identificador	Latitude	Longitude	Al₂O₃	TiO₂	Carbono Orgânico
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	12,1900	1,0900	2,7800
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	10,8600	0,4600	3,1700
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	2,7800	0,4100	1,9500
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	5,5700	0,5000	2,0300
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	22,4000	1,7700	0,5200
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	10,4900	0,7900	3,3400
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	1,0400	0,1000	1,4700
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	2,8400	0,2200	1,8400
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	30,6900	1,6108	1,3200
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	2,0790	0,1064	0,9800
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	25,9870	0,9953	1,2300
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	6,9300	0,5167	1,2200
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	5,1970	0,2507	1,3300
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	19,3720	1,2005	1,2600
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	18,2380	1,5956	1,1100
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	1,4170	0,0760	1,0800
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	1,8940	0,0608	0,5900
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	0,8500	0,0608	1,2700
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	0,9450	0,0684	1,1100
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	25,5150	1,2537	1,4100
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	25,9870	1,1929	1,3300
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	9,2610	0,5622	1,3800
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	11,5290	0,5926	1,1800
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	30,4370	2,0135	1,2700
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	18,6160	1,4588	1,5800
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	18,9000	1,8919	1,6400
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	8,8830	1,0181	1,7500

Tabela 5.3 – Granulometria da fração areia do solo.

<i>Identificador</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>1,19 mm Areia muito grossa</i>	<i>0,50 mm Areia grossa</i>	<i>0,25 mm Areia média</i>	<i>0,105 mm Areia fina</i>	<i>0,053 mm Areia muito fina</i>
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	1,3	12,5	14,8	21,8	8,8
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	12,7	64,4	136,0	165,9	30,0
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	2,2	34,7	161,8	379,9	63,6
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	0,4	30,5	160,5	270,5	47,1
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	51,9	26,6	25,3	68,4	69,7
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	3,1	17,4	43,7	58,8	19,0
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	0,0	36,9	216,8	459,2	96,1
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	9,6	96,7	289,4	300,9	45,4
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	0,7	13,3	33,3	62,8	22,9
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	0,0	40,3	351,9	447,1	46,8
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	1,2	15,1	25,4	89,6	67,8
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	3,5	117,0	324,1	287,9	33,5
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	0,0	31,6	230,1	491,7	45,6
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	0,6	17,8	64,6	85,9	30,2
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	0,9	34,9	104,4	103,1	22,7
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	0,4	5,0	476,8	358,3	56,5
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	0,0	6,6	527,3	310,1	46,1
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	0,0	11,0	556,6	281,9	44,5
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	1,2	53,0	393,8	387,9	63,2
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	0,0	16,1	95,2	105,7	16,1
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	0,8	24,8	83,6	102,9	20,9
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	13,0	93,8	261,4	337,4	43,4
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	8,5	90,3	276,6	287,8	35,9
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	1,4	14,3	37,6	49,8	12,9
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	0,0	23,8	56,8	54,7	13,8
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	1,4	16,6	76,3	115,7	23,1
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	0,9	20,3	80,6	316,3	181,0

Tabela 5.4 – Concentração das fração areia nas amostras de solo.

Identificador	Latitude	Longitude	Total de areia (g/kg)	Total de areia %
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	59,2	5,9
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	409,0	40,9
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	642,2	64,2
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	509,0	50,9
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	241,9	24,2
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	142,0	14,2
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	809,0	80,9
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	742,0	74,2
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	133,0	13,3
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	886,1	88,6
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	199,1	19,9
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	766,0	76,6
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	799,0	79,9
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	199,1	19,9
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	266,0	26,6
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	897,0	89,7
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	890,1	89,0
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	894,0	89,4
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	899,1	89,9
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	233,1	23,3
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	233,0	23,3
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	749,0	74,9
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	699,1	69,9
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	116,0	11,6
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	149,1	14,9
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	233,1	23,3
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	599,1	59,9

Tabela 5.5 - Dados de reflectância nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 1, 2, 3, 4, e 5 do ASTER.

Identificador	Latitude	Longitude	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	9,13	14,39	19,69	30,09	21,78
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	13,54	16,25	23,52	38,66	25,36
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	11,02	13,89	23,1	33,94	24,04
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	12,07	12,86	24,15	37,09	22,75
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	12,4	15,6	19,51	35,94	22,44
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	11,65	14,76	21,28	35,18	22,78
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	12,21	13,24	23,71	40,67	25,07
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	13,43	17,42	23,8	35,18	23,76
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	9,18	14,17	19,37	27,78	20,16
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	13,33	16,46	24,89	41,77	30,88
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	10,18	14,78	20,71	31,24	21,45
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	10,94	13,26	19,3	31,99	25,66
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	11,22	16,18	22,39	34,78	26,66
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	9,97	14,74	19,91	28,59	20,19
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	9,73	14,9	20,4	28,97	19,84
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	17,05	20,07	29,26	51,45	39,63
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	19,08	22,35	30,33	49,92	38,02
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	18,26	21,19	29,64	51,07	39,31
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	13,61	17,35	25,7	40,97	31,48
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	8,43	12,31	18,34	28,14	20,8
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	8,6	11,03	19,26	35,12	22,74
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	11,16	12,26	19,87	29,73	19,53
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	9,79	12,22	22,42	37,53	23,43
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	11,88	15,06	25,44	40,22	25,37
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	9,22	14,29	19,28	28,17	19,85
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	11,39	14,46	20,34	32,46	21,14
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	8,39	11,74	17,75	28,87	22,41

Tabela 5.6 - Dados de reflectância nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 6, 7, 8 e 9 do ASTER.

Identificador	Latitude	Longitude	Banda 6	Banda 7	Banda 8	Banda 9
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	20,81	21,9	18,8	15,31
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	24,85	23,67	21,3	17,26
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	24,52	25,76	20,97	17,25
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	22,98	22,6	18,48	15,31
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	21,13	22,27	18,19	13,7
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	21,77	21,93	18,2	15,33
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	27,69	28,29	23,52	17,6
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	22,7	21,58	18,82	15,33
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	18,95	19,79	17,55	14,34
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	31,68	34,6	29,73	22,11
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	20,8	21,54	18,48	15,63
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	25,13	26,46	22,53	17,89
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	27,03	29,3	24,73	19,52
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	19,6	20,88	17,89	15,01
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	19,58	21,21	18,49	14,67
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	41,91	46,9	40,01	28,57
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	40,06	44,44	38,77	27,93
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	41,6	46,19	39,7	28,9
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	33,19	34,88	30,93	23,69
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	19,87	21,54	17,54	14,98
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	24,21	24,35	19,72	16,6
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	19,28	20,17	16,01	13,38
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	24,56	24,04	19,76	16,3
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	25,8	26,15	21,31	17,26
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	19,28	20,52	16,94	14,35
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	20,52	22,27	17,87	15
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	23,59	24,01	20,35	16,93

Tabela 5.7 – Dados de emissividade nos pontos em que foram coletadas as amostras de solo (pixels de 90 metros), para as bandas 10, 11, 12, 13 e 14 do ASTER.

Identificador	Latitude	Longitude	Banda 10	Banda 11	Banda 12	Banda 13	Banda 14
PT 33 HÁ	-15,57721	-55,28361	0,974	0,981	0,972	1	0,993
PT 39 HÁ	-15,55482	-55,20470	0,891	0,907	0,903	0,962	0,948
PT 35 HÁ	-15,55847	-55,18491	0,872	0,892	0,892	0,961	0,949
PT 37 HÁ	-15,55109	-55,19056	0,87	0,905	0,913	0,961	0,955
PT 07 HÁ	-15,51306	-55,12881	0,984	0,985	0,977	0,996	0,99
PT 49 HÁ	-15,50978	-55,11729	0,98	0,987	0,974	0,996	0,991
PT 16 HÁ	-15,54000	-55,09560	0,892	0,905	0,898	0,962	0,947
PT 46 HÁ	-15,51243	-55,11600	0,972	0,985	0,976	0,995	0,993
Pc FMB 005	-15,57557	-55,28929	0,932	0,938	0,93	0,968	0,959
Pc FMB 016	-15,57564	-55,20279	0,811	0,842	0,836	0,96	0,961
Pc FMB 017	-15,63708	-55,19858	0,923	0,936	0,926	0,967	0,957
Pc FMB 021	-15,68747	-55,19692	0,843	0,875	0,876	0,96	0,946
Pc FMB 026	-15,72735	-55,09606	0,828	0,851	0,848	0,959	0,948
Pc FMB 031	-15,69041	-55,10148	0,97	0,981	0,976	0,999	0,992
Pc FMB 052	-15,38759	-55,20126	0,922	0,936	0,927	0,966	0,954
Pc FMB 060a	-15,36964	-55,27479	0,696	0,735	0,686	0,968	0,961
Pc FMB 060b	-15,37285	-55,27528	0,704	0,734	0,692	0,963	0,967
Pc FMB 060c	-15,36618	-55,27595	0,685	0,723	0,683	0,967	0,961
Pc FMB 062	-15,64035	-55,33059	0,837	0,858	0,844	0,959	0,954
Pc FMB 076	-15,72396	-55,26360	0,98	0,991	0,973	0,994	0,989
Pc FMB 088	-15,65589	-55,21078	0,975	0,989	0,978	0,995	0,986
Pc FMB 093	-15,51526	-55,29704	0,882	0,907	0,902	0,961	0,952
Pc FMB 094	-15,50644	-55,31265	0,983	0,984	0,983	0,995	0,986
Pc FMB 104	-15,42514	-55,32904	0,977	0,989	0,978	0,995	0,987
Pc FMB 106	-15,43275	-55,23611	0,931	0,936	0,923	0,966	0,954
Pc FMB 121	-15,37738	-55,09464	0,911	0,925	0,923	0,964	0,946
Pc FMB 135	-15,63619	-55,14160	0,899	0,911	0,914	0,963	0,952

Tabela 5.8 - Caracterização das formações geológicas da área de estudo.

Fonte: SEPLAN/MT (2001)

Formação Botucatu: Formada por arenitos finos a médios, com grãos bem arredondados e estratificações cruzadas de grande porte. Podem ocorrer na forma de intertrapes com basaltos. Desenvolvem extensos areais.

Formação Marília: Formada por arenitos de granulometria variada, paraconglomerados e arenitos argilosos, calcíferos em diferentes horizontes e, subordinadamente níveis de silicatos e argilitos.

Formação Furnas: Formada por arenitos ortoquartzíticos de granulometria grosseira a localmente finos. Na base apresentam horizontes conglomeráticos monomíticos de espessura métrica.

Superfícies Paleogênica Peneplanizada com latossolização: Formada por paleossolos argilosos a argilo-arenosos microagregados de coloração vermelho-escura. Podem apresentar na base crosta ferruginosa, raramente com nódulos concrecionários de caulinita sotopostos às ferruginosas.

Formação Ponta Grossa: Formada por arenitos finos a muito finos com intercalações de siltitos, argilitos e delgados níveis conglomeráticos.

Grupo Cuiabá: Formado por filitos diversos, metassiltitos, ardósias, metarenitos, metarcóseos, metagrauvacas, xistos, metaconglomerados, quartzitos, metavulcânicas ácidas e básicas, mármore calcíticos e dolomíticos. Presença conspícua de veios de quartzo.

Grupo Ivaí: Formado por arenitos finos em bancos espessos e maciços, ocasionalmente grosseiros e conglomeráticos em posições basais.

Aluviões Atuais: Formados por areia, silte, argila e cascalhos.

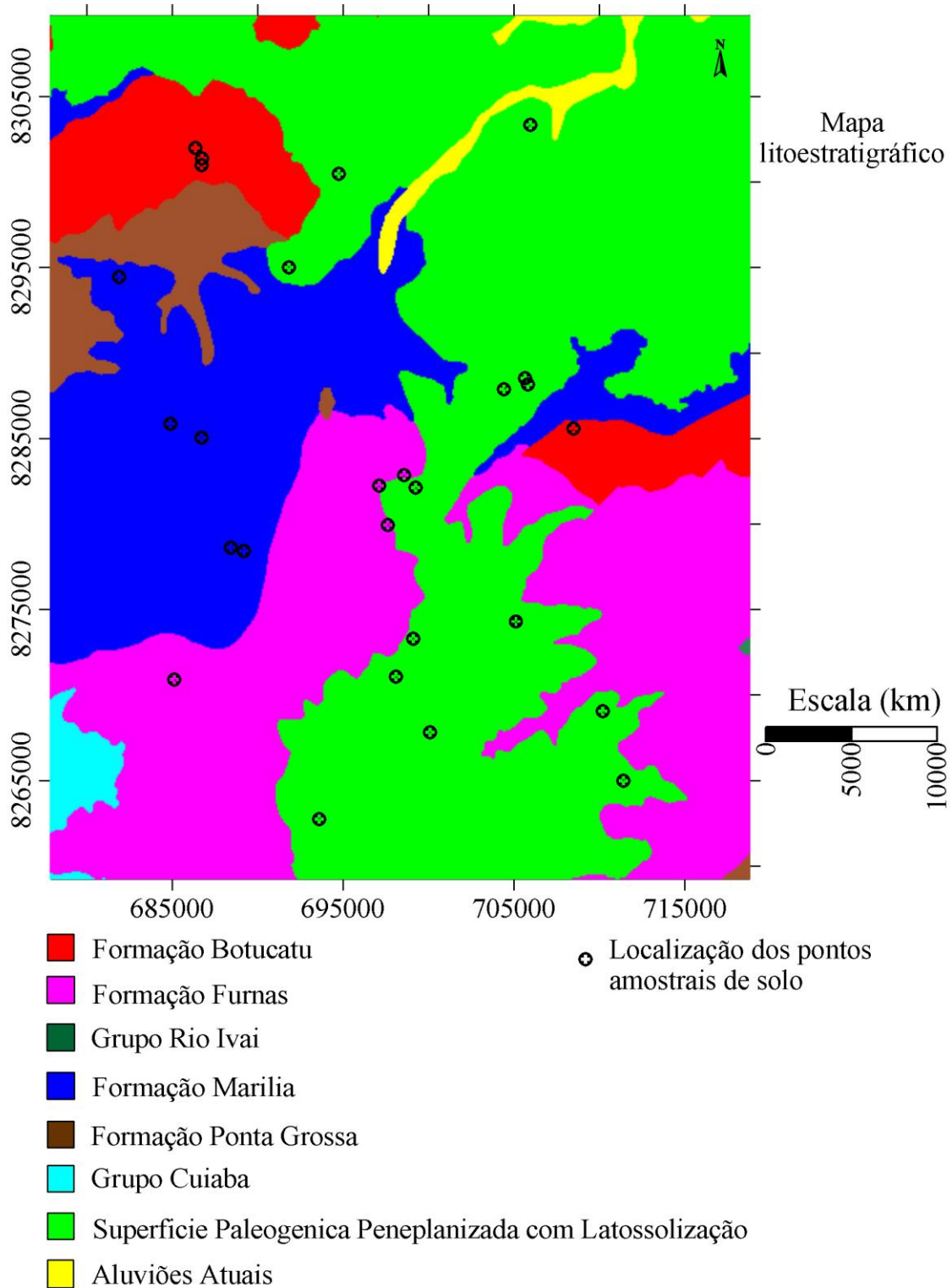


Figura 5.1 – Mapa litoestratigráfico da região de estudo.

Fonte: Adaptado de SEPLAN/MT (2001)

ÍNDICE REMISSIVO

- Arenização, 9, 33, 35, 70, 88, 90, 95, 108, 109, 117, 124, 135, 137, 142
- ASTER, 9, 27, 34, 36, 39, 40, 43, 44, 48, 56, 65, 66, 67, 72, 80, 84, 89, 91, 98, 99, 101, 102, 111, 117, 123, 127, 128, 129, 130, 131, 133, 134, 137, 141, 142, 143
- Backward, 40
- Bits, 40, 41, 43
- Campo Verde, 9, 36, 76, 78, 91
- Celulose, 34, 52, 53, 59, 60, 62, 64, 102, 103, 104
- Cerrado, 36, 62, 84, 89, 91, 94, 97, 98, 103, 104, 105, 108, 135, 136, 143
- Coarsenig, 73
- Condições microclimáticas, 36, 72
- Corpo negro, 37, 38, 61, 62
- Correção atmosférica, 41, 43
- Desertificação, 40, 72, 73
- Desmatamento, 36, 123, 135
- Elevação, 9, 40, 65, 66, 78, 80, 81, 88, 109, 124, 125, 126, 127, 128, 129, 130, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 137
- Emissividade, 9, 25, 31, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 44, 45, 46, 47, 48, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 61, 62, 63, 64, 65, 80, 81, 84, 87, 89, 90, 98, 99, 102, 103, 104, 109, 113, 123
- Equação de Planck, 37
- Erosão, 36, 72, 78, 141
- Espectroradiometria, 33
- Fertilidade do solo, 33, 36, 135, 141
- FLAASH, 27, 41, 80
- Fluxo de calor, 35, 43
- Hiperespectrais, 33, 50, 143
- Imagens do termal, 62
- Irradiância incidente, 37
- Lignina, 34, 52, 53, 59, 60, 61, 62, 64, 92, 102, 103, 104
- MMD, 28, 45, 48, 80
- Multiespectrais, 33, 58
- NADIR, 40
- NEM, 28, 31, 32, 45, 47, 48, 80
- NPV, 9, 28, 34, 35, 36, 59, 63, 64, 81, 82, 84, 85, 86, 92, 94, 97, 98, 99, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 143
- Parâmetros físico-químicos, 33
- Parâmetros químicos, 9, 33, 86, 87, 88, 109, 110, 111, 124, 132
- Pares estereoscópicos, 34, 65
- Pigmentos fotossintetizantes, 34
- Plantio direto, 36, 63
- Processos de degradação, 33, 35, 73
- Quartzo, 34, 55, 56, 57, 122
- Radiadores seletivos, 37

Radiância, 25, 32, 37, 38, 40, 45, 46, 48, 67, 80

Recursos naturais, 35

Reflectância de solos, 49

Resolução espacial, 34, 40, 81, 123

Reststrahlen, 39, 54, 55, 56, 57, 58

Rugosidade, 35, 37, 39, 55, 72

Satélite Terra, 34, 39

Senescente, 34, 56, 63

Sensoriamento refletido, 33

Sílica, 34, 43, 83, 87, 99, 105, 110, 111, 117, 118, 127, 128, 129, 131, 138, 142

Solo exposto, 9, 36, 72, 73, 80, 81, 82, 85, 94, 96, 107, 108, 109, 116, 118, 123, 141, 143

Solos tropicais, 9, 33, 50, 51

SWIR, 9, 29, 31, 33, 34, 37, 39, 40, 41, 49, 50, 51, 52, 53, 64, 72, 85, 86, 89, 92, 97, 98, 102, 104, 105, 106, 109, 111, 128, 129, 141, 143

Temperatura, 33, 35, 37, 40, 42, 44, 45, 46, 47, 48, 52, 58, 61, 76, 83

TES, 29, 44, 46, 48

Texturais, 33, 81, 87, 88, 90, 109, 110, 111, 113, 122, 124, 132

TIR, 9, 29, 32, 33, 34, 37, 39, 40, 42, 43, 44, 45, 54, 55, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 67, 80, 85, 86, 87, 90, 102, 104, 106, 109, 141, 142, 143

Umidade do material, 37

Vibrações moleculares, 34, 37, 39, 54, 59

VNIR, 29, 33, 34, 37, 39, 40, 41, 49, 50, 51, 64, 72, 86, 89, 97, 98, 100, 102, 105, 109, 111, 116, 129, 143

PUBLICAÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS EDITADAS PELO INPE

Teses e Dissertações (TDI)

Teses e Dissertações apresentadas nos Cursos de Pós-Graduação do INPE.

Manuais Técnicos (MAN)

São publicações de caráter técnico que incluem normas, procedimentos, instruções e orientações.

Notas Técnico-Científicas (NTC)

Incluem resultados preliminares de pesquisa, descrição de equipamentos, descrição e ou documentação de programa de computador, descrição de sistemas e experimentos, apresentação de testes, dados, atlas, e documentação de projetos de engenharia.

Relatórios de Pesquisa (RPQ)

Reportam resultados ou progressos de pesquisas tanto de natureza técnica quanto científica, cujo nível seja compatível com o de uma publicação em periódico nacional ou internacional.

Propostas e Relatórios de Projetos (PRP)

São propostas de projetos técnico-científicos e relatórios de acompanhamento de projetos, atividades e convênios.

Publicações Didáticas (PUD)

Incluem apostilas, notas de aula e manuais didáticos.

Publicações Seriadas

São os seriados técnico-científicos: boletins, periódicos, anuários e anais de eventos (simpósios e congressos). Constam destas publicações o Internacional Standard Serial Number (ISSN), que é um código único e definitivo para identificação de títulos de seriados.

Programas de Computador (PDC)

São a seqüência de instruções ou códigos, expressos em uma linguagem de programação compilada ou interpretada, a ser executada por um computador para alcançar um determinado objetivo. São aceitos tanto programas fonte quanto executáveis.

Pré-publicações (PRE)

Todos os artigos publicados em periódicos, anais e como capítulos de livros.