

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

EDVANIA APARECIDA CORRÊA

CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA EQUAÇÃO
UNIVERSAL DE PERDA DE SOLOS (FATOR C) POR MEIO DE
GEOTECNOLOGIAS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geografia. Área de concentração em Análise Ambiental e Geoprocessamento.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio dos Anjos Ferreira
Pinto

Rio Claro - SP
2011

EDVANIA APARECIDA CORRÊA

CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA EQUAÇÃO
UNIVERSAL DE PERDA DE SOLOS (FATOR C) POR MEIO DE
GEOTECNOLOGIAS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geografia. Área de concentração em Análise Ambiental e Geoprocessamento.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Sérgio dos Anjos Ferreira Pinto
Prof^a Dr^a Cenira Maria Lupinacci da Cunha
Prof. Dr. Ailton Luchiari

Rio Claro, 08 de novembro de 2011

551.302 Corrêa, Edvania Aparecida
C824c Caracterização da cobertura vegetal na equação universal
de perda de solos (fator *C*) por meio de geotecnologias /
Edvania Aparecida Corrêa. - Rio Claro : [s.n.], 2011
167 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Orientador: Sérgio dos Anjos Ferreira Pinto

1. Erosão. 2. Uso da terra. 3. NDVI. 4. EUPS. 5.
Sensoriamento remoto, I. Título.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela Graça, Fé e Força que tem colocado no meu coração e que assim tem me sustentado para chegar até aonde cheguei;

Ao meu orientador Prof. Dr. Sérgio dos Anjos pela orientação, paciência e amizade que tem me dado durante a graduação e a pós-graduação.

Aos funcionários do CEAPLA/IGCE/UNESP, em especial, ao Carlão, Lucimari e Serginho pela amizade, força e colaboração;

Ao Eymar (DPI – INPE) pela ajuda, mesmo que a distância, a qual foi essencial em algumas etapas da pesquisa.

Ao amigo Luiz Henrique pelos materiais, paciência e valiosas orientações sem as quais tornaria ainda mais árduo o presente trabalho. Também ao amigo Edvaldo (Tim) pela ajuda e pela constante disposição.

A grande e querida amiga Isabel, pela valiosa amizade, orientação, apoio, conforto, e claro, pelos momentos de descontração.

Ao Dr. Everton pela compreensão na finalização desta pesquisa.

A minha família, em especial aos meus pais Osvaldo e Cleusa, meus irmãos Edgar e Elias e Patrícia pelo carinho, apoio, paciência e orientação nos momentos bons e ruins do decorrer deste trabalho.

Ao tão querido Elias, pelo carinho, conforto, paciência e apoio nos momentos finais desta pesquisa.

Ao Odil, Jaide e Francisco pelo apoio e carinho que tem me dedicado durante grandes e importantes fases da minha vida, inclusive, a realização desta pós-graduação.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de bolsa de estudos.

A todos aqueles que, cada qual a sua maneira e importância, contribuíram de forma direta ou indireta para que a presente pesquisa assim como a realização de mais um sonho se tornasse realidade.

“O Temor do Senhor é a instrução da sabedoria, e diante da honra vai a humildade.”

(Provérbios, 15:33)

CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLOS (FATOR C) POR MEIO DE GEOTECNOLOGIAS

Edvania Aparecida Corrêa

Orientador: Sérgio dos Anjos Ferreira Pinto

Tendo-se em vista a importância das estimativas da perda de solo pelo processo erosivo e as relações com a densidade da cobertura vegetal, esta pesquisa teve como objetivo indicar e avaliar a alteração da cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica de pequeno porte como fator de predisposição aos riscos de erosão hídrica, utilizando suporte das técnicas de Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas e modelo predictivo. Primeiramente, foram obtidos, através de técnicas de sistemas de informações geográficas, sensoriamento remoto e de estatísticas, os dados referentes aos fatores R, K, L, S e P da EUPS, uso da terra e PNE. A caracterização e mapeamento da cobertura vegetal do terreno foram obtidos a partir do processamento digital de imagens de sensoriamento remoto referentes aos cenários de 2006 e 2011, sendo obtidos os índices de vegetação da razão simples (SR) e o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI). Posteriormente foi realizada a análise de pixel visando o estudo do comportamento espectral dos diferentes tipos de uso da terra ocorrentes em tipos de solo distintos. Com os valores médios de SR e NDVI de cada tipo de uso da terra, foi realizada a associação com o fator C da EUPS. Foi realizada a análise diagnóstica da bacia em termos de uso da terra utilizando-se a capacidade de uso e manejo permissível, sendo obtidas posteriormente as cartas de capacidade de uso da terra, capacidade de uso sustentado da terra e adequabilidade do uso da terra para o cenário de 2006. O NDVI mostrou-se mais eficiente na associação com o fator C da EUPS, sendo que tal proposição apresentou bons resultados, alcançando os objetivos propostos. Da mesma maneira, a utilização das técnicas de sensoriamento remoto e de sistemas de informações geográficas possibilitaram a obtenção dos dados da EUPS assim como a associação dos valores RS e NDVI com o fator C e por fim análise diagnóstica da bacia em termos de uso da terra.

Palavras chave: Erosão hídrica. Uso da terra. NDVI. EUPS. Sensoriamento remoto. Geoprocessamento.

CARACTERIZATION OF LAND VEGETABLE IN THE UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (FACTOR C) THROUGH THE GEOTECHNOLOGY

Edvania Aparecida Corrêa

Adviser: Sérgio dos Anjos Ferreira Pinto

ABSTRACT

Considering the importance of estimates of soil loss by erosion and the relationship with the density of vegetation, this search aimed to evaluate and indicate the change in vegetation cover in a small watershed as a predisposing factor to the risk of water erosion, using techniques of remote sensing, geographic information system and predictive model. First, were obtained by geographic information system, remote sensing and statics techniques, data of R, K, L, S and P factor, use of land and erosion potential. The characterization and mapping of land cover were obtained from digital processing of images of remote sensing from scenarios of 2006 and 2011, being obtained the vegetation index of simple ratio (SR) and normalized difference (NDVI). Posteriorly, were realized the pixel analysis for the study of spectral behavior for different types of land use occurring in different soil types. With the average values of SR and NDVI of each type of land use, the association was conducted whit the C factor of the USLE. Was performed the diagnostic analyses of the basin in terms of use of land using the usability and management permissible and subsequently obtained maps of capacity of land use, capacity of sustainable use of land and appropriated land use for 2006 scenario. The NDVI was more efficient in association with the C factor of USLE, and such a proposition had good results, achieving the proposed objectives. Likewise, the use of remote sensing and geographic information system possible to obtain data from USLE well as the association of SR and NDVI values with the C factor and finally the diagnostic analysis of the basin in terms of land use.

Key words: Water erosion. Use of land. NDVI. USLE. Remote sensing. Geoprocessing.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Curva de reflectância típica de uma folha verde	43
Figura 2. Localização da área de estudo – bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	55
Figura 3. Média da distribuição da precipitação por meses no posto D4-036	57
Figura 4. Média da distribuição da precipitação por meses no posto D4-074	57
Figura 5. Totais mensais de chuva (mm) nos cenários de 2005/2006 e 2010/2011 e média esperada	59
Figura 6. Quadro geológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	61
Figura 7. Mapa topográfico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP)	64
Figura 8. Solos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande – Ipeúna/SP	65
Figura 9a. Estrutura da pesquisa	67
Figura 9b. Estrutura da pesquisa	68
Figura 9c. Estrutura da pesquisa	68
Figura 10. Localização dos postos pluviométricos no entorno da bacia, para a obtenção do fator erosividade (R)	74
Figura 11. Metodologia para obtenção do esboço fotopedológico	77
Figura 12. Assinatura espectral do Neossolo Quartzarênico e da Latossolo Vermelho férrico	83
Figura 13. Ângulo de incidência solar no momento da obtenção das imagens orbitais e reclassificação das vertentes em Leste e Oeste	85
Figura 14. Metodologia para obtenção das médias de cada tipo de uso da terra e para cada unidade de solo visando a associação dos valores NDVI com os valores do fator C	86
Figuras 15a e 15b. Modelo digital de elevação do terreno e fotografia aérea (cenário de 2006) em 3D, apresentando as vertentes Leste e Oeste	87
Figura 16. Classes hipsométricas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP)	96
Figura 17. Esboço foto pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	98
Figura 18. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2006	100
Figura 19. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2011	101
Figura 20. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2006 (fotografias aéreas)	102

Figuras 21a, 21b, 21c, 21d, 21e e 21f. Histogramas das bandas 3, 4 e 5 antes e após a realização da correção atmosférica (cenário 2006)	104
Figuras 22a, 22b, 22c, 22d, 22e e 22f. Histogramas das bandas 3, 4 e 5 antes e após a realização da correção atmosférica (cenário 2011)	105
Figura 23. Reflectância, em níveis de cinza, de um mesmo pixel antes e após o processo de correção atmosférica (cenário 2006)	106
Figura 24. Reflectância, em níveis de cinza, de um mesmo pixel antes e após o processo de correção atmosférica (cenário 2011)	106
Figura 25. Histograma da imagem SR do cenário de 2006 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP	107
Figura 26. Histograma da imagem SR do cenário de 2011 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP	107
Figura 27a e 27b . Índice de da razão simples (cenários de 2006 e 2011) bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	108
Figura 28. Histograma da imagem NDVI do cenário de 2006 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP	109
Figura 29. Histograma da imagem NDVI do cenário de 2011 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP	110
Figura 30a e 30b. Índice de vegetação pela diferença normalizada (cenário de 2006 e 2011) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	110
Figura 31. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico (cenário de 2006)	113
Figura 32. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico (cenário de 2011)	113
Figura 33. Média de NDVI por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico	114
Figura 34. Média de RS por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico	114
Figura 35. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de latossolo vermelho amarelo (cenário de 2006)	115
Figura 36. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de latossolo vermelho amarelo (cenário de 2011)	116
Figura 37. Média de NDVI por uso da terra em área com ocorrência de Latossolo vermelho amarelo	117
Figura 38. Média de RS por uso da terra em área com ocorrência de Latossolo vermelho amarelo	117
Figura 39. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2006)	118

Figura 40. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2011)	119
Figura 41. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Leste (cenário de 2006)	119
Figura 42. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Leste (cenário de 2011)	120
Figura 43. Média de NDVI por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico	121
Figura 44. Média de SR por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2006).	122
Figuras 45a e 45b. Associação dos valores NDVI para o fator C da EUPS na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (cenários 2006 e 2011)	125
Figuras 46a e 46b. Associação dos valores RS para o fator C da EUPS na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (cenários 2006 e 2011)	126
Figura 47. Distribuição mensal da erosividade (EI_{30}) na área de estudo	127
Figura 48. Espacialização dos isovalores de erosividade na área de estudo	130
Figura 49. Classes de erosividade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	131
Figura 50. Declividade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	133
Figura 51. Fator L (comprimento de vertente) obtido pelo método proposto por Desmet e Govers (1996) para a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	134
Figura 52. Fator topográfico obtido da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	135
Figura 53a e 53b. Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	137
Figura 54. Classes de uso-manejo permissível (UMP) da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	140
Figura 55. Classes de capacidade de uso da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	142
Figura 56. Classes de capacidade de uso sustentado da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	145
Figura 57. Adequabilidade do uso das terras na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	148

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Perda de solo e água para diferentes tipos de uso da terra	33
Tabela 2. Características do sensor TM e da Órbita do Landsat – 5	46
Tabela 3. Valores médios dos totais mensais e extremos de chuva na área de estudo (posto Grauna, DAEE D4-036), período de 1937-2004	58
Tabela 4. Médias Mensais de Chuva (mm) nos cenários 2005/2006 e 2010/2011 referente ao posto pluviométrico	58
Tabela 5. Formações geológicas presentes na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	60
Tabela 6. Dados de valores C da EUPS (Fonte: Donzelli et al, 1992)	85
Tabela 7. Classes de capacidade de uso da terra	88
Tabela 8. Classes de capacidade de uso das terras obtidas pelo cruzamento de unidades de solo com classes de declive (Adaptado: Nogueira, 2000)	89
Tabela 9. Valores de perdas permissíveis de solo por erosão para cada unidade de solo presente na área de estudo	90
Tabela 10. Classes de uso e manejo permissível (UMP) e grupos de risco de erosão (Fonte: Nogueira, 2000)	91
Tabela 11. Classes de capacidade de uso sustentável das terras (Adaptado: Nogueira, 2000)	92
Tabela 12. Adequabilidade do uso das terras (cenário de 2006) nas classes de capacidade de uso sustentado	94
Tabela 13. Classes hipsométricas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	95
Tabela 14. Solos obtidos do esboço foto pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)	97
Tabela 15. Uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande para o cenário de 2006.	99
Tabela 16. Uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande para o cenário de 2011.	99
Tabela 17. Uso e manejo solo da Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo grande para o cenário de 2006	101
Tabela 18. Média de níveis de cinza por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2006)	122
Tabela 19. Média de níveis de cinza por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2011)	123
Tabela 20. Média de NDVI e RS por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2006)	123

Tabela 21. Média de NDVI e RS por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2011)	123
Tabela 22. Média de NDVI por uso da terra e respectiva associação com o fator C da EUPS	124
Tabela 23. Média de RS por uso da terra e respectiva associação com o fator C da EUPS	125
Tabela 24. Distribuição da precipitação média mensal e do cálculo de EI_{30}	127
Tabela 25. Postos Pluviométricos e valores de erosividade (fator R)	129
Tabela 26. Classes de declividade na Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	132
Tabela 27. Classes de Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	136
Tabela 28. Classes de UMP e grupos de risco de erosão na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	138
Tabela 29. Classes de capacidade do uso da terra da bacia hidrográfica do córrego Monjolo	141
Tabela 30. Classes de uso sustentado da terra na bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	143
Tabela 31. Adequação de uso e manejo para as classes de capacidade de uso sustentado	144
Tabela 32. Adequabilidade do uso das terras na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP	146

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABGE	Associação Brasileira de Geologia
AGNPS	Agricultural Non-Point Source Model
APP	Áreas de proteção permanente
ARVI	Atmospherically Resistant Vegetation Index
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems Model
CP _{permissível}	Uso e manejo permissível
CXd	Cambissolo distrófico, textura média argilosa, relevo ondulado e forte ondulado
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo
DOS	Dark Object Subtration
EUROSEM	European Soil Erosion Model
EUPS	Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)
EVI	Enhanced Vegetation Index
FAO	Food and Agriculture Organization
Fator C	Uso/cobertura do solo
Fator K	Erodibilidade
Fator L	Comprimento de vertente
Fator P	Práticas conservacionistas
Fator R	Erosividade
Fator S	Declividade
FRB	Apparent bi-directional reflectance factor
GEMI	Global Environment Monitoring Index
GPS	Global System Position
IAF	índice de área foliar
IV	Índice de Vegetação
IVP	Comprimento de onda infravermelho próximo
LISEM	Limburg Soil Erosion Model
LVad	Latosolo Vermelho Amarelo, distrófico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado
MAD	Multivariate Alteration Detection
MDET	Modelo Digital de Elevação do Terreno
MEUPS	Modificação da Equação Universal de Perda de Solo
NCGIA	National Centre for Geographical Information and Analysis
ND	Números digitais
NDVI	Índice de Vegetação pela Diferença Normalizada
PI	Plano de informação
PNE	Potencial Natural de Erosão
PRE	Predisposição aos Riscos de Erosão
PVada	Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico abrupto, A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado
PVI	Perpendicular Vegetation Index
REM	Radiação Eletromagnética SIGs
RLe/d	Neossolo Litólico, eutrófico e distrófico, textura indiscriminada, relevo ondulado e forte ondulado
RMS	Root Mean Square Error

RQd	Neossolo quartzarênico, órtico, textura média, distrófico, A moderado, relevo Suave ondulado
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SR	Índice de Vegetação da Razão Simples
TM	Thematic Mapper
UMP	Classes de Uso/Manejo Permissível
USLE	Universal Soil Loss Equation
WEPP	Water Erosion Prediction Project

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1 Objetivos	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1 Erosão do solo	22
2.1.1 Solo: Recurso natural de caráter renovável?	22
2.1.2 Breve histórico do uso agrícola do solo	23
2.1.3 Erosão hídrica do solo	26
2.1.3.1 Erosão do solo: conceitos, processos e mecanismos da erosão hídrica	26
2.1.3.2 Fatores que influem no processo erosivo pela ação pluvial	29
2.1.3.2.1 Chuva	29
2.1.3.2.2 Solo	30
2.1.3.2.3 Relevô	31
2.1.3.2.4 Cobertura vegetal	32
2.1.4 Quantificação das perdas de solo por erosão hídrica	33
2.1.4.1 O modelo da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)	33
2.1.4.2 Outros modelos para estimativa de perda de solos	37
2.1.5 Classe de capacidade de uso sustentado da terra	38
2.2 As técnicas de Sensoriamente Remoto no estudo da erosão do solo: caracterização da cobertura vegetal	40
2.2.1 Comportamento espectral da vegetação	42
2.2.2 Características do sensor TM do Landsat 5	45
2.2.3 Processamento de imagens: caracterização da cobertura vegetal por índices de vegetação	46
2.2.3.1 Correção atmosférica	47
2.2.3.2 Índices de vegetação	48
2.2.3.3 Índices simples de vegetação	49
2.2.3.4 Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI)	49
2.2.3.5 Outros Índices de Vegetação	50
2.2.4 Sistemas de Informações Geográficas para Integração de dados	52
3. ÁREA DE ESTUDO	55
3.1 Localização	55
3.2 Caracterização da área	56
4. MATERIAIS E MÉTODOS	67
4.1 Método	67
4.2. Segmento analítico	70
4.2.1 Estruturação do banco de dados cartográficos	70
4.2.2 Modelo digital de elevação do terreno (MDET)	71
4.2.3 Uso da terra: cenários de 2006 e 2011	71
4.2.4 Fatores da EUPS	72
4.2.4.1 Fator R: erosividade da chuva	72
4.2.4.2 Fator K: Erodibilidade do solo	74

4.2.4.3 Fator topográfico (L e S): comprimento e grau de declive das vertentes	77
4.2.4.4 Fator P: Práticas Conservacionistas	79
4.2.5 Processamento de imagens digitais	80
4.2.5.1 Pré processamento: correção atmosférica	80
4.2.5.2 Processamento das imagens: obtenção do Índice de vegetação da razão simples (SR) e o índice de vegetação normalizado pela diferença (NDVI)	81
4.2.6 Associação dos valores NDVI com o fator C	82
4.3 Segmento de Integração	88
4.3.1 Classes de capacidade de uso da terra	88
4.3.2 Potencial Natural de Erosão – PNE	89
4.3.3 Valor T – Perdas permissíveis de solo por erosão	90
4.3.4 Classes de Uso/Manejo Permissível (UMP)	90
4.3.5 Classes de capacidade de uso sustentado da terra	91
4.3.6 Adequabilidade do uso das terras (cenário 2006) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	93
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	95
5.1 Modelo digital de elevação do terreno (MDET)	95
5.2 Esboço foto pedológico	96
5.3 Mapas de uso da terra: cenário de 2006 e 2011	98
5.4 Processamento de Imagens digitais	103
5.4.1 Correção atmosférica	103
5.4.2 Índice de vegetação da razão simples (SR)	106
5.4.3 Índices de vegetação pela diferença normalizada (NDVI)	108
5.5 Fator C obtido através do NDVI e RS	111
5.5.1 Análise de pixel: cenários de 2006 e 2011	111
5.5.2 Associação dos valores de NDVI e RS para o fator C	123
5.6 Dados dos fatores do modelo EUPS	127
5.7 Potencial natural de erosão (PNE) e predisposição aos riscos de erosão (PRE)	135
5.8 Uso da terra permissível (CP permissível)	138
5.9 Classes de capacidade de uso sustentável e adequado da terra	140
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	149
7. BIBLIOGRAFIA	151

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento e a manutenção da sociedade moderna baseiam-se cada vez mais na dependência dos recursos naturais terrestres, os quais desempenham papel vital no desenvolvimento econômico e social das nações. A utilização crescente destes recursos ao longo da história do homem, a qual ocorreu com avanço científico/tecnológico e aumento demográfico, intensificou os processos de destruição desta riqueza básica.

Entre os recursos terrestres atingidos pelas atividades antrópicas, destacam-se o solo e a água, intimamente ligados pelos processos hidrológicos, biológicos e físico-químicos que interagem no sistema ambiental. Atualmente no Brasil, os fenômenos erosivos e, conseqüentemente, o assoreamento de cursos d'água e reservatórios destacam-se como um dos principais problemas ambientais.

O contato do homem com o meio ambiente, principalmente com o meio agrícola, causa impactos que muitas vezes são difíceis de solucionar ou mesmo contornar. Dentre estes impactos, a erosão do solo pela ação do escoamento superficial das áreas pluviais representa uma importante contribuição devido à magnitude dos prejuízos que causa, direta ou indiretamente ao meio ambiente. Por exemplo no Brasil, são perdidas a cada ano em torno de 600 milhões de toneladas de solo agricultável, sendo que para o Estado de São Paulo este valor é estimado em 194 milhões de toneladas de solo por ano (VEIGA FILHO, 1992).

O problema da erosão deve-se não só a existência de solos susceptíveis aos processos de erosão hídrica, somados a períodos de elevada pluviosidade, mas também a ocorrência, em alguns casos, de ocupação desordenada e ausência de adequadas práticas conservacionistas.

A erosão hídrica, que em geral está associada ao manejo não adequado do solo, atinge não somente o solo e os recursos hídricos, mas também interfere na produção agrícola, reduzindo a produtividade e a qualidade da produção. Desta maneira, tem-se que o impacto da erosão no solo pode comprometer a sustentabilidade do sistema agrícola, exigindo a aplicação de altas tecnologias e investimentos para manter a produtividade das culturas, no âmbito do agronegócio globalizado.

A situação de perturbação ao meio ambiente que se verifica atualmente tende a piorar devido ao crescimento populacional, o qual constitui o principal fator de

demanda por alimentos e conseqüentemente de recursos naturais. Analisando o crescimento populacional global desde o século XIX, verificam-se elevadas taxas do crescimento demográfico: a população mundial cresceu de aproximadamente 1 bilhão de habitantes em 1800 para 6 bilhões de habitantes em 2000. Desta maneira houve a necessidade de aumentar a produção de alimentos. Estimativas do aumento populacional para os próximos anos indicam que a população mundial em 2025 será de aproximadamente 8 a 9 bilhões de habitantes, o que reforça a necessidade de mudanças nos sistemas produtivos, visando a sustentabilidade do meio em conjunto com um aumento da produtividade (FUJIHARA, 2002).

Estima-se que apenas 22% da área do planeta (14,900 milhões de hectares) são consideradas como potencialmente produtivas, e estas mesmas áreas produzem 97% dos alimentos consumidos no planeta, sendo que 3% dos alimentos são obtidos dos oceanos, rios e lagos. Considerando o crescimento populacional mundial acima citado, tem-se uma maior demanda de produção de alimentos através do uso cada vez mais intensivo do solo agrícola, juntamente com a expansão das áreas agrícolas, o que indubitavelmente resultará no aumento das taxas de erosão e perdas de solo, colocando em perigo a segurança alimentar mundial. Muitas são as preocupações acerca da segurança alimentar, dentre as quais se destacam: queda na produtividade dos solos agrícolas, aumento das taxas de erosão nas terras agrícolas; dificuldade na restauração das terras agrícolas degradadas pela erosão (perda de fertilidade); perda anual estimada de cerca de 6 milhões de hectares como resultado da degradação por erosão e outras causas (MORGAN, 2005).

Assim, a proposição de um planejamento ambiental enfatizando o desenvolvimento racional, deve atender aos princípios básicos da sustentabilidade ecológica, econômica, social e cultural (SACHS, 2000), pois o meio ambiente é uma interação entre as esferas do meio físico, biológico e social (SANTOS, 2004). Tendo em vista o exposto, o presente estudo visa contribuir com abordagem de extração e análise de dados, particularmente integrando técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas na análise de uma bacia hidrográfica predominantemente agrícola, considerando que as mudanças temporais de uso da terra interferem na variação temporal da erosão hídrica do solo. A análise de tais indicadores por meio do índice de cobertura vegetal do terreno e sua associação

com o fator uso-manejo (C) da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) constituem metodologia alternativa na obtenção de dados necessários para a quantificação dos riscos de erosão em uma bacia hidrográfica.

1.1 Objetivos

Esta proposta parte da premissa que as alterações do uso da terra, especialmente aquelas associadas às atividades agrícolas que em geral eliminam a cobertura vegetal natural, acarretam desequilíbrio no sistema natural de uma bacia hidrográfica. Isso resulta em condições de predisposição aos riscos de erosão do solo pela ação do escoamento superficial das águas pluviais. No que tange aos processos erosivos, tais alterações do uso da terra podem ser analisadas por diferentes abordagens metodológicas, destacando-se a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e dos Índices de Vegetação (IV). Desta maneira, a utilização de procedimentos que visam a aplicação de diferentes abordagens na análise de estimativas de erosão do solo mostra-se de grande importância para os estudos de contextualização ambiental.

Tendo-se em vista a importância das estimativas da perda de solo pelo processo erosivo e as relações com a densidade da cobertura vegetal (caracterizada por meio de índice de vegetação), esta pesquisa teve como objetivo indicar e avaliar a alteração da cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica de pequeno porte como fator de predisposição aos riscos de erosão hídrica, utilizando geotecnologias e modelo predictivo.

Para atender o objetivo geral, definiram-se os seguintes objetivos específicos:

- a) Análise das alterações da cobertura vegetal referentes aos cenários de 2006 e 2011, a partir de dados de sensoriamento remoto e de documentação cartográfica disponível;
- b) Caracterização dos indicadores da erosão hídrica de superfície do solo em termos de potencial natural de erosão e predisposição aos riscos de erosão com base nos termos do modelo EUPS (Equação Universal de Perda de Solos);
- c) Caracterização da densidade da cobertura vegetal por meio do Índice de Vegetação da Razão Simples (RS) e pelo Índice de Vegetação pela Diferença

Normalizada (NDVI) e índice de vegetação da Razão Simples (RS) visando obter informações associadas ao fator C da EUPS.

- d) Análise diagnóstica da bacia em termos de uso da terra, utilizando as classes de capacidade uso da terra, capacidade de uso sustentado e adequabilidade do uso da terra para o cenário de 2006.
- e) Avaliação da contribuição do sensoriamento remoto no levantamento das modificações do uso da terra, com a utilização do Índice de Vegetação na obtenção do Fator C da EUPS.
- f) Integração dos dados do modelo predictivo em um ambiente de Sistema de Informações Geográficas.
- g) Contribuição com informações para suporte ao planejamento ambientalmente sustentável da bacia.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Erosão do solo

2.1.1 Solo: Recurso natural de caráter renovável?

Recursos naturais renováveis são elementos da natureza com utilidade econômica para o homem. Seu uso tem como objetivo gerar o desenvolvimento econômico da civilização, assim como prover a sobrevivência e o conforto da sociedade em geral. Os recursos naturais renováveis, como o próprio nome diz, podem se regenerar por meio de processos naturais à uma taxa equivalente ou maior que o consumo humano destes recursos.

Dentre os recursos naturais de caráter renovável, o solo constitui um dos principais elementos essenciais à sobrevivência humana. No entanto, encontra-se em diferentes estágios de destruição. O aumento da população mundial e o conseqüente aumento na exploração dos recursos naturais para a produção de grãos, carne, laticínios e matéria prima para o vestuário e moradia, atrelado à ausência de práticas conservacionistas, levam, em curto prazo, a uma diminuição na produtividade da terra (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Dessa forma, o aspecto “renovável” do recurso solo é plausível de questionamentos.

Em Lal (1995) o solo é descrito como um recurso finito, frágil e não renovável, contrapondo-se a concepção geral de renovabilidade do recurso solo. De acordo com o mesmo autor, o solo, quando analisado em termos de adequabilidade de uso, tem somente 22% (3,6 bilhões de ha) da área total do globo adequada para o cultivo, e somente 3% (45 milhões de ha) possui capacidade de produção elevada.

Além das limitações de adequabilidade para o cultivo acima citadas, o processo de formação do solo é o principal fator de questionamentos. O tempo de “maturação” de um solo, que depende do tipo de material, das condições climáticas e do grau de erosão, requer de centenas a muitos milhares de anos para ser completado (LEPSH, 2002). Desta maneira, a velocidade de formação passa a ser inferior à velocidade de perdas de solo ocasionadas pelas práticas não conservacionistas de uso da terra.

Neste contexto, ao classificar o solo como recurso natural renovável, tem-se uma incoerência com os termos da definição: o solo, enquanto recurso natural

renovável deveria possuir a capacidade de se regenerar a uma taxa equivalente ou maior aos valores de perdas deste recurso ocasionadas pela exploração humana. No entanto, sabe-se que tal afirmação não condiz com a realidade, onde somente no Estado de São de Paulo são perdas anualmente, por efeito de erosão, cerca de 194.000.000 de toneladas de terra, sendo que 48.500 toneladas/ano chegam aos mananciais em forma de sedimentos transportados, causando assoreamento e poluição dos mesmos (BELLINAZI JUNIOR et al., 1981).

Visto que o recurso solo é um recurso finito, frágil e não renovável, a aplicação de práticas conservacionistas torna-se imprescindível para a manutenção da produção de alimentos, a sobrevivência humana e o desenvolvimento das nações.

2.1.2 Breve histórico do uso agrícola do solo

Analisando a história da agricultura, e conseqüentemente da erosão, é possível notar que a queda de muitos impérios esteve aliada ao mau uso do solo e a introdução de novas culturas e métodos de cultivo. A luta do homem contra a erosão se deu quando da mudança do nomadismo para um sistema fixo de vida, onde, com a intensificação do uso do solo, assim como com a destruição da cobertura vegetal, agravaram-se os processos erosivos tendo como conseqüência a degradação dos solos.

A aplicação de formas intensivas de agricultura através da utilização da irrigação por egípcios, assírios e babilônios em 5000 a.C. possibilitou o surgimento de grandes civilizações as margens dos Rios Nilo, Tigre e Eufrates, e também as fez sucumbir devido aos impactos desta atividade. Os impactos são a salinização do solo, o assoreamento de represas, diques e rios, o desmatamento de extensas áreas acelerando os processos erosivos, diminuindo as chuvas e favorecendo os processos de desertificação. Outros exemplos do impacto de determinados usos agrícolas pode ser verificado nas sociedades pastoris que se estendiam no cinturão da seca (entre o Egito e a China) e os intensivos desmatamentos na região mediterrânea, os quais foram responsáveis pela decadência do Império Romano (PASCHOAL, 1995; GUERRA et al., 2005).

No entanto, há registros de que os povos da Antiguidade também se preocupavam com a contenção dos processos erosivos. Exemplos desta

preocupação estão presentes nas técnicas de terraços para irrigação encontrados na Palestina, nas proximidades de Carmel, Gilboa e Samaria. Da mesma maneira, também na Grécia foram encontrados vestígios de terraceamento, irrigação, reflorestamento de morros e desenvolvimento de lavouras secas, os quais demonstram a aplicação de técnicas conservacionistas e a preocupação com a sustentabilidade da atividade agrícola. No entanto, mesmo com a aplicação de práticas conservacionistas, os povos da Antiguidade também praticavam atividades que contribuíam para acelerar os processos erosivos, como a aração contínua das terras, o super pastoreio dos campos, o corte das árvores e o aumento das áreas pantanosas nas embocaduras dos rios (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Os métodos agrícolas romanos, caracterizados por um bom manejo do solo aliado à redução da frequência de aração e as sistemas de rotação de cultura, os quais foram introduzidos na Inglaterra nas regiões de abrangência do Império Romano, ocasionaram uma melhora geral da agricultura. Também na Escócia, devido à quantidade limitada de terras planas, houve um aumento da aplicação de práticas conservacionistas e o conseqüente progresso agrícola do país. Presume-se que os norte-americanos se basearam no sistema conservacionista da Escócia para desenvolver o sistema de manejo e conservação do solo aplicado em todo o país (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

No decorrer do desenvolvimento das sociedades, a degradação do meio ambiente por meio de usos agrícolas inadequados permaneceu. É o que se verifica entre os séculos VIII e XIX onde o uso do arado de aveia, capaz de mobilizar grande quantidade de solo, e da coalheira, capaz de quadruplicar a força da tração animal, tornaram mais eficientes as práticas agrícolas para o cultivo, porém, também mais agressivos contra o meio ambiente. Exemplo desta agricultura progressista pode ser verificado na destruição de grande parte das florestas da Europa assim como na aplicação de extensos sistemas de monocultura nas colônias Européias das Américas, África e Ásia, as quais provocaram intensos processos erosivos e perdas rápidas de fertilidade do solo (PASCHOAL, 1995).

A revolução industrial, iniciada por volta de 1780 trouxe a mecanização da agricultura, que, através de máquinas agrícolas e de um arsenal de implementos para o solo, fez expandir rapidamente as fronteiras agrícolas das propriedades rurais, dando espaço para a substituição da policultura para a monocultura. Da mesma

forma, a substituição dos animais de tração pelas máquinas fez diminuir a quantidade de adubos orgânicos nas fazendas, propiciando o uso generalizado de fertilizantes minerais solúveis (PASCHOAL, 1995).

Os impactos da agricultura na natureza se generalizaram após a segunda guerra mundial com a revolução verde, a qual propiciou a implantação de monocultivo intensivo e a utilização de adubos solúveis em extensas áreas tropicais. Com a revolução verde, muitos solos tropicais perderam sua fertilidade natural devido à perda de sua estrutura física, à destruição da matéria orgânica do solo, à acidificação, à mobilização de substâncias tóxicas, à imobilização de nutrientes e à exterminação de macro e microorganismos úteis, além de intensos processos erosivos (PASCHOAL, 1995).

No Brasil, assim como em países menos desenvolvidos, foi somente na década de 60 e 70 que os princípios da Revolução Verde estiveram presentes através de pacotes tecnológicos visando o subsídio de créditos agrícolas para estimular a grande produção agrícola, as esferas agroindustriais, as empresas de maquinários e de insumos industriais para uso agrícola – como tratores, herbicidas e fertilizantes químicos –, a agricultura de exportação, a produção de processados para a exportação e a diferenciação (MOREIRA, 2000).

Desta maneira, conforme Boardman (2005), os problemas atuais de erosão do solo no Brasil são oriundos da combinação de um rápido desenvolvimento aliado a solos frágeis e a um regime climático caracterizado pela elevada pluviosidade. No entanto, a problemática da conservação do solo no Brasil não é correlacionada somente aos processos físicos de erosão do solo, mas também aos aspectos socioeconômicos onde a falta de informação, a ausência de práticas conservacionistas e o não incentivo para as práticas de proteção do solo favorecem o aumento da degradação dos solos brasileiros.

No que tange a atual conservação do solo e dos recursos naturais renováveis no Brasil, Bertoni e Lombardi Neto (2008) ressaltam que estes se encontram correlacionados com as pressões demográficas que são registradas em diferentes regiões. Da mesma forma, as condições naturais do país (clima tropical/subtropical, áreas de má formação geológica e topografia acidentada), aliada à ausência de uma concepção conservacionistas dos solos pelos agricultores, faz com que o Brasil

apresente, em sua curta historia agrícola, as evidências dos processos erosivos e do conseqüente declínio da fertilidade das terras e da produtividade de alimentos.

Dentre os principais problemas que geram a improdutividade no Brasil, tem-se a erosão hídrica acelerada, a qual está aliada à aplicação de práticas com sentido extrativista, como o plantio continuado e mal distribuído de culturas esgotantes e pouco protetoras, plantio em linhas dirigidas a favor das águas, a queimada drástica dos restos culturais e o super pastoreio, os quais aceleram o depauperamento das terras brasileiras.

2.1.3 Erosão hídrica do solo

2.1.3.1 Erosão do solo: conceitos, processos e mecanismos da erosão hídrica

O processo erosivo ocasionado pelas águas da chuva tem ocorrência em quase toda a extensão da superfície terrestre, em especial, nas áreas com clima tropical onde os totais pluviométricos são mais elevados e concentrados que em outras regiões do planeta (GUERRA, 2005).

A erosão pode ser definida como sendo a desagregação, o transporte e a deposição do solo, subsolo e rochas em decomposição pelas águas, ventos ou geleiras (GALETI, 1973).

De acordo com o Glossário de Termos Técnicos de Geologia e Engenharia, da Associação Brasileira de Geologia - ABGE (1985), a erosão é tida como um conjunto de fatores físicos, químicos ou biológicos, naturais, responsáveis pelo modelamento do relevo terrestre.

Também para Bertoni e Lombardi Neto (2008), o conceito de erosão implica no desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo, causado pela água ou pelo vento, a qual é intensificada a partir da remoção da cobertura vegetal pelo homem no momento do cultivo do solo. Tal fenômeno é tido como o principal problema da agricultura paulista, o qual, além de degradar o solo, gera problemas na qualidade da água devido à poluição e ao assoreamento de mananciais (BERTOLINI e LOMBARDI NETO, 1994).

Conforme USDA Soil Conservation Service (1948), os processos erosivos podem ser agrupados em duas categorias: erosão natural ou geológica e erosão acelerada do solo, sendo a primeira considerada processo natural e inevitável da morfogênese, e a segunda constituindo desequilíbrio do meio físico provocado pela

atuação antrópica. A erosão acelerada do solo é o resultado do desequilíbrio, em geral provocado pela atuação antrópica, que é desencadeada num lapso de tempo curto a partir da modificação de algum componente da paisagem. Desta maneira, observa-se sempre uma forte correlação entre a dinâmica da ocupação das terras e processos erosivos dos solos (PINTO, 1991).

O processo de erosão pode ser dividido em duas fases: desprendimento e transporte.

O desprendimento das partículas do solo pelas gotas de chuva é ocasionado pelo efeito splash, o qual é tido como o estágio inicial do processo erosivo na medida em que prepara as partículas que compõem o solo para serem transportadas pelo escoamento superficial. Tal preparação ocorre por meio da ruptura dos agregados, quebrando-os em tamanhos menores, e pelo transporte e salpicamento dos mesmos. Neste sentido, a energia cinética das chuvas constitui importante elemento na erosão dos solos na medida em que envolve gasto de energia para a ruptura dos agregados e para o efeito splash das partículas. Da mesma maneira, demais propriedades do solo (textura, densidade aparente, porosidade, estrutura) são importantes neste processo sendo que o teor de matéria orgânica tem destaque especial, sendo que quanto menor é o seu teor no solo, maior é a instabilidade dos agregados (GUERRA, 2005; PRUSKI, 2006).

Quando a intensidade de precipitação se torna maior do que a de infiltração, ou quando a capacidade de acumulação no solo é excedida, tem início o empoçamento e escoamento superficial, que por sua vez, está associado ao transporte das partículas do solo (PRUSKI, 2006). Neste processo de transporte de partículas tem-se a formação de crostas as quais eventualmente provocarão a selagem do solo. O processo de formação de crostas no topo do solo, o qual é ocasionado pelo impacto das gotas de chuva, faz com que a superfície do terreno se torne selada, dificultando a infiltração das águas das chuvas, mudando completamente o processo inicial de erosão do solo: de grande destacamento e baixo transporte para baixo destacamento e alto transporte durante o escoamento superficial. É válido ressaltar quem no processo de transporte das partículas, as propriedades do solo, como teor de argila e matéria orgânica, geram maior estabilidade, tornando os perfis menos propensos a serem cobertos por crostas. Neste sentido, a infiltração ocorre mais rapidamente nos solos que contém agregados maiores e mais estáveis, diminuindo

assim o escoamento superficial. Por outro lado, à medida que os agregados são destruídos e a superfície do solo se torna selada, as crostas passam a oferecer maior resistência à ação do splash e menor resistência à ação do runoff sendo que este último pode atingir altas velocidades as quais serão suficientes para destacar sedimentos e transportá-los dentro das ravinas (GUERRA, 2005).

A remoção de camadas dos solos pelas águas pluviais pode ser expressa por meio de dois processos principais: a erosão em lençol e erosão linear. A erosão em lençol é quando a perda de solo pela erosão se dá em camadas relativamente finas e homogêneas, chamado de escoamento laminar, sendo que este processo tem seu início com o impacto das gotas de chuva sobre o solo. Neste processo, a força de cisalhamento imposta não é suficiente para transportar partículas, mas, à medida que tal escoamento aumenta e acelera, tem-se o cisalhamento das partículas do solo e, finalmente, a erosão começa a ocorrer a partir de uma distância crítica do topo da encosta (GUERRA, 1988). Já a erosão linear consiste na retirada do material de cobertura pedológica através do fluxo concentrado em pequenos canais existentes nas depressões no relevo do terreno, constituindo-se em pequenos sulcos, ravinas e podendo chegar a um estágio mais avançado que são as chamadas voçorocas (BRAUN, 1961; MORGAN, 2005). Neste estágio de evolução do escoamento superficial, a concentração de sedimentos no interior do fluxo concentrado gera um forte atrito entre as partículas e o fundo dos pequenos canais, acelerando o processo erosivo nos canais que estão começando a se formar (GUERRA, 2005).

Souto e Crestana (2000) descrevem que os problemas derivados da erosão hídrica de superfície, resultante do escoamento das águas pluviais, podem ser de distintas grandezas. Nos locais onde ocorrem os processos erosivos, verifica-se a perda da capacidade produtiva, devido à remoção dos horizontes superficiais. Por outro lado, os excedentes hídricos que chegam até a rede de drenagem da bacia hidrográfica transportam sedimentos, nutrientes e agroquímicos que contaminam as águas superficiais.

2.1.3.2 Fatores que influem no processo erosivo pela ação pluvial

2.1.3.2.1 Chuva

O fator erosividade, o qual é função da energia cinética das gotas e da intensidade das chuvas, corresponde a um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, em determinada localidade, de causar erosão em parcelas de solo sem proteção.

Bertoni e Lombardi Neto (2008) ressaltam que a chuva constitui um dos fatores climáticos de maior importância na erosão dos solos, sendo que o volume e a velocidade da enxurrada dependem da intensidade, duração e frequência das chuvas. Quando todos os outros fatores que influem no processo erosivo são mantidos constantes, com exceção do fator chuva, a perda de solo por unidade de área de um terreno desprotegido de vegetação é diretamente proporcional ao produto de duas características da chuva: energia cinética e intensidade (WISHMEIER e SMITH apud BERTONI E LOMBARDI NETO, 2008).

No que tange ao elemento chuva como determinador do potencial erosivo, tem-se elevada importância dada à energia cinética das gotas da chuva, a qual constitui fator determinante da erosividade, que por sua vez, constitui a habilidade da chuva em causar erosão. Quanto maior a energia cinética das gotas da chuva, maior será a probabilidade em causar a ruptura dos agregados (GUERRA, 2005).

Bertoni e Lombardi Neto (2008) destacam que as gotas da chuva contribuem pelo menos de três formas para os processos erosivos:

- a. Desprendem partículas de solo no local que sofre o impacto;
- b. Transportam, por salpicamento, as partículas despreendidas;
- c. Imprime energia, em forma de turbulência, à água superficial.

O efeito “splash”, também conhecido como erosão por salpicamento, caracteriza-se por ser o agente mais importante do destacamento de partículas, onde a exposição contínua do solo às chuvas intensas acarreta no enfraquecimento das estruturas do solo. Tal fenômeno é tido como o estágio inicial do processo erosivo na medida em que prepara as partículas que compõem o solo para serem destacadas e transportadas pelo escoamento superficial (GUERRA, 2005). Dentre os fatores determinantes do splash, tem-se não somente o fator resistência do solo ao impacto das gotas de chuva, mas também o fator energia cinética das gotas, o qual constitui importante elemento no início dos processos erosivos e fator

determinante da erosividade. Esse efeito foi tido como principal agente causador dos processos erosivos nas últimas décadas. Antes disto, tinha-se a concepção de que a enxurrada era o fator causador dos processos erosivos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

É válido ressaltar que, além da ação da chuva, representada pelo “splash”, os demais elementos do intemperismo físico, como o umedecimento e secagem, congelamento e descongelamento, assim como os processos de preparo do solo, também constituem processos que fragilizam as estruturas do solo, facilitando a remoção e o conseqüente transporte de partículas. (MORGAN, 2005).

Muitos estudos acerca da erosividade das chuvas correlacionada à energia cinética foram feitos. Hudson (1961) propôs que a erosão é causada quase que exclusivamente por chuvas com intensidade maiores que 25 mm/h.

Meyer e Harmon (1992), estudando o efeito da intensidade e energia de impacto das gotas da precipitação, constataram que precipitações artificiais de mesma intensidade e duração de 30 minutos produziram perdas de solo cerca de três vezes menores quando a energia cinética da precipitação foi reduzida em torno de 57%.

2.1.3.2.2 Solo

Conforme Morgan (2005) a resistência do solo frente aos processos de destacamento de partículas e transporte é denominado de erodibilidade. A erodibilidade é tida como uma propriedade do solo resultante da interação entre as suas características físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade), químicas, mineralógicas e biológicas de resistir aos processos de desprendimento de partículas geradas pelo processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008; CORRECHEL, 2003).

A textura do solo é um fator importante na erodibilidade dado que a distribuição do tamanho das partículas é um de seus maiores determinantes. Conforme Lal (1988), enquanto as partículas mais grossas do solo, como areia grossa, resistem ao transporte, as partículas mais finas, como as argilas, resistem a desagregação. Assim, partículas como areia fina e silte são consideradas as mais susceptíveis a desagregação e ao transporte pela enxurrada, e conseqüentemente ao processo erosivo.

Da mesma maneira, a estrutura do solo influencia a erodibilidade através de propriedades físico químicas das argilas, as quais fazem com que os agregados permaneçam estáveis em presença de água e de propriedades biológicas. Quanto maior a estabilidade dos agregados em água, maior será a permeabilidade do solo e menor a desagregação, e, assim, menor será o escoamento superficial e o arraste de partículas individualizadas pela água. Também, a matéria orgânica, no que tange a estrutura do solo, propicia melhores condições de arejamento e de retenção de água. Em solos arenosos, os quais são predominantes na área de estudo, a matéria orgânica promove a aglutinação de partículas firmando a estrutura e diminuindo o diâmetro dos poros, tendo assim como consequência o aumento da capacidade de retenção de água e a diminuição da susceptibilidade destes solos à erosão hídrica (CORRECHEL, 2003).

A capacidade de infiltração é em função da porosidade. Ela corresponde ao volume do solo não ocupado por partículas sólidas, incluindo todo o espaço poroso ocupado pelo ar e água (SILVA, 2005). A infiltração constitui o movimento da água dentro da superfície do solo, sendo que, quanto maior for a sua velocidade, menor será a intensidade da enxurrada na superfície, e, conseqüentemente, menor será o processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). Uma porosidade eficiente permite mais quantidade de água infiltrada, propiciando assim uma reserva permanente para as nascentes e os vegetais, além de diminuir a quantidade de escoamento superficial e conseqüentemente o processo erosivo (SILVA, 2005).

2.1.3.2.3 Relevô

Em Bertoni e Lombardi Neto (2008) o fator topográfico é definido como a perda de solo por unidade de área em um comprimento de rampa de declividade qualquer em relação à perda de solo correspondente a uma parcela unitária de 25 metros de comprimento com 9% de declividade.

Para Morgan (2005), o potencial erosivo geralmente é acrescido com o aumento do grau e do comprimento da declividade, os quais geram, respectivamente, aumento na velocidade e no volume do escoamento superficial.

Muitos trabalhos têm sido realizados visando comparar a influência do fator topográfico no potencial natural de erosão.

Hudson e Jackson (1959), ao determinarem o valor fixo de 2% de declividade, verificaram que os efeitos da declividade sobre os processos erosivos são maiores nas condições tropicais onde há maior influência do fator erosividade.

Lang et al. (1984) avaliando a influência da declividade (fator S) na erosão entre sulcos em um “topossolo”, verificaram que o potencial de erosão foi maior para área de declive com 9% que em área com 3% de declividade.

Também Lattanzi et al. (1974), observando a erosão entre sulcos de um solo siltoso, verificaram que, quando a declividade da superfície do solo foi aumentada de 2 para 20% de declividade, a erosão entre sulcos aumentou mais que o dobro.

2.1.3.2.4 Cobertura vegetal

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2008), a importância da cobertura vegetal frente os processo erosivos se dá pelo fato de que a mesma oferece proteção natural contra os efeitos negativos que a erosão acarreta no terreno. Tal proteção reduz o impacto das gotas da chuva na superfície, na medida em que faz com estas se dividam em várias gotículas, reduzindo com isso a força de impacto das gotas da chuva sobre o solo. Quando se observa a ação das gotas da chuva em um terreno descoberto, verifica-se o desprendimento das partículas do solo através do salpicamento e o transporte dos materiais desprendidos pela água das enxurradas.

Para Morgan (2005), a cobertura vegetal age como uma camada protetora entre a atmosfera e o solo, sendo que na parte aérea da vegetação (folhas e caules) há a absorção de parte da energia das gotas da chuva, de modo que menos energia é dirigida para o solo. Da mesma maneira, os componentes localizados abaixo do solo que compõem o sistema radicular contribuem para a resistência mecânica dos solos.

A vegetação também exerce papel essencial na dispersão da água, na interceptação da chuva e na promoção da evaporação antes que a mesma atinja o solo. Ela promove o aumento da capacidade de infiltração da água, na medida em que, através da decomposição das raízes, promove a formação de canaliculos no solo. É também através da adição de matéria orgânica e de húmus que há o melhoramento da retenção da água no solo e da estabilidade dos agregados, melhorando a estrutura e a porosidade, e conseqüentemente diminuindo a susceptibilidade do solo à erosão (FEITOSA, 2006).

A cobertura vegetal exerce papel importante sobre o escoamento superficial, dissipando a energia da água da chuva através do aumento do atrito na superfície, reduzindo, assim, a velocidade de escoamento (SILVA, 2005; FEITOSA, 2006).

Casseti (1991) salienta ainda que a cobertura vegetal tem papel frenador, dissipando a energia do material em deslocamento. É devido à presença de obstáculos existentes na superfície oriundos da cobertura vegetal (porte arbóreo, gramínea, matéria orgânica) que o fluxo difuso tem sua energia dissipada, havendo redução da capacidade de transporte, minimizando a atuação dos processos erosivos.

Diferenças nas perdas de solo para cada tipo de cultivo e para cada estágio fenológico das culturas também foram observadas por Bertoni e Lombardi (2008). Na tabela 1 pode ser verificada a diferença de material perdido para cada tipo de uso da terra.

Tabela 1. Perda de solo e água para diferentes tipos de uso da terra.
Fonte: Bertoni e Lombardi Neto (2010)

Tipo de uso	Perdas de solo t/há	Perdas de água % da chuva
Mata	0,004	0,7
Pastagem	0,4	0,7
Cafezal	0,9	1,1
Algodal	26,6	7,2

Muitos trabalhos acerca do comportamento protetor de diferentes tipos de manejo e cobertura do solo foram realizados.

De Ploey (1981), ao analisar a ação do escoamento superficial em áreas com declive de 8°, constatou o valor crítico de crescimento de uma gramínea que, a partir de certo ponto, passa a ter um efeito protetor sobre o solo.

Também De Maria e Lombardi Neto (1997), ao avaliarem diferentes sistemas de manejo para o cultivo de milho, estabeleceram razões de perdas de solo para o cálculo do Fator C, concluindo haver variação significativa do fator conforme o manejo adotado.

2.1.4 Quantificação das perdas de solo por erosão hídrica

2.1.4.1 O modelo da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)

A quantificação dos processos erosivos tem sido uma preocupação de diversos trabalhos, principalmente de geomorfólogos, pedólogos, agrônomos e geólogos. Com ênfase nesta temática, destacam-se, entre outras, publicações realizadas por

Strahler (1956), Tricart e Cailleux (1956), Carson (1971), Wischmeier e Smith (1978), Christofolletti (1980 e 1981), Bertoni e Lombardi Neto (1993) e Donzelli et al (1992).

Com referência à utilização de modelos preditivos para a caracterização e avaliação de indicadores da erosão do solo, ênfase têm sido dada à Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (Universal Soil Loss Equation - USLE - WISCHMEIER e SMITH, 1978), a qual foi particularmente difundida no Brasil por Bertoni e Lombardi Neto (1985 e 1993) e Donzelli et al (1992). A EUPS foi desenvolvida em 1954 no National Runoff and Soil Loss Data Center pela Agricultural Research Service em colaboração com a Universidade de Pedue (USA) e, posteriormente, revisada por Wischmeier e Smith (1965) e Wischmeier e Smith (1978), sendo esta última publicação a mais difundida (WISCHMEIER e SMITH, 1978 e WEILL, 1999, apud FUJIRARA, 2002).

O modelo EUPS tem como objetivo realizar estimativas da erosão do solo a médio e longo prazos, servindo como base geral ao planejamento de práticas conservacionistas visando minimizar a perda de solos a níveis aceitáveis.

A EUPS visa estimar as perdas anuais médias de solo a longo prazo, em uma determinada gleba e sob um determinado uso, levando em consideração os fatores mais significativos de condicionamento da erosão (topografia, tipo de solo, potencial erosivo da chuva, uso/manejo do solo e práticas conservacionistas) (FERNANDÉZ, 1996).

A EUPS envolve os seguintes parâmetros:

$$A = R. K. L. S. C. P \quad (1)$$

onde:

A - é a perda de solo por ano ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$);

R - fator R, função da erosividade da chuva, obtido a partir de formulação que inclui energia cinética das chuvas e sua intensidade ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$);

K - fator K, função da erodibilidade do solo, obtido através de formulação considerando dados referentes a características de um solo, que determinam sua susceptibilidade à erosão ($\text{t} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$);

L e **S** - fator LS, função do relevo, envolvendo, respectivamente, a extensão da vertente (em metros) e a declividade (em %);

C - fator C, função da cobertura vegetal e seu manejo, obtido a partir de dados (índice), considerando diferentes condições de cobertura do solo proporcionadas

pela vegetação natural ou usos agrícolas, que neste caso inclui o manejo. (adimensional);

P - fator P, que se refere às práticas de suporte ou de conservação do solo em áreas agrícolas, constituindo também um índice (adimensional).

Muitas são as desvantagens do modelo, sendo que uma delas se dá pelo fato de que, ao se aplicar a equação no âmbito de uma bacia hidrográfica, o volume estimado de solo perdido pela erosão hídrica do solo será maior do que o volume real perdido. Todo material que tenha sido removido e que ainda permaneça em campo, nas áreas de deposição (depressões, terraços e planos a jusante da vertente) são considerados, pela EUPS, como materiais perdidos, denotando desta maneira a diferença existente entre os valores estimados de perda pela EUPS e os valores reais no âmbito da bacia hidrográfica (VALERIANO, 1999; IPT, 1986). Sendo assim, a EUPS, quando empregada em pequenos talhões compatíveis com o uso agrícola, gera bons resultados na quantificação de perda de solo, sendo que, quando adotadas em áreas grandes, como bacias hidrográficas, o modelo permite realizar somente avaliações qualitativas das perdas de solo (BAPTISTA, 1997). Apesar dos resultados qualitativos da aplicação da EUPS em bacias hidrográficas, tais informações podem fornecer dados relevantes ao planejamento agrícola e ambiental, contribuindo para um diagnóstico inicial da bacia hidrográfica (BLOISE et al. 2001).

Além do fato referido acima, Fernández (1996) afirma que a EUPS apresenta limitações quanto ao fator topográfico. Estudos baseados neste modelo se limitam a áreas com máximo de 300m de comprimento de vertente e aproximadamente 20% de declividade, sendo que tais valores, quando em análises de bacia hidrográficas, são facilmente extrapolados.

O fator antrópico também é classificado como limitante ao modelo, visto que somente os dados de Sensoriamento Remoto (imagens orbitais e fotografias aéreas) não são suficientes para determinar com rigor as rotações culturais, visto o aspecto momentâneo das mesmas.

Apesar das desvantagens, a aplicação da EUPS, por não exigir um número elevado de parâmetros, e, ao permitir a sua implementação em ambiente SIG com relativa facilidade, apresenta muitas vantagens quando comparado a utilização de outros modelos determinísticos (SAVABI, 1993).

Com apoio do modelo EUPS, diversos trabalhos têm sido realizados em condições naturais, em nível de bacias hidrográficas, como por exemplo: Morgan e Nalepa (1982), Pinto (1983, 1991 e 1996), Bertoni e Lombardi Neto (1985 e 1993), Wilson (1986), De Gloria et al (1986) e IPT (1986).

Avaliando os modelos EUPS e MEUPS na bacia do Ribeirão Bonito (SP), Araujo Jr (1997) obteve como saída dos modelos os potenciais de erosão, o potencial natural de erosão, o aporte de sedimentos e os índices de criticidade, para os cenários de 1988 e 1994.

Da mesma maneira, Weill (1999) estimou as taxas atuais de erosão por meio da EUPS, com ajuste dos fatores do modelo à realidade local na microbacia do Ceveiro. Com base nas estimativas atuais de perda, na taxa presumida de renovação e na profundidade excedente do solo, o autor calculou um índice de sustentabilidade, denominado “Índice de tempo de vida”, o qual é uma função da posição no terreno e remete ao tempo para instalação de impacto irreversível.

Também Gameiro (1997) avaliando os métodos de obtenção dos fatores “L” e “S” da EUPS na microbacia do Ribeirão das Araras e a estimativa e tolerância de perdas de solos, obteve o índice de criticidade, sendo este comparável ao mapa de adequação de uso.

Visando realizar estimativas das variáveis topográficas da EUPS através do Geoprocessamento, Valeriano (1999) desenvolveu um programa de cálculo do comprimento de rampa utilizando funções de conectividade, no caso, análise de custos.

Donzelli et al. (1992) integraram os dados do Potencial Natural de Erosão (PNE) oriundos da combinação dos fatores R, K, L e S da EUPS com os valores de perdas permissíveis para cada unidade de solo possibilitando a obtenção dos valores de uso e manejo permissível/tolerável (risco de erosão) o qual representa o uso adequado da terra conforme os limites de tolerância dos elementos naturais (chuva, solo, declividade e comprimento de declive). Com a subtração dos valores de uso e manejo atuais com os valores de uso e manejo permissíveis, obtiveram a expectativa de erosão para cada unidade de uso e manejo do solo da microbacia do córrego São Joaquim.

2.1.4.2 Outros modelos para estimativa de perda de solos

Devido a algumas limitações observadas no modelo original da EUPS, modificações e revisões foram realizadas originando modelos de estimativa de perda de solos como a MEUPS e RUSLE. Também outros modelos preditivos como AGNPS (Agricultural Non-Point Source Model), EUROSEM (European Soil Erosion Model), LISEM (Limburg Soil Erosion Model), CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems Model*), e o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) foram desenvolvidos visando à predição dos processos erosivos.

O modelo MEUPS (Modificação da Equação Universal de Perdas de Solo), sendo uma variação do modelo EUPS, prevê o aporte de sedimentos oriundos de pequenas e médias bacias hidrográficas em determinado exutório (talvegue, córrego ou reservatório) da bacia (WILLIAMS, 1975).

Desenvolvido por Young (1989), o modelo AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source*) foi utilizado em bacias mais extensas para a estimativa e análise da quantidade de água de escoamento superficial em áreas agrícolas. Tal modelo é capaz de simular os efeitos do carreamento de sedimentos e de poluentes difusos provocados por chuvas intensas sobre a bacia. O escoamento é simulado usando o procedimento do número de curvas do escoamento ligado ao serviço de conservação do solo, enquanto a produção de sedimentos é realizada utilizando-se versão modificada da equação EUPS (CHRISTOFOLETTI, 1999).

O EUROSEM (European Soil Erosion Model) é tido como um modelo designado para predizer a erosão pela água em eventos individuais em pequenas bacias hidrográficas e em parcelas de campo, e para avaliar as medidas de proteção do solo (VALLE JUNIOR, 2008 e CHRISTOFOLETTI, 1999). Da mesma maneira, o LISEM (Limburg Soil Erosion Model) é um modelo da hidrologia e erosão dos solos em elaborado para ser utilizado em formato raster e em ambiente SIG, tendo como objetivo a fácil aplicação no âmbito das bacias hidrográficas, melhorando a interface com o usuário e propiciando a utilização de dados gerados pelo sensoriamento remoto (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Por último, tem-se o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), o qual constitui um modelo físico que simula a erosão e a produção de sedimentos, e utilizando como componentes a simulação do clima, a hidrologia, o crescimento das culturas, os solos, a erosão laminar e a irrigação (WEILL, 1999). Este modelo é aplicável aos

processos de erosão em encostas (erosão em sulcos e entressulcos) e também na simulação de processos hidrológicos e erosivos em pequenas bacias (ANDRELLO, 2004).

2.1.5 Classe de capacidade de uso sustentado da terra

A classe de capacidade e uso da terra constitui uma classificação técnico-interpretativa, originalmente desenvolvida pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos e posteriormente adaptada para as condições brasileiras por Lepsch (1991).

O objetivo desta classificação é o de identificar as classes homogêneas de terra conforme a sua máxima capacidade de uso, sem que para tanto, ocorra o risco de degradação do solo, especialmente quanto a degradação relacionada a erosão acelerada (LEPSCH, 1991).

Em termos gerais, as classes são subdivididas quanto as condições físicas locais, como solo, clima e relevo, sendo posteriormente levantados os fatores físicos de maior influencia sobre o uso da terra (natureza do solo, declividade, erosão e uso atual), os quais serão interpretados e medidos em conjunto para a determinação das classes de capacidade do uso da terra (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

Conforme Lepsch (1991), tal classificação é constituída por quatro níveis hierárquicos: grupos, classes, subclasses e unidades.

Os grupos estabelecem o grau de intensidade do uso da terra, sendo subdivididos em: a) áreas que garantem uma colheita satisfatória por determinado período de cultivo sem dano para a terra; b) áreas que precisam estar cobertas com vegetação permanente para produzir lucro satisfatório e preservar a terra; c) áreas que não são adequadas para vegetação produtiva.

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2010) e Lepsch (1991), as classes definem o grau de limitação do uso, sendo subdivididas em:

- I – Terras cultiváveis, próprias para culturas anuais, aparentemente sem problemas especiais de conservação (Grupo A);
- II – terras com declives suaves, cultiváveis, próprias para culturas anuais, com problemas simples de conservação (Grupo A);

- III - terras com declividade de até 12%, cultiváveis, próprias para culturas anuais com práticas intensivas de conservação, com problemas complexos de conservação (Grupo A);
- IV - terras declivosas, adequadas para culturas permanentes, cultiváveis apenas ocasionalmente ou em extensão limitada com sérios problemas de conservação (Grupo A);
- V – Terras planas e mal drenadas, cultiváveis apenas em casos especiais de algumas culturas permanentes e adaptadas em geral para pastagens ou reflorestamento, sem necessidade de práticas especiais de conservação (Grupo B);
- VI – terras de boa fertilidade natural e produtividade, com declives muito acentuados, cultiváveis apenas em casos especiais de algumas culturas permanentes e adaptadas em geral para pastagens ou reflorestamento, com problemas simples de conservação (Grupo B);
- VII – terras acidentadas ou com declives acima de 40%, cultiváveis apenas em casos especiais de algumas culturas permanentes e adaptadas em geral para pastagens ou reflorestamento com problemas complexos de conservação (Grupo B);
- VIII – terras impróprias para cultura, pastagem ou reflorestamento, adequadas somente para abrigo da flora e fauna silvestre (Grupo C).

As subclasses distinguem a natureza da limitação do uso, sendo apresentados por letras minúsculas: “e” limitações pela erosão presente ou risco de erosão; “s” limitações relativas ao solo; “a” limitações por excesso de água; “c” limitações climáticas. Já as unidades são representadas por numeral arábico 1, 2 e 3.

Nogueira (2000) combinou as classes de capacidade de uso da terra com as classes de risco de erosão, obtendo as classes de capacidade de uso sustentado da terra, as quais correspondem à classe mais restritiva dentre as das classificações por capacidade de uso e por risco de erosão. Tal metodologia é perfeitamente adequada aos estudos de sustentabilidade envolvendo especialmente o item conservação do solo.

2.2 As técnicas de Sensoriamento Remoto no estudo da erosão do solo: caracterização da cobertura vegetal

Conforme Garcia (1982), o Sensoriamento Remoto é a tecnologia que permite a aquisição de informação sobre objetos ou fenômenos sem que haja o contato físico entre eles, utilizando-se, para isso, de sensores instalados comumente em plataformas como aviões e satélites.

Para Novo (1992), o sensoriamento remoto caracteriza-se como sendo a utilização de modernos sensores, aeronaves, espaçonaves, com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e análise das interações entre a Radiação Eletromagnética (REM) e as substâncias existentes na superfície terrestre em suas mais diversas manifestações.

A importância da aplicação do sensoriamento remoto em diferentes ramos da ciência, especialmente na área ambiental, é devida a sua capacidade de coletar dados multiespectrais em diferentes épocas, oferecendo a oportunidade de analisar vários fenômenos sinopticamente através do tempo (VALENTE, 2001). Este atributo, associados às diferentes amplitudes espectrais que os modernos sensores possuem, faz com que as imagens dos sensores remotos sejam fundamentais nas diferentes aplicações dos estudos ambientais.

Conforme enfatiza Garcia (1982), as fotografias aéreas são produtos de grande valia para a identificação e mapeamento dos recursos naturais. São utilizadas em estudos de geografia, entre outros, que se dedicam aos estudos ambientais. Desta maneira as fotografias aéreas já vêm sendo utilizadas com intensidade desde a década de 1950, sendo também fornecidos dados a nível orbital por satélites os quais se mostram como importantes instrumentos para o acompanhamento temporal das condições de instabilidade ambiental (a erosão neste caso também se mostra como uma expressão desta instabilidade).

A caracterização e avaliação da dinâmica do uso da terra, dos indicadores da erosão acelerada do solo e dos índices de vegetação podem ser conduzidas utilizando informações obtidas através das técnicas de sensoriamento remoto, que associadas a outras fontes de documentação, podem fornecer subsídios à tais análises. Neste contexto, no processo de planejamento e manejo de bacias hidrográficas, tal tecnologia possui uma série de aplicações, principalmente no campo de avaliação do uso/ocupação do solo, para detectar como estão sendo

explorados os recursos naturais e para a investigação do cenário ambiental. A utilização de fotografias aéreas e imagens de satélites proporcionam a possibilidade, para o observador, de uma análise geral da paisagem, desempenhando papel fundamental em diversos trabalhos científicos

A utilização das fotografias aéreas tem um papel importante na análise da erosão do solo e da cobertura vegetal na medida em que, devido a sua boa resolução espacial, favorece a identificação de marcas deixadas na superfície pela erosão linear acelerada como os sulcos erosivos e as voçorocas. Além disso, possibilita a caracterização de elementos da paisagem, tais como: a geometria das vertentes, a cobertura vegetal e uso do solo e a variação em superfície da cobertura pedológica (pela observação das diferenças da tonalidade em áreas de solo exposto, especialmente favorecida pela visão estereoscópica proporcionada por pares de fotografias aéreas seqüenciais). Nos estudos pedológicos, as fotografias aéreas são também utilizadas como apoio aos levantamentos de solos, através da preparação de esboços foto-pedológicos, nos quais são identificadas e delimitadas unidades com base em feições de superfície da paisagem, considerando especialmente indicadores como as características do relevo e padrões de drenagem. Estes esboços são particularmente úteis para otimizar a seleção de pontos de amostragem de perfis e coleta de dados em campo. Apesar das grandes vantagens de uso, a utilização das fotografias aéreas sofre limitações por haver uma ausência de recobrimentos aerofotográficos sistemáticos ocorridos em períodos menores de tempo, sendo isso devido aos custos elevados destes aerolevantamentos. Em seu trabalho, Pinto (1983) indicou este problema e sugeriu como alternativa a utilização de imagens orbitais do satélite Landsat para avaliar as diferenças de densidade de cobertura vegetal.

No que tange as imagens orbitais, as técnicas de processamentos digitais também podem ser utilizadas, principalmente opções de realçamento de imagem e filtragens espaciais, que podem melhorar os produtos fotográficos das imagens e com isto auxiliar na identificação de variações tonais, que podem sugerir a presença de cicatrizes de erosão do solo. Dentre os trabalhos pioneiros na utilização de dados orbitais para identificar problemas de erosão tem-se aquele realizado por Morrison e Cooley (1973), onde foi possível identificar marcas oriundas principalmente da diferença de tonalidade resultante da variação da cobertura vegetal.

É de extrema importância ressaltar que nas últimas décadas o Sensoriamento Remoto tem evoluído nos projetos e estudos ambientais devido à facilitação de identificação de diversos componentes da superfície do terreno que formam a paisagem (GARCIA, 1982 e NOVO 1992). Em especial nos estudos relacionados a vegetação, o sensoriamento remoto tem-se mostrado como importante ferramenta na medida em que possibilita a identificação e mapeamento das classes vegetais assim como permite estabelecer elementos quantitativos visando a correlação entre parâmetros geofísicos do meio ambiente com parâmetros biofísicos da vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2010). Concomitantemente tem-se, com o advento da informática, o desenvolvimento dos SIGs, os quais, juntamente com o desenvolvimento das técnicas de sensoriamento remoto, constituem ferramentas importantes para os estudos ambientais e planejamento (ITALIANO et al, 2003).

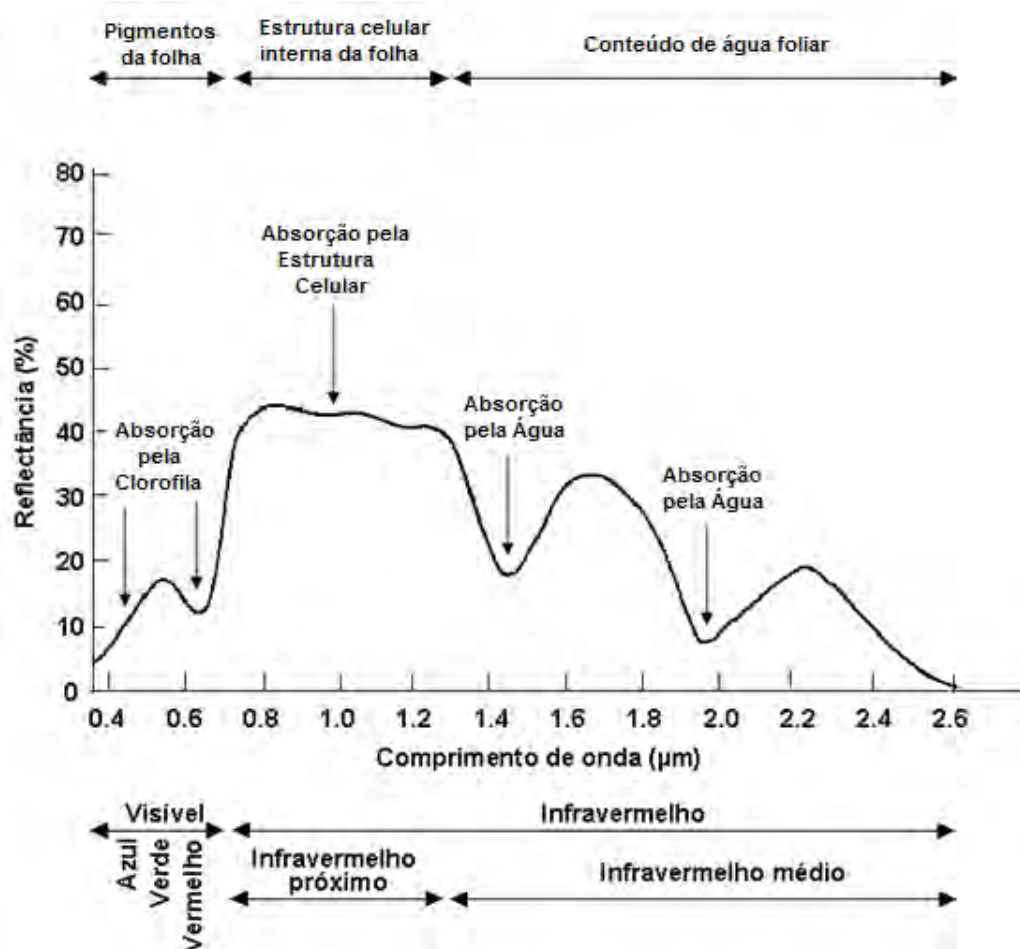
2.2.1 Comportamento espectral da vegetação

Com o advento do Sensoriamento Remoto tem-se observado um grande avanço nos conhecimentos do comportamento da vegetação frente às interações com a radiação eletromagnética. A aplicação do sensoriamento remoto propiciou, além dos avanços no estudo do comportamento espectral da vegetação, o mapeamento de extensas áreas da superfície terrestre, o monitoramento, a fiscalização e o controle da exploração na escala de observação planetária, e indiretamente viabilizou também diversos estudos da fisiologia vegetal em laboratório (PONZONI, 2001).

Para Campbell (1996), grande parte das aplicações do sensoriamento remoto em vegetação depende do conhecimento das propriedades espectrais, a partir de dados radiométricos de folhas individuais e do dossel.

Também para Moreira (2001), a folha é tida como o elemento estrutural que mais contribui para o comportamento espectral da vegetação, pois são nas folhas que são realizados todos os processos fotossintéticos, sendo estes produtos da interação da energia solar com o vegetal. Neste contexto, existem alguns mecanismos principais que influenciam a quantidade de energia eletromagnética refletida pelas folhas: pigmentos, espaços ocupados pela água e pelo ar, estruturas celulares com dimensões do comprimento de onda da radiação incidente; maturação

ou idade da folha, posição nodal e condição de iluminação (GATES et al., 1965; GAUSMAN, 1985).



Fonte: Bowker et al (1985)

Figura 1. Curva de reflectância típica de uma folha verde.

Conforme Ponzoni (2001) e Ponzoni e Shimabukuro (2009), o comportamento espectral da vegetação, compreendido entre 400 a 2600nm, pode ser dividido em três áreas: região do visível (400 a 700nm); região do infravermelho próximo (700 a 1300nm) e infravermelho de ondas médias (1300 a 2600nm).

Da análise do comportamento espectral de uma folha verde, tem-se que na região compreendida entre 400 a 700nm (região do visível), há a predominância de reflectância espectral de pigmentos encontrados no cloroplasto, como a clorofila (responsável por 65% da reflectância), caroteno (6%) e xantofilas (29%) (PONZONI, 2001). Tais pigmentos, predominantes na folha verde, absorvem radiação no azul (próximo a 0,445µm), sendo que somente a clorofila absorve radiação na região do vermelho (0,645 µm) para a realização da atividade fotossintética (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Nesta faixa espectral, tanto a reflectância quanto a

transmitância das folhas são menores que 15%, sendo que a reflectância apresenta um pico máximo em 555nm (MOREIRA, 2007) (figura 1).

Na região do infravermelho próximo (0,72 – 1,10 μ m) observa-se pequena absorção da radiação e considerável espalhamento interno da radiação na folha, sendo que a absorção pela água é considerada baixa nesta região do espectro e conseqüentemente a reflectância passa a ser quase constante (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009) (figura 1). A cutícula e a epiderme, por serem muito transparentes à radiação no infravermelho, fazem com que pouca radiação infravermelha seja refletida da parte externa da folha. Desta maneira, a radiação que passa através da epiderme é fortemente espalhada pelo tecido mesófilo e pelas cavidades internas da folha (GRAÇA, 2006). Sendo assim, muitos estudos acerca da discriminação de espécies vegetais são realizados utilizando esta região do espectro eletromagnético (SABINS, 1978 apud GRAÇA, 2006).

A partir da região do infravermelho médio (1,10 – 3,20 μ m) verifica-se que há absorção de radiação eletromagnética por causa da presença de água líquida, influenciando a reflectância das folhas nesta região do espectro. Desta forma, quanto maior for a quantidade de água na vegetação, menor será a reflectância vegetal na região do infravermelho médio (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009; GRAÇA, 2006).

Os fatores que estão diretamente envolvidos na interceptação e na absorção da radiação fotossinteticamente ativa são classificados em fatores morfológicos e fisiológicos.

Os fatores morfológicos são aqueles relacionados à organização espacial das folhas (densidades da cobertura vegetal, distribuição horizontal e vertical de folhas e ângulo de inserção foliar). Já os fatores fisiológicos são aqueles relacionados ao caráter funcional do vegetal, destacando-se: idade da planta, déficit hídrico, tipo e espessura das folhas, nutrientes e conteúdo de água na folha. No que tange a idade da planta, até a maturação do vegetal, verifica-se um aumento da capacidade de realizar fotossíntese o que conseqüentemente acarreta maior absorção da energia solar na região do visível. No entanto, após a maturação, tem-se a degradação dos pigmentos (clorofilas) denotando maior radiação refletida pela folha em senescência na região do visível. O déficit hídrico em um vegetal acarreta uma série de reações, entre as quais, a queda da taxa fotossintética o que denota maior reflectância do

vegetal na região espectral do vermelho (600 a 700nm). Quanto ao tipo e espessura das folhas, estas podem ser influenciadas pela duração e pelo comprimento de onda da luz, sendo que as diferenças na intensidade de luz é que são responsáveis pela variação do tamanho da folha. Da mesma maneira, a deficiência de nutrientes na planta, a qual é ocasionada geralmente pela pobreza do solo em elementos essenciais a um bom desenvolvimento, acarreta modificações na reflectância dos vegetais: a deficiência de magnésio e nitrogênio ocasiona queda na absorção da energia luminosa; a deficiência de fósforo e cálcio denota maior reflectância na região do infravermelho próximo e a deficiência em enxofre, magnésio, potássio e nitrogênio gera maior absorção da energia luminosa (MOREIRA, 2007).

2.2.2 Características do sensor TM do Landsat 5

O satélite LANDSAT 5, lançado em 01 de março de 1984, funciona em órbita equatorial a 705 km de altitude. Totalizando mais de 700 mil imagens da superfície terrestre, o satélite Landsat 5 é tido como o satélite mais antigo em operação, tendo completado 26 anos em março de 2010 (MELLO, 2009).

Os sensores a bordo do Landsat 5 são os Multispectral Scanner System (MSS) e o Thematic Mapper (TM), os quais atuam na mesma faixa imageadora de 185 km, destacando-se o sensor TM, com resolução radiométrica de 8 bits.

O sensor TM (Thematic Mapper) realiza o imageamento da superfície terrestre produzindo imagens com 185 km de largura no terreno, com resolução espacial de 30 metros e 7 bandas espectrais . O tempo de revisita do satélite para imagear uma mesma porção do terreno é de 16 dias (tabela 2).

Dentre as principais aplicações do satélite Landsat 5 TM tem-se o monitoramento do impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente, as análises da dinâmica espaço temporal do uso da terra, o uso na cartografia e atualização de mapas, a análise da dinâmica de urbanização, as estimativas de fitomassa e o monitoramento da cobertura vegetal, além do monitoramento de fenômenos naturais.

Tabela 2. Características do sensor TM e da Órbita do Landsat – 5.

Fonte: Vetorazzi apud Valente (2002)

Bandas espectrais	Banda 1 - Azul (0,450 - 0,520 μm) Banda 2 - Verde (0,520 - 0,600 μm) Banda 3 - Vermelho (0,630 - 0,690 μm) Banda 4 - Infravermelho próximo (0,760 - 0,900 μm) Banda 5 - Infravermelho médio (1,550 - 1,750 μm) Banda 6 - Infravermelho termal (10,40 - 12,50 μm) Banda 7 - Infravermelho médio (2,080 - 2,350 μm)
Resolução espacial	Bandas 1-5 e 7 – 30 metros Banda 6 – 80 metros
Resolução radiométrica	256 níveis de cinza
Dimensões de cada imagem	185 km x 185 km
Resolução temporal	16 dias
Órbita	Heliosíncrona
Altitude	705 Km
Inclinação	98,2°
Período do ciclo	16 dias
Período da órbita	98.8254241471 min
Órbitas por dia	14. 57114920

2.2.3 Processamento de imagens: caracterização da cobertura vegetal por índices de vegetação

A função do processamento digital de imagens orbitais é o de fornecer ferramentas que venham facilitar a identificação e a extração de informações contidas nas imagens, originando novas imagens com informações específicas extraídas e realçadas a partir de imagens brutas (CRÓSTA, 1992).

Conforme Novo (1992), as técnicas de processamento de imagens digitais podem ser classificadas em três etapas: técnicas de pré-processamento (preparação de imagens), técnicas de realce e técnicas de classificação.

O pré-processamento de imagens constitui o processamento inicial dos dados brutos, composto pela calibração radiométrica, correção das distorções geométricas e atmosféricas e na remoção de ruídos. A importância do pré-processamento de imagens digitais se dá pelo fato de que os dados recebidos pelo imageamento de sensores orbitais na forma bruta podem apresentar falhas e distorções, as quais podem ter origem radiométrica (resultante de uma resposta não linear dos detectores e aos efeitos de interferência atmosférica) ou geométrica (relacionadas às distorções espaciais causadas pela variação das condições de aquisição dos dados orbitais) (DAI e KHORRAM, 1998).

2.2.3.1 Correção atmosférica

As imagens orbitais, por serem obtidas por sensores remotos através da interação da radiação com a atmosfera e com a superfície, podem possuir ruídos que geram distorções nas informações espectrais dos alvos de interesse da superfície (ANTUNES, et al, 2003). Tendo em vista as distorções causadas nos dados espectrais provenientes da interação entre a atmosfera e a radiação, a correção atmosférica tem como objetivo a remoção desses efeitos a fim de restaurar a reflectância da superfície nas imagens de sensoriamento remoto (GRAÇA, 2006).

De forma geral, os métodos de correção atmosférica podem ser divididos em dois grupos: métodos mais simples, que se baseiam na remoção do espalhamento e da turbidez atmosférica através da subtração do valor do pixel escuro (CHAVEZ, 1988); e métodos complexos, com utilização de modelos numéricos de transferência radiativa (Tanré et al., 1990; Vermote et al., 1997) (GRAÇA, 2006).

Quanto aos modelos numéricos de transferência radiativa, destaca-se o modelo desenvolvido por Vermote et al. (1996) denominado *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S)* o qual, sendo implementado em programas computacionais, utiliza um modelo numérico que simula o estado da atmosfera no momento da aquisição da imagem, com objetivo de remover as perturbações do sinal do satélite ocasionadas pela atmosfera. Tais modelos, por considerarem os fenômenos de absorção da radiação eletromagnética, apresentam resultados mais confiáveis nas correlações dos dados espectrais nas imagens com os parâmetros geofísicos ou biofísicos dos objetos na superfície terrestre. No entanto, apresentam como desvantagens limitações de aplicação devido a necessidade de dados de caracterização da atmosfera no momento da obtenção dos dados orbitais (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Esta desvantagem inviabiliza seu uso em estudos retrospectivos e em aplicações em regiões remotas onde tais informações não estão disponíveis (HALL et al., 1991).

No que tange aos métodos mais simples de correção atmosférica, tem-se a correção atmosférica pelo pixel escuro (CHAVEZ, 1988), o qual utiliza apenas informações da própria imagem, considerando um objeto escuro como elemento de calibração. Tal método considera que toda e qualquer cena e em qualquer banda espectral existem pixels que deveriam assumir o valor zero, já que estes poderiam não receber radiação incidente. Desta maneira, tais pixels, não podendo refletir

radiação, deveriam apresentar valores nulos de reflexão (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Considerando que a interferência da atmosfera é uniforme ao longo de toda a cena, a correção atmosférica realizada através do método de Chavez (1988) propõe que seja realizada a identificação, em cada banda espectral a ser trabalhada, das quantidades de ND (números digitais) ou de FRB (Reflectância Bidirecional aparente) que deverão ser subtraídos de cada imagem como um todo. Os valores a serem subtraídos das imagens se referem aos objetos que, devendo apresentar valores de ND ou FRB nulos, apresentam valores maiores que 0, demonstrando que tais valores excedentes são causados pela interferência aditiva do espalhamento atmosférico. Apesar da simplicidade e facilidade desta aplicação, tal método possui desvantagens, na medida em que considera somente o fenômeno do espalhamento da atmosfera, desprezando o efeito da absorção de radiação pelas partículas e gases atmosféricos (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009).

2.2.3.2 Índices de vegetação

A distribuição espacial e temporal da cobertura vegetal é fortemente influenciada por um conjunto de fatores ambientais, como condições climáticas, topográficas e outras propriedades associadas. Desta maneira, sendo a vegetação um indicador das condições ambientais dominantes (CO_2 , ozônio, temperatura, ciclo hidrológico, características dos solos, etc.), as mudanças na sua dinâmica constituem um indicador útil das variações de tais condições.

As relações entre as medições de sensoriamento remoto e os parâmetros da vegetação podem ser capturadas por meio dos índices de vegetação, os quais foram desenvolvidos de forma a avaliar coberturas vegetais quantitativamente e qualitativamente utilizando-se de dados espectrais (HUETE e JACKSON, 1988).

Conforme Ponzoni (2001), os índices de vegetação constituem indicadores do crescimento e vigor da vegetação verde e podem ser utilizados para diagnosticar diversos parâmetros biofísicos, como, por exemplo, índice de área foliar (IAF), biomassa, porcentagem de cobertura do solo, atividade fotossintética e produtividade.

Person e Miller (1972) foram os primeiros a verificar a existência de uma correlação linear negativa entre o fator de reflectância e a vegetação verde no comprimento de onda de 680nm (vermelho - V), e uma correlação linear positiva em

780 nm (infravermelho próximo - IVP). Foi a partir desta verificação que os pesquisadores começaram a desenvolver vários índices de vegetação com o objetivo de caracterizar parâmetros biofísicos da vegetação.

Liu e Huete (1995) verificaram que a base física dos índices de vegetação pode ser atribuída à absorção de radiação ocasionada pela clorofila da planta na região espectral do vermelho, e ao espalhamento ocasionado pelas folhas das plantas para a radiação na região espectral do infravermelho próximo. Deste modo, cada banda passa a ser um indicador do total de vegetação. Porém, contribuições do solo e da atmosfera podem conferir uma incerteza na estimativa dos parâmetros biofísicos da vegetação.

2.2.3.3 Índices simples de vegetação

O primeiro índice de vegetação a ser utilizado foi proposto por Jordan (1969), sendo denominado de Índice de Vegetação da Razão Simples (Simple Ratio-SR). Ele foi obtido através da divisão de valores de reflectância referentes à região do infravermelho próximo por valores de reflectância correspondentes à região do vermelho (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Este índice apresentado na equação 2 :

$$SR = \frac{\rho_{ivp}}{\rho_{vp}} \quad (2)$$

Onde:

ρ_{IVP} = Reflectância no infravermelho próximo (0,75 – 0,90 μm);

ρ_V = Reflectância no Vermelho (0,63 – 0,70 μm).

No entanto, Ponzoni e Shimabukuro (2009) destacam que tal índice, quando aplicado em áreas densamente vegetadas, pode gerar valores sem limites, visto que a quantidade refletida da radiação eletromagnética referente à região do vermelho se aproxima de valores muito pequenos.

2.2.3.4 Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI)

Dentre os índices de vegetação mais utilizados, destaca-se o Índice De Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) proposto por Rouse et al. (1973), o qual é uma aplicação dos processos de realce por operações matemáticas entre bandas explorando muito bem as propriedades espectrais diagnósticas da condição da vegetação. Tal índice tem sido amplamente utilizado com auxílio de

sensoriamento remoto em estudos globais como um discriminador de vegetação porque pode ser facilmente correlacionado a determinados parâmetros de vegetação, sendo muito empregado na estimação de biomassa, de cobertura vegetal e na detecção de mudanças de padrão de uso e cobertura da terra (HUETE, 1988).

O índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) é definido como a diferença entre a reflectância no infravermelho próximo (IVP) e reflectância no vermelho (V) dividida pela soma das duas reflectâncias (TUCKER and SELLERS, 1986), sendo dado pela equação 3:

$$NDVI = \frac{(\rho_{IVP} - \rho_V)}{(\rho_{IVP} + \rho_V)} \quad (3)$$

Onde:

ρ_{IVP} = Reflectância no infravermelho próximo;

ρ_V = Reflectância no vermelho.

Na banda do vermelho (V), a vegetação tem baixa reflectância devido ao fato de que os comprimentos de onda (energia) são absorvidos pela clorofila. Já na banda do infravermelho próximo (IVP), a reflectância é alta devido à interação entre a estrutura interna das plantas/folhas e a energia eletromagnética (CROSTA, 1992). Com o aumento da cobertura vegetal, a reflectância na região do vermelho tende a diminuir enquanto que no infravermelho próximo tende a aumentar devido às propriedades espectrais contrastantes de vegetação e solo. Altos valores de NDVI indicam alta atividade fotossintética ou vegetação abundante; baixos valores de NDVI são indicativos de baixa atividade fotossintética e vegetação esparsa.

Desta forma, o NDVI tem uma relação direta com o vigor e densidade da vegetação, tornando possível o mapeamento e a análise de áreas com diferentes índices de cobertura vegetal e diferentes padrões de uso e cobertura da terra.

2.2.3.5 Outros Índices de Vegetação

Além dos índices de vegetação acima descritos, existe uma grande quantidade de índices de vegetação que foram elaborados visando ressaltar o comportamento espectral da vegetação em relação aos outros alvos e minimizar os efeitos da atmosfera sobre os resultados dos índices de vegetação. Dentre os mais conhecidos, destaca-se: PVI (Perpendicular Vegetation Index); SAVI (Soil-Adjusted

Vegetation Index); ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index); GEMI (Global Environment Monitoring Index) e EVI (Enhanced Vegetation Index).

O índice de vegetação perpendicular (Perpendicular Vegetation Index- PVI), proposto por Richardson e Wiegand (1977), foi baseado nas informações das bandas 5 (vermelho) e 7 (infravermelho próximo) do sensor MSS, conforme demonstrado na equação 4:

$$PVI = \alpha \rho_{IVP} - \beta \rho_V \quad (4)$$

Onde:

ρ_{IVP} = Reflectância no infravermelho próximo;

ρ_V = Reflectância no vermelho;

α e β = parâmetro da linha do solo.

Visando minimizar os efeitos do solo no resultado final dos índices de vegetação, foi proposto por Huete (1988) o Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (Soil Adjusted Vegetation Index – SAVI), cujo objetivo foi o de, através da introdução de uma constante “L”, minimizar os efeitos do solo no resultado final do índice. A equação para o cálculo do SAVI é:

$$SAVI = \frac{[(\rho_{nir} - \rho_r)]}{(\rho_{nir} + \rho_r + L)} * (1 + L) \quad (5)$$

Onde:

L = constante que minimiza o efeito do solo, variando de 0 a 1 (HUETE, 1988);

ρ_{nir} = reflectância no infravermelho próximo;

ρ_r = reflectância no vermelho.

Utilizando o sensor MODIS – EOS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) com o objetivo de reduzir a dependência do NDVI quanto às condições atmosféricas, foi proposto por Kaufman e Tanré (1992) o Índice de Vegetação Resistente a Atmosfera (Atmospherically Resistant Vegetation Index – ARVI), o qual, ao invés de utilizar a radiância normalizada na região do vermelho como o NDVI, utiliza a radiância normalizada vermelho-azul (r_{rb}^*), apresentando menores efeitos da atmosfera nos dados espectrais. A equação para a formulação do ARVI é:

$$ARVI = \frac{(\rho_{nir}^* - \rho_{rb}^*)}{(\rho_{nir}^* + \rho_{rb}^*)} \quad (6)$$

Onde:

$\rho_{rb}^* = \rho_r^* - Y (\rho_b^* - \rho_r^*)$

Y = parâmetro não específico dependente do tipo de aerossol.

Ainda com o objetivo de gerar índices de vegetação com efeitos atmosféricos minimizados, Pinty e Verstraete (1992) propuseram o Índice Global de Monitoramento Ambiental (Global Environment Monitoring Index – GEMI), o qual é exemplificado pela equação 7:

$$GEMI = \eta (1 - 0,25\eta) * \frac{\rho_r - 0,125}{1 - \rho_r} \quad (7)$$

$$\text{Onde : } \eta = \frac{2(\rho_{nir}^2 - \rho_r^2) + 1,5\rho_{nir} + 0,5\rho_r}{\rho_{nir} + \rho_r + 0,5} \quad (8)$$

Visando otimizar o sinal da vegetação, foi desenvolvido o índice de vegetação melhorado (Enhanced Vegetation Index - EVI), o qual tem como objetivo melhorar a sensibilidade de detecção em regiões com maiores densidades de biomassa e reduzir a influência do sinal do solo e da atmosfera sobre a resposta do dossel. O EVI, proposto por Justice et al. (1998), é dado pela equação:

$$EVI = \frac{G (NIR - Vermelho)}{(L + NIR + C1 \text{ vermelho} - C2 \text{ azul})} \quad (9)$$

Onde:

L é o fator de ajuste para o solo;

G é o fator de ganho;

C1 e C2 são coeficientes de ajuste para efeitos de aerossóis da atmosfera.

2.2.4 Sistemas de Informações Geográficas para Integração de dados

O Geoprocessamento é a utilização de técnicas matemáticas e computacionais para tratar dados obtidos de objetos ou fenômenos geograficamente identificados ou para extrair informações desses objetos ou fenômenos quando eles são observados por um sistema sensor (MOREIRA, 2007).

Também para Câmara e Davis (2001), o termo Geoprocessamento denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que vem influenciando de maneira crescente as áreas de Cartografia, Análise de Recursos Naturais, Transportes, Comunicações, Energia e Planejamento Urbano e Regional.

As ferramentas utilizadas para realizar o geoprocessamento compõem um conjunto denominado de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (MOREIRA, 2007). Estas permitem realizar análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados, tornando também possível automatizar a produção de documentos cartográficos (CÂMARA e DAVIS, 2007).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) constituem pacotes computacionais (softwares) desenhados para aquisição, armazenagem, manipulação e suporte à análise de dados geocodificados (MARBLE e PEUQUET, 1983; GOODCHILD, 1987; BOCCO e VALENZUELA, 1988; VENTURA et al., 1988; STAR e ESTES, 1990; FAUST et al, 1991; EHLER et al, 1991 e DOBSON, 1993).

Ainda, conforme FAO (1995), os SIGs podem ser definidos como sendo um banco de dados (conjunto de hardwares e softwares) que integrados permitem adquirir, introduzir, armazenar, combinar, analisar e recuperar informações codificadas espacialmente para serem representadas em dados geográficos.

Os primeiros SIGs surgiram na década de 60, no Canadá, como parte de um programa governamental para criar um inventário de recursos naturais. Quando da aplicação de tais sistemas, verificaram-se muitas dificuldades na sua utilização decorrentes da ausência de tecnologia avançada (ausência de monitores gráficos de alta resolução atrelado ao elevado preço dos computadores) e da ausência de mão de obra especializada. Não existiam soluções comerciais prontas para uso dos SIGs, sendo que cada interessado deveria desenvolver seus próprios programas, demandando, assim, muito tempo e dinheiro (CAMARA e DAVIS, 2001; ESTES et al, 1987).

Na década de 80, devido aos avanços da microinformática, do estabelecimento de centros de estudo sobre o assunto, da grande popularização e barateamento das estações de trabalho gráficas, além do surgimento e evolução dos computadores pessoais e dos sistemas gerenciadores de bancos de dados relacionais, iniciou-se um período de acelerado crescimento do Geoprocessamento, o qual perdura até os dias atuais (CAMARA e DAVIS, 2001).

No Brasil, a introdução do Geoprocessamento inicia-se a partir do esforço de divulgação e formação de pessoal feito pelo prof. Jorge Xavier da Silva (UFRJ), no início dos anos 80. A vinda ao Brasil, em 1982, do Dr. Roger Tomlinson, responsável pela criação do primeiro SIG (Canadian Geographical Information System), incentivou o aparecimento de vários grupos interessados em desenvolver a tecnologia (CAMARA e DAVIS, 2001; MOREIRA, 2007).

Dada a importância desta tecnologia, em 1981 foi realizado o VII Pecora Symposium (em Siouk Fall, South Dakota - USA, anais publicados em 1982), apresentando a aplicação de Sistemas de Informação Geográfica por meio de uma

coletânea de artigos abrangendo diferentes temas, em alguns casos enfatizando a associação dos SIGs com técnicas de sensoriamento remoto. De interesse específico para esta proposta, destacaram-se os trabalhos de Wilson e Thomson (1982), Brooner (1982) e Eidenshink e Wehde (1982).

Os SIGs têm-se mostrado competentes para combinar diferentes dados temáticos georreferenciados (planos de informação) e gerar novos produtos cartográficos. Naturalmente, estas operações de integração temática podem ser conduzidas através de uma lógica de sobreposição de dados, definida por uma regra empírica de cruzamento ou através do suporte de modelos matemático-estatísticos.

Muitos trabalhos têm sido realizados enfatizando a importância dos SIG's como técnica para auxiliar na integração de dados. Como exemplos, tem-se Tomlinson (1987), Silvertun et al (1988) e Aronoff (1989), além da publicação em dois volumes editados por Maguire et al (1994).

Os SIGs, em especial para a presente pesquisa, são utilizados para a integração de dados visando a realização da modelagem de dados espaciais, sendo que a modelagem da erosão hídrica do solo, representada pela EUPS, encontra nos Sistemas de Informações Geográficas técnica essencial para o cruzamento dos diferentes fatores e a obtenção de produtos que representem uma situação real no que tange à atuação da erosão hídrica do solo em uma bacia hidrográfica.

Entender o comportamento espaço-temporal entre os processos ambientais e as variáveis estáveis que compõem um banco de dados envolve o uso de diferentes tipos de dados, os quais são obtidos a partir de medições de campo, sensoriamento remoto, modelos digitais do terreno e simulação numérica. Nesse contexto, o suporte de funções de processamento de dados presentes nos SIGs constituem uma ferramenta valiosa na integração das variáveis e na modelagem do fenômeno estudado (CAMPAGNA, 2006).

No Brasil têm-se trabalhos voltados à utilização dos SIGs aplicados aos temas de uso da terra e erosão do solo, como aqueles desenvolvidos por: Pinto (1991), Donzeli et al (1992), Castro (1992), Pinto (1996), Oliveira (2000), Ribeiro (2000), Moretti (2001), Pinto et al. (2002), Aquino (2002), Aquino et al (2003) e Oliveira e Pinto (2003), entre outros.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização

A área de estudo selecionada é a bacia hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, tributário do rio Passa Cinco, sub-bacia do rio Corumbataí, no baixo curso do Rio Piracicaba (SP). Situada no município de Ipeúna, centro leste do Estado de São Paulo, esta bacia compreende área aproximada de 2800 ha (28 Km²) e perímetro de 25,5 Km, com localização entre as latitudes de 22° 18' e 22° 23' sul e longitudes 47° 48' e 47° 42' a oeste de Greenwich (fuso 23). A figura 2 ilustra a localização da área de estudo.

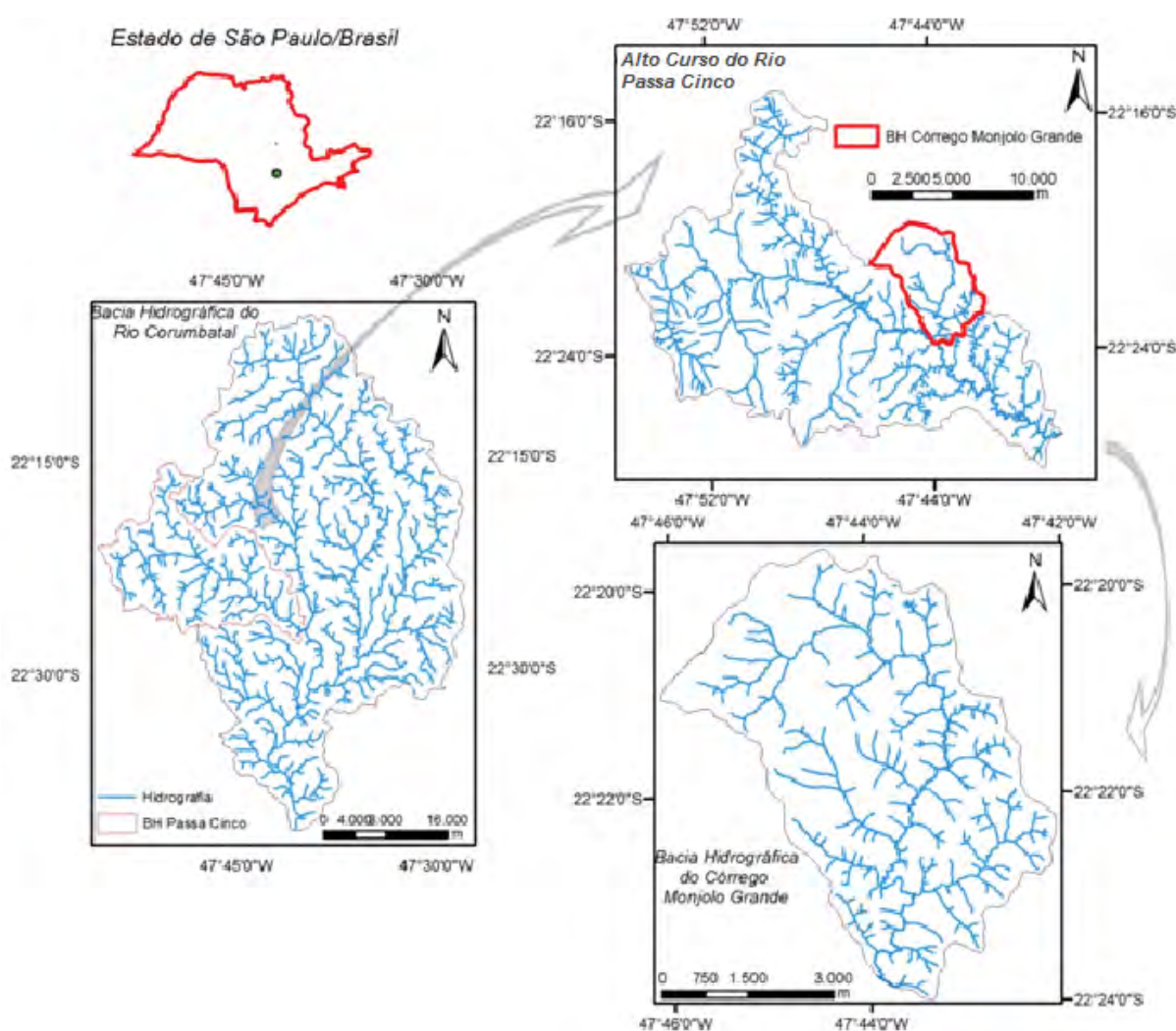


Figura 2. Localização da área de estudo – bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

3.2 Caracterização da área

Considerando a distribuição das chuvas e as variações de temperatura ao longo do ano, a área da bacia é enquadrada no tipo climático CWa, conforme a classificação zonal de Köppen, podendo ser associado ao Clima sub-tropical, com inverno seco e verão chuvoso.

No banco de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) do estado de São Paulo, nenhum posto pluviométrico encontra-se localizado no interior da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Para a presente análise da precipitação pluvial da área de estudo, foram selecionados os postos D4-036 e D4-074, os quais apresentam informações pluviométricas (D4-036 e D4-074) e pluviográficas (D4-036). O posto D4-036 (prefixo DAEE) está situado no município de Itirapina – SP, na altitude de 610m e coordenadas geográficas 22°18' de latitude sul e 47°45' de longitude oeste. O posto é pertencente à bacia hidrográfica do rio Corumbataí e denominado Grauna. Da mesma maneira, o posto D4-074, denominado Ipeúna, encontra-se situado no município de Ipeúna – SP, nas coordenadas geográficas 22°26' de latitude sul e 47°43' de longitude oeste e na altitude de 630m, inserido no interior da bacia hidrográfica do rio Corumbataí.

O posto D4-036 (Grauna), localizado ao norte da área de estudo, apresenta os maiores valores médios de chuva nos meses de dezembro e janeiro (218,1 e 242,075 mm respectivamente) e mínimos médios mensais nos meses de julho e agosto (14,8 e 17,2mm respectivamente). O total de precipitação no ano apresenta a média de 1448,01 mm (figura 3).

O posto D4-074, situado ao sul da área de estudo, apresenta também os maiores valores médios de chuva nos meses de dezembro e janeiro (243,05 e 278,1 mm) e mínimos mensais nos meses de julho e agosto (15 e 19,4 mm respectivamente). O total de precipitação no ano apresenta a média de 1523,47mm (figura 4).

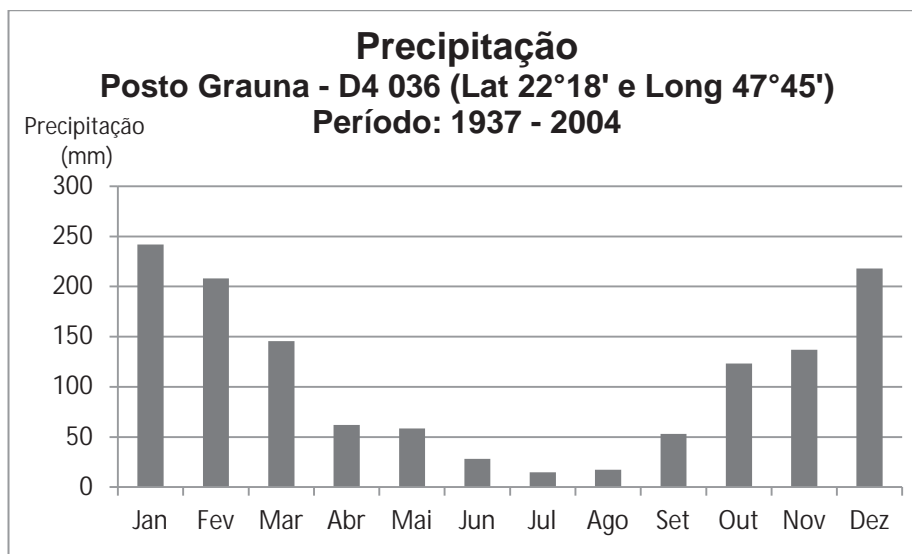


Figura 3. Média da distribuição da precipitação por meses no posto D4-036.

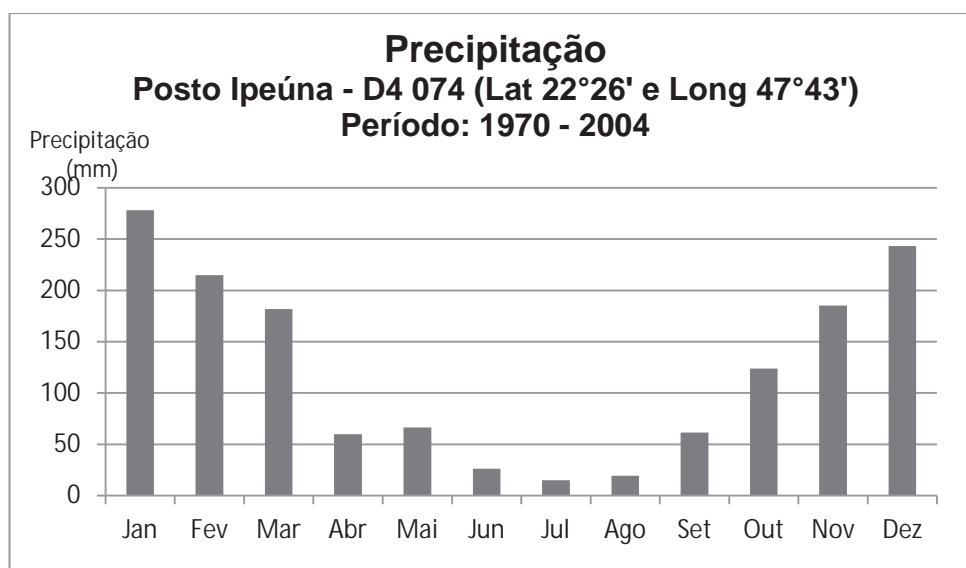


Figura 4. Média da distribuição da precipitação por meses no posto D4-074.

Os dados pluviográficos do posto Graúna (D4-036) apresenta, nos meses de janeiro e de fevereiro, valores extremos mensais de 558,2 e 522,7 mm respectivamente. Da mesma maneira, os meses de abril, maio, junho, julho e agosto apresentaram ausência total de precipitação em vários anos de observação (tabela 3).

Tabela 3. Valores médios dos totais mensais e extremos de chuva na área de estudo (posto Grauna, DAEE D4-036), período de 1937-2004.

Mês	Média Chuva total mensal	Chuva máxima mensal		Chuva mínima mensal	
	Mm	Total (mm)	Ano	Total (mm)	Ano
Janeiro	242,65	558,2	1970	65,4	1998
Fevereiro	208,1	522,7	1950	60,2	1974
Março	145,55	498,7	1991	35,5	1964
Abril	61,1	191,6	1985	0	*
Maio	58,6	199,2	1987	0	*
Junho	28,05	205,4	1945	0	*
Julho	14,8	165,9	1972	0	*
Agosto	17,2	137,2	1984	0	*
Setembro	52,1	282,6	1983	0	1968
Outubro	123,3	366,4	1943	33,7	1989
Novembro	137	327,6	1951	17,3	1954
Dezembro	218,1	430,5	1973	48	1952

* Ocorrência em vários anos

O fenômeno El Niño ocorre geralmente no segundo semestre de um ano e prolonga-se até o primeiro semestre do ano seguinte (BERLATO e FONTANA, 2003), sendo que os anos de 2005/2006 foram classificados como sendo anos neutros, sem a ocorrência de fenômenos climáticos como o El Niño e a La Niña, e os anos de 2009/2010 como típicos da ocorrência do fenômeno El Niño.

Para análise da atuação do regime de chuvas no período da obtenção das imagens, foram coletados dados dos totais mensais de chuvas dos anos 2005/2006 e 2010/2011 referente ao posto pluviométrico D4-112M (denominado conforme nomenclatura do DAEE) localizado no município de Rio Claro/SP, na latitude de 22° 23' Sul, longitude 47° 32' Oeste, altitude de 626,5 metros. A escolha de tal posto deve-se à presença de uma série de dados que abrange os cenários de 2006 e 2011 (tabela 4).

Tabela 4. Médias Mensais de Chuva (mm) nos cenários 2005/2006 e 2010/2011 referente ao posto pluviométrico.

Totais Mensais de Chuva (mm) para anos de 2005/2006 e 2010/2011					
	2005	2006	2010	2011	MÉDIA ESPERADA
JAN	482,2	158,2	519,9	569,231	241,5
FEV	72,6	268,9	183,4	183,4	221,8
MAR	167,5	145,6	205,3	205,3	157
ABR	32,6	94,5	48,6	48,6	66,3
MAI	93,6	7,2	17,5	17,5	54,4
JUN	48,1	4,3	21,3	21,3	39
JUL	3,9	22	27,8	27,8	30,4
AGO	19,3	14,5	0	-	29,4
SET	81,1	68,6	45,9	-	62
OUT	79,7	152,3	71,6	-	110
NOV	142,5	161,7	63,8	-	160,7
DEZ	175,5	256,5	273,5	-	220,8

Da análise dos valores totais mensais de chuva do cenário de 2006, apresentado na tabela 4 e na figura 5, tem-se a ocorrência de valores inferiores nos meses de dezembro, janeiro e março quando comparados aos anos de 2010/2011 e com a média esperada. Do total acumulado (meses de janeiro, fevereiro e março) tem-se um total de 572,7mm para o ano de 2006 e um total de 957,9mm para o cenário de 2011, o que possibilita maior reserva de água nos vegetais e consequentemente maiores valores de NDVI.

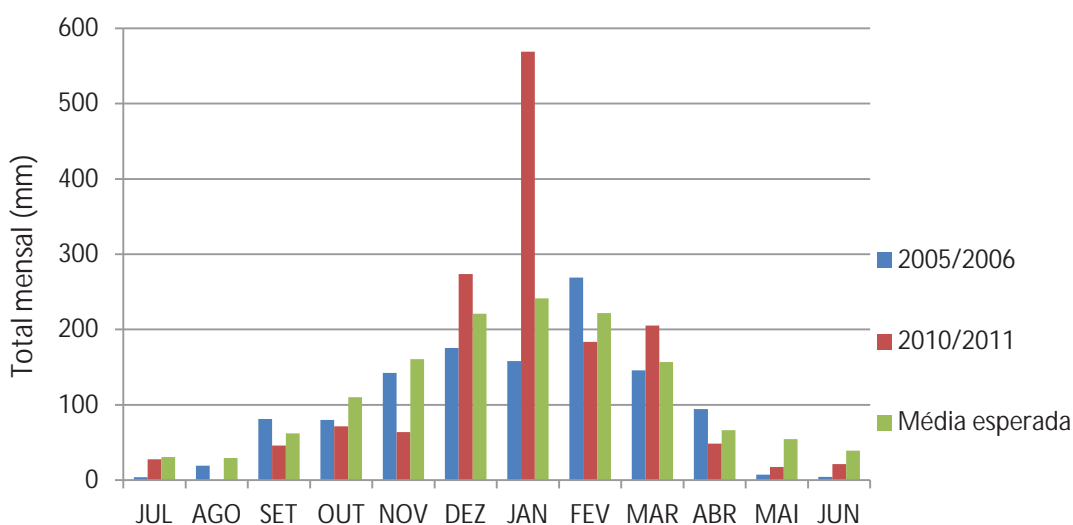


Figura 5. Totais mensais de chuva (mm) nos cenários de 2005/2006 e 2010/2011 e média esperada.

Quanto ao quadro geológico, a microbacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande está situada na Bacia Sedimentar do Paraná, a qual, sendo considerada uma bacia intracratônica, caracteriza-se basicamente como sendo uma depressão topográfica. Tal área foi alvo de incursões marinhas e recebeu sedimentos provindos das áreas mais elevadas, sendo a mesma preenchida por pacotes de rochas sedimentares e vulcânicas com idades que variam desde o Siluriano até o Cretáceo Superior (SCHOBENHAUS, 1984).

A microbacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande é composta pelas Formações Itaqueri, Serra Geral, Botucatu, Pirambóia, Corumbataí (tabela 5 e figura 6) as quais são apresentadas de forma resumida e simplificada segundo a ordem cronológica de sua gênese.

Tabela 5. Formações geológicas presentes na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Itaqueri	A Formação Itaqueri abrange coberturas sedimentares pós-Serra Geral constituída principalmente por bancos alternados de arenitos com cimento argiloso, crostas ferruginosas, folhelhos e conglomerados que predominam na porção basal. Possui marcante silicificação e estratificações cruzadas (ALMEIDA e BARBOSA, 1953). Ocorre principalmente no alto da Serra de Itaqueri e no reverso das cuestas arenito-basálticas (CEAPLA/UNESP, 2001)
Serra Geral	A Formação Serra Geral compreende um conjunto de derrames tabulares de basaltos toleíticos, entre os quais se intercalam arenitos com as mesmas características da Formação Botucatu. Os arenitos da formação Botucatu interdigitam-se, em grande escala, com os derrames da formação Serra Geral, tornando complexa a delimitação de ambas em âmbito regional. Os derrames basálticos afloram no topo e no reverso da cuesta basáltica e em morros testemunhos, dela isolados pela erosão. Nos planaltos de rebordo dessas cuestas, tais derrames podem cobrir grandes extensões (COSTA, 2005). A Formação Serra Geral é composta por basaltos e possui algumas variações químicas, mas é predominantemente toleítica, de textura afanítica, coloração cinza escura a preta, amigdaloidal no topo dos derrames, com desenvolvimento de juntas verticais e horizontais de origem tectônica e por resfriamento, nas quais associam-se corpos intrusivos de mesma composição, constituindo, sobretudo diques e sills basaltos toleíticos
Botucatu	A formação Botucatu em São Paulo encontra-se exposta numa faixa contínua às faldas e escarpas das serras basálticas. É constituída por arenitos de granulação fina a média, de coloração vermelha, rósea ou amarelo-clara, apresentando na base corpos de arenitos conglomeráticos (IPT, 1981). O contato superior com a Formação Serra geral faz-se por interdigitação, recobrimdo-se os arenitos essencialmente da mesma natureza que o da formação Botucatu. Já o contato com a formação Serra geral é tido como difuso. A Formação Botucatu representa os diversos sub-ambientes de um grande deserto climático de aridez crescente, cuja existência se prolongou até a o momento do vulcanismo basáltico (COSTA, 2005).
Pirambóia	A Formação Pirambóia caracteriza-se por uma sucessão de espessos bancos arenosos, avermelhados ou rosados, constituídos por arenito de granulação fina e média, possuindo maior proporção de fração argilosa na porção inferior, siltitos argilosos de coloração avermelhada intercalados por níveis de argilito, folhelhos e arenitos argilosos de cores variadas (de tons claros a amarelo, roxo, vermelho e verde) típicos de ambiente fluvial e de planície de inundação (KOFFLER, 1994). A Formação Pirambóia apresenta, por suas características litológicas e estruturais, depósito de ambiente continental úmido, oxidante, predominantemente fluvial, em canais meandantes e planícies de inundação, com pequenas lagoas esparsas (COSTA, 2005).
Corumbataí	A Formação Corumbataí é formada por argilitos de coloração arroxeada ou avermelhada com intercalações de lentes de arenitos muito finos, xistos argilosos de vasta ocorrência no vale do Rio Corumbataí (LANDIM, 1967, KOFFER, 1994).

Quadro geológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande - Ipeúna/SP

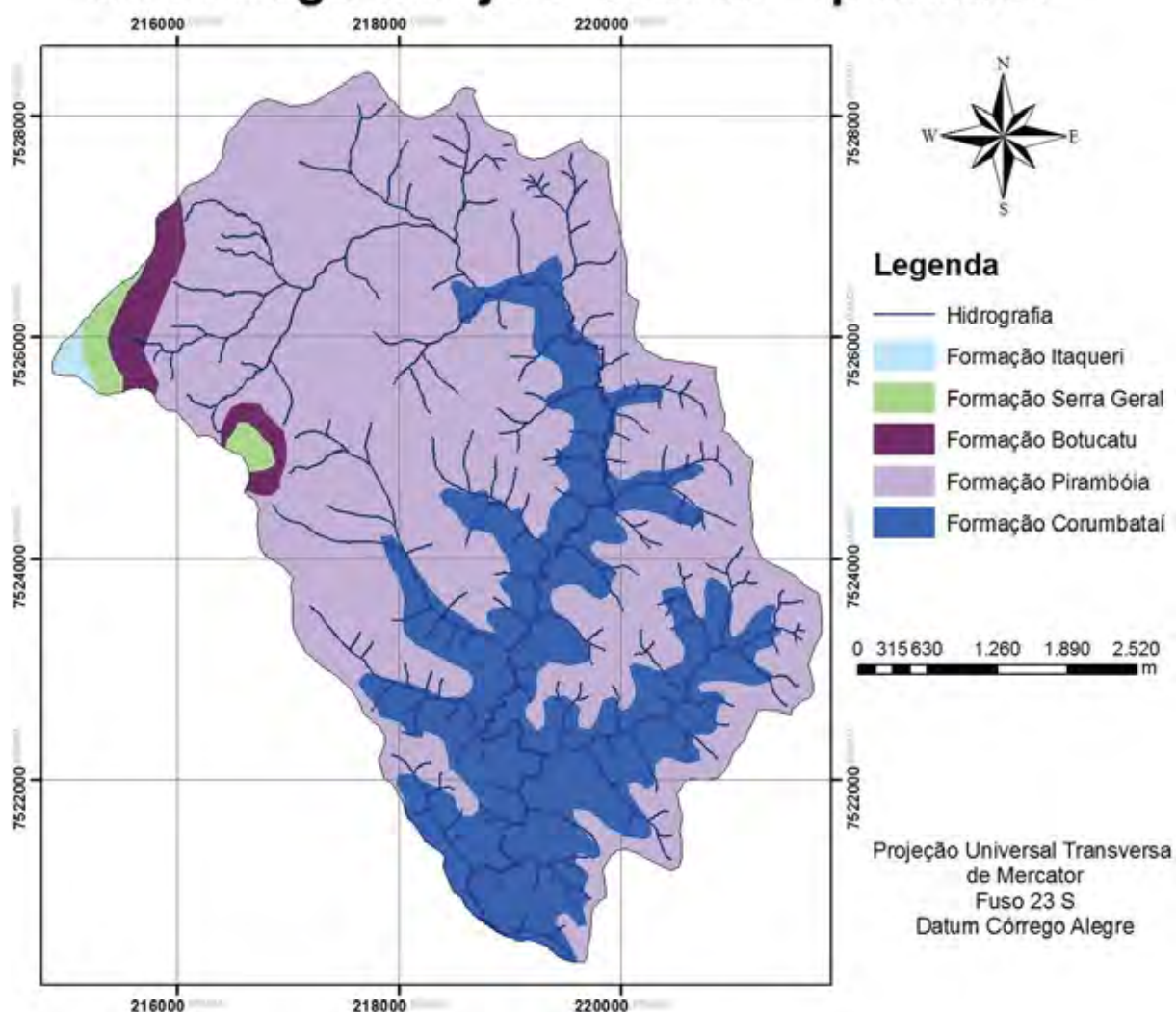


Figura 6. Quadro geológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

No que tange ao quadro geomorfológico, a área de estudo está inserida na transição entre a província geomorfológica denominada Depressão Periférica e as áreas de relevo de Cuestas arenito-basáltica, zona do Médio Tietê, correspondendo a um relevo muito diversificado, erodido e com estruturas resistentes em claros ressaltos topográficos. Apresenta relevo predominantemente formado por colinas, com altitudes variando de 550m a 600m (figura 7).

Conforme Penteadó (1976), a Depressão Periférica é recoberta por uma densa rede de drenagem, salientando-se alguns rios como cursos consequentes que, mantendo seu antigo traçado para noroeste em direção ao eixo da bacia do rio Paraná, a partir de uma superfície de aplainamento antiga, superimpuseram-se às

estruturas paleozóicas e mesozóicas para romper a cuesta basáltica em boqueirões. Os sistemas de relevo mais característico da Depressão Periférica são as colinas Amplas (212), Colinas Médias (213) e Morrotes Alongados e Espigões (234), sendo que este último sistema geralmente se situa em áreas de grandes interflúvios, ou zonas cujo embasamento rochoso possui natureza heterogênea, com predominância de fácies sedimentares e argilosas (IPT, 1991).

A zona do médio Tietê, onde se enquadra a área de estudo, compreende a área da Depressão Periférica drenada para o rio Tietê, a qual é constituída principalmente por sedimentos com áreas expressivas de intrusões de rochas básicas com reflexos na sua topografia. Também se verifica a presença de falhamentos que perturbam as camadas e a presença de intrusão alcalina de Ipanema, que elevou a porção do embasamento cristalino. A inclinação das camadas sedimentares fez com que se destacassem sob a forma de relevos cuestiformes, rochas mais resistentes como os tilitos, as rochas da Formação Irati e estruturas silicificadas da Formação Corumbataí.

Quanto à área de transição entre a zona do médio Tietê (Depressão Periférica), onde se insere a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, tem-se um relevo sustentado basicamente por rochas da Formação Botucatu e lavas basálticas. É possível verificar nesta área de transição a presença de morros testemunhos de efusivas básicas recobrimdo arenitos da Formação Botucatu nas áreas mais próximas da linha de cuestras, os quais se salientam na topografia, correspondendo ao relevo classificado como Mesas Basálticas (311). Nesta zona de transição o relevo apresenta-se em forma de patamares, os quais se desenvolvem devido à alternância de arenitos silicificados, sendo que a drenagem proveniente da escarpa da cuesta é densa e bem desenvolvida (IPT, 1999).

A bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, por se inserir em uma zona de transição entre o relevo da Depressão Periférica com as áreas de Cuestas Basálticas, apresenta áreas de alta declividade, drenagem densa e entalhada, apresentando algumas formas de relevo residual como o Morro do Bizigueli e o Morro da Guarita, cujas feições são características das áreas de transição entre a Depressão Periférica e o relevo de cuestras arenito-basáltica. Tais relevos residuais na área apresentam-se como pequenos maciços residuais de front da cuesta

arenito-basáltica, com altitudes alcançando a cota de 900m (figura 7) (ALMEIDA, 1964).

Segundo o Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo elaborado pelo IPT (1981), a área é caracterizada pela ocorrência dos seguintes tipos de relevo:

- Morrotes Alongados e Espigões, onde predominam declividades de médias a altas (acima de 15%), com interflúvios sem orientação preferencial. Topos angulosos e achatados e vertentes ravinadas com perfis retilíneos. Drenagem de média a alta densidade, padrão dendrítico e vales fechados, correspondendo à classe 234 do Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo;
- Colinas Médias que correspondem à classe 213 do Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. Predominam em interflúvios com áreas de 1 a 4km², topos aplainados e vertentes com perfis convexos e retilíneos. Drenagem de média a baixa intensidade, padrão sub-retangular, vales abertos e fechados, planícies aluviais interiores restritas.
- Relevos residuais sustentados por maciços Básicos, representados por Mesas Basálticas, de morros testemunhos isolados, com topos aplainados a arredondados, vertentes com perfis retilíneos, muitas vezes com trechos escarpados e exposições de rocha e vales. Drenagem de média densidade, padrão pinulado e subparalelo e vales fechados, correspondendo a classe 311 do Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo.

Mapa Topográfico da Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP

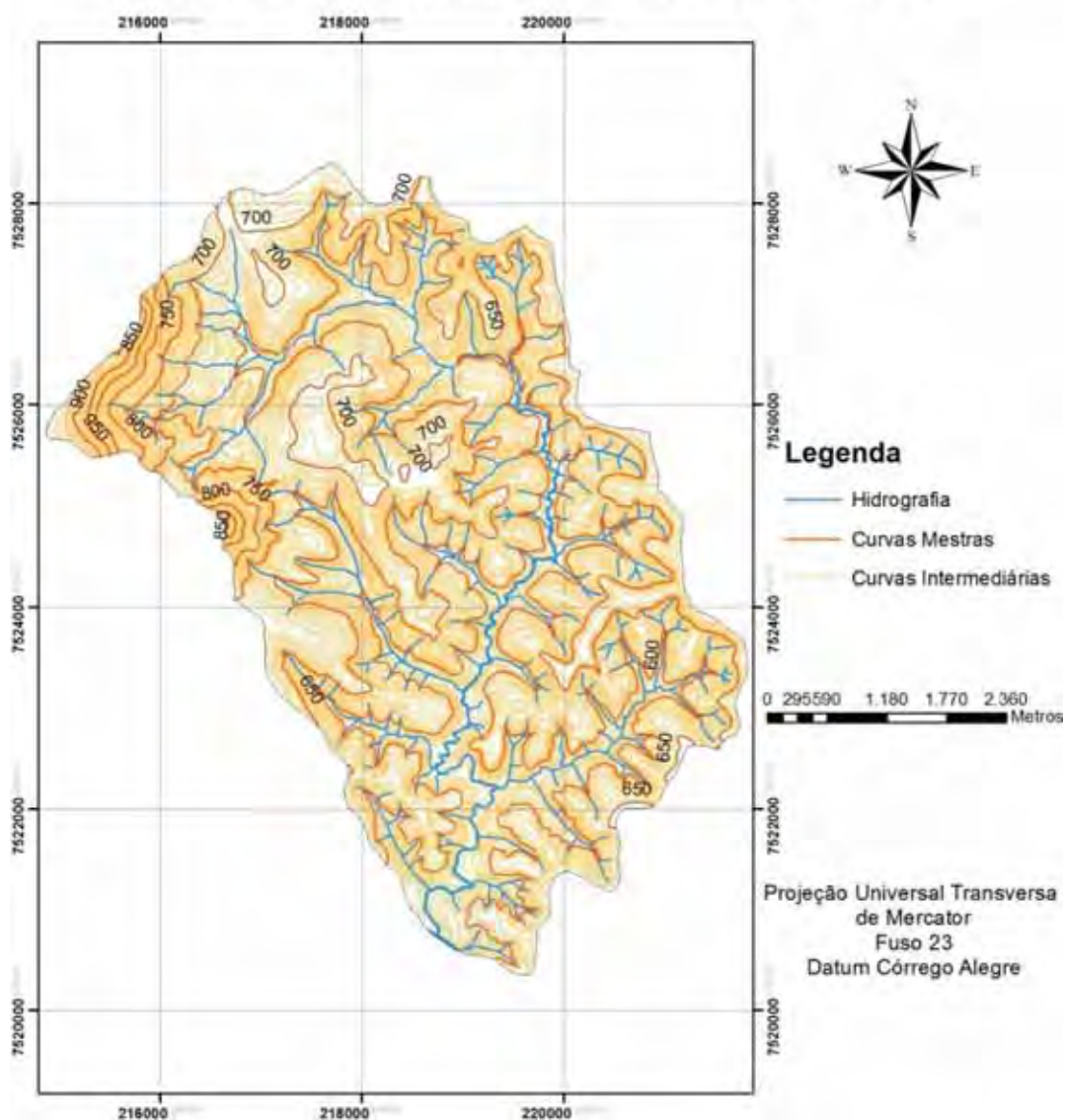


Figura 7. Mapa topográfico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP).

Quanto aos tipos de solos, segundo Prado e Oliveira (1984), ocorrem principalmente o Latossolo Vermelho Amarelo, Neossolo Quartzarênico profundo associado a Latossolo Vermelho Amarelo, tendo como material de origem as Formações Botucatu e Pirambóia e, na transição com as cuestas, Neossolo Litólico relacionados às Formações Serra Geral e Botucatu (alto curso). Também se destaca a presença de Argissolo Vermelho Amarelo (figura 8).

Solos da Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP

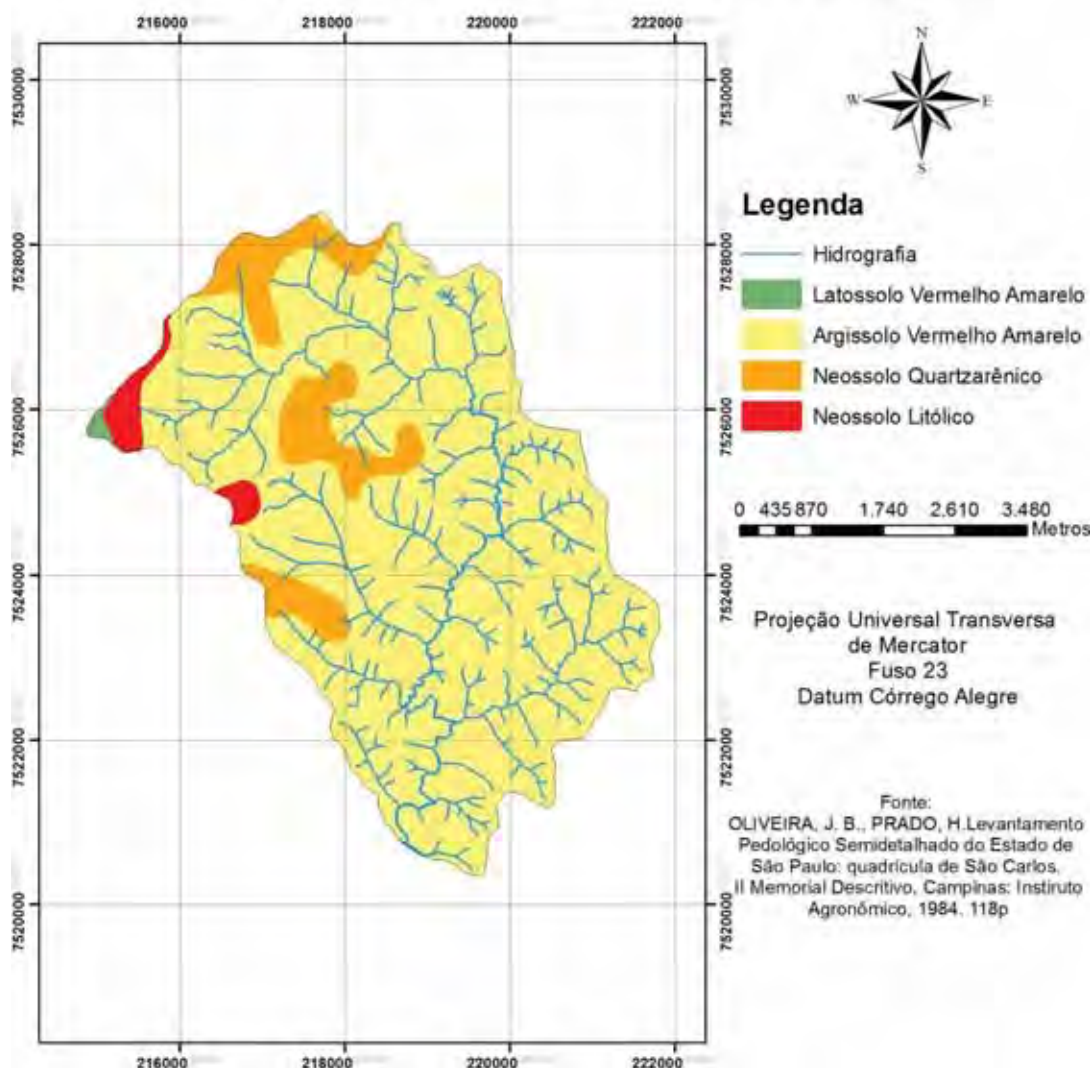


Figura 8. Solos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande – Ipeúna/SP.

Analisando a relação dos diferentes pontos característicos da área de estudo conforme o método geossistêmico, tem-se que a ocorrência de Neossolos Quartzarênicos, os quais são solos profundos, muito bem drenados e constituídos quase que inteiramente de grãos de quartzo os quais são ocorrentes em área de relevo predominantemente plano e suave ondulado, com declividades médias variando de 0 a 10% e em áreas com ocorrência da Formação Pirambóia, a qual é constituída predominantemente por arenitos de granulometria fina e média.

Da mesma maneira, verifica-se que a ocorrência de Neossolos Litólicos, os quais são solos muito rasos, não alagados, onde a rocha de origem está a menos de

50 cm da superfície, em áreas de declividade acima de 30%, coincidindo com as formações geológicas Botucatu e Serra Geral, as quais tem ampla ocorrência no topo e no reverso das Cuestas arenito-basálticas. Sendo assim, a ocorrência de Neossolo Litólico, como apresentado na figura 8, se dá nas áreas de relevos residuais (pequenos maciços residuais) do front da cuesta arenito-basáltica representados na área de estudo pelas feições denominadas Morro do Bizigueli e Morro da Guarita. Tais maciços residuais representam um relevo de transição entre o relevo da Depressão Periférica com o relevo das cuestas arenito-basálticas.

O Latossolo Vermelho Amarelo (figura 8), sendo um solo profundo encontrado em áreas de relevo plano e suave ondulado, ocorre na área de estudo em áreas com declividade variando de 15 a 20%, coincidindo com a Formação Itaqueri, a qual é encontrada no reverso das cuestas arenito-basálticas.

Por ultimo, tem-se a elevada ocorrência do Argissolo Vermelho Amarelo em toda a área de estudo, o qual ocorre em relevo ondulado (8 a 20% de declividade) e coincide com a ocorrência das formações Pirambóia e Corumbataí, as quais têm como características principais, respectivamente, a predominância de arenitos de granulação fina e média e a predominância de argilitos intercalados com arenitos, ocorrendo principalmente nas áreas de vale da bacia hidrográfica do rio Corumbataí.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Método

Em termos metodológicos, essa pesquisa foi estruturada conforme indicado, de forma simplificada, nas figuras 9a, 9b e 9c:

- Procedimentos (inclui a abordagem metodológica);
- Técnicas (com os segmentos denominados extração de dados – segmento analítico e extração de dados – segmento de integração);
- Análises dos dados e discussão.

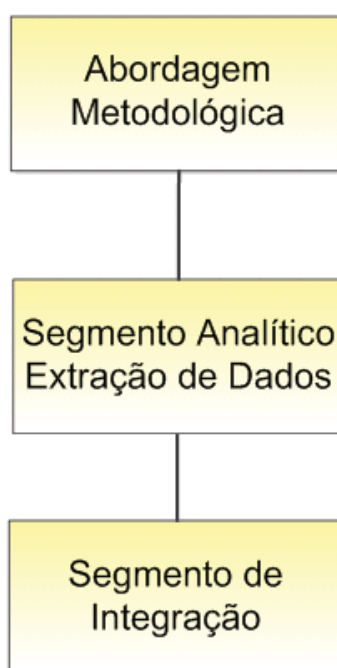


Figura 9a. Estrutura da pesquisa.

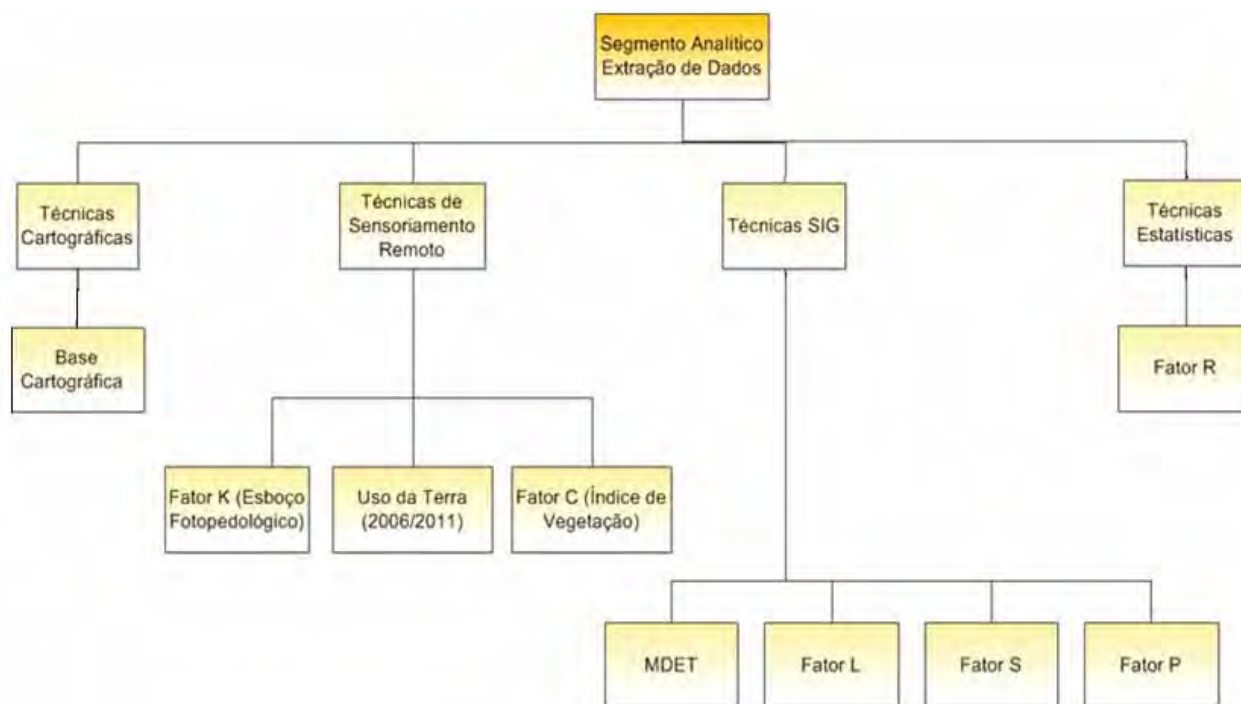


Figura 9b. Estrutura da pesquisa



Figura 9c. Estrutura da pesquisa

Em termos específicos de procedimentos, esse trabalho compõe-se por dois segmentos:

- Segmento Analítico: estruturado pela extração separada de cada componente do modelo utilizado (EUPS). Neste segmento é realizado o levantamento, extração e obtenção de dados dos fatores R (erosividade), K (erodibilidade), L (comprimento de vertentes), S (declividade), C (uso e cobertura do solo), P (práticas conservacionistas) e índices de vegetação para a obtenção do fator C.

- Segmento de Integração: neste segmento é conduzida a integração dos dados levantados no segmento analítico para a obtenção dos mapas de potencial natural de erosão (PNE), uso-manejo permissível (UMP), capacidade de uso da terra, capacidade de uso sustentável da terra e adequabilidade do uso da terra.

Para o desenvolvimento da pesquisa foram utilizadas as técnicas: cartográficas, Sensoriamento Remoto, Sistemas de informações Geográficas e Técnicas Estatísticas.

Através das cartas topográficas foram extraídos os dados referentes a altimetria (curvas de nível e pontos cotados), hidrografia e limites da área de estudo. Esses dados foram digitalizados e vetorizados, para a derivação de dados do relevo.

Quanto as técnicas de Sensoriamento Remoto, estas foram utilizadas para a obtenção do esboço fotopedológico realizado por meio da delimitação de unidades de solo provenientes da foto interpretação pedológica (dados fator K), para o mapeamento de classes de uso da terra com o apoio de aplicativos de processamento digital utilizados na imagem aerofotográfica de 2006 e nas imagens orbitais de 2006 e 2011 e para o pré processamento e processamento de imagens orbitais (correção atmosférica e obtenção de índices de vegetação).

Por sua vez, os SIGs foram utilizados para a obtenção do Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET), na obtenção de dados de extensão de vertentes (fator L), classes de declividade (fator S), práticas de conservação (fator P) e fator C a partir do NDVI (análise de pixel, criação de máscaras e obtenção das médias de cada tipo de uso da terra).

Quanto às técnicas estatísticas, foram utilizadas para a obtenção do modelo de continuidade espacial do Fator R (erosividade) através dos softwares Variowin 2.2.1, Surfer 8 e ArcGis 9.3.

Em ambiente SIG, os dados de erodibilidade, erosividade, extensão e declive das vertentes, fator uso/cobertura e manejo do solo (fatores R, K, L, S, C e P) foram integrados através da formulação do modelo EUPS, obtendo-se os mapas de Potencial Natural de Erosão (PNE), Uso-Manejo Permissíveis (UMP), Capacidade de Uso da Terra, Capacidade de Uso Sustentável da Terra e Adequabilidade do Uso da Terra.

4.2 Segmento analítico

4.2.1 Estruturação do banco de dados cartográficos

Com bases nas técnicas cartográficas, foi realizada a obtenção da base cartográfica da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande por meio da digitalização em escâner A0 das cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo, na escala de 1:10.000, sendo as folhas: SF-23-Y-A-I-3-NE-D, SF-23-Y-A-I-3-NE-F, SF-23-Y-A-I-3-SE-B, SF-23-Y-A-I-3-NO-E, SF-23-Y-A-I-3-SE-S, SF-23-Y-A-I-3-SO-A. Após a digitalização, as mesmas foram armazenadas com resolução de 300dpi em formato TIFF e georreferenciadas em ambiente SIG.

No que tange ao georreferenciamento procurou-se trabalhar com o padrão de exatidão cartográfica A, utilizando-se o conceito do erro admissível, ou tolerável (IBGE, 1999) o qual é apresentado como sendo a menor grandeza (M) medida no terreno capaz de ser representada cartograficamente:

$$Et = 0,0002 \times M \quad (10)$$

Considerando a escala do trabalho (1:10.000) e o conceito acima descrito, obteve-se para a área de estudo o valor de erro admissível de 2,00 metros. Para avaliar a precisão do georreferenciamento das cartas topográficas, utilizou-se o valor indicado pelo RMS (Root Mean Square Error)¹ calculado pelo SIG no momento do ajuste das cartas topográficas. O RMS obtido, tendo 27 pontos de controle, foi de 1,02904 metros, atendendo desta maneira as condições do padrão de exatidão cartográfico A para a área de estudo.

Após o ajuste das 6 cartas topográficas foram vetorizadas as curvas de nível, a hidrografia e corpos d'água, pontos cotados, rodovias e ferrovias. Posteriormente, com a base vetorizada, delimitou-se precisamente a área de contribuição da bacia hidrográfica do Córrego Monjolo Grande.

Tendo a base cartográfica vetorizada, tornou-se possível a obtenção de modelos numéricos de terreno assim como o ajuste de imagens orbitais e aérea.

É válido ressaltar que demais cartas temáticas, como de solo e de geologia, as quais foram tidas como dados de base, também foram digitalizadas em escâner

¹ O RMS (Erro médio quadrático) constitui a medida de precisão de um conjunto de pontos (X;Y) conforme uma determinada transformação matemática

A0 e aplicados os mesmos procedimentos descritos para o ajuste das cartas topográficas. O mapa geológico foi obtido a partir de Sousa (2002) o qual procurou refinar o mapeamento geológico (escala de 1:100.000) referente as folhas Itirapina, Rio Claro, São Pedro, Piracicaba, Laras e Capivara. Da mesma maneira, o mapa de solos foi obtido a partir do levantamento semi-detalhado do estado de São Paulo da quadrícula São Carlos (1:100.000) realizado por Oliveira e Prado (1981), o qual constituiu como base para o detalhamento das classes pedológicas.

4.2.2 Modelo digital de elevação do terreno (MDET)

O MDET foi gerado em ambiente SIG com grade celular de 3 metros, a partir das curvas de nível, pontos cotados e hidrografia. Como método de interpolação, foi utilizada a função topogrid do ArcGis 9.3, Topo To Raster. Após a elaboração do MDET, foi aplicada a função Fill (Spatial Analyst Tools/ Hidrology/Fill - ArcGis 9.3) visando a edição final.

4.3.3 Uso da terra: cenários de 2006 e 2011

Para a elaboração dos mapas de uso/cobertura do solo referente aos cenários de 2006 e 2011, utilizando as fotografias aéreas (para o cenário de 2006 - escala aproximada 1:30.000, formato digital) e as imagens orbitais (para os cenários de 2006 e 2011), foi utilizado o SIG Spring 4.3.3. É válido ressaltar que as imagens orbitais foram provenientes do sensor TM – LANDSAT-5, no formato digital, órbita 220/75, bandas 1, 2, 3, 4, 5, e 7 com passagens nos dias 14/04/2006 e 27/03/2011.

Primeiramente foi realizada a segmentação da imagem aérea e das imagens orbitais por meio do método denominado crescimento por regiões, adotando os valores de similaridade do pixel como sendo 20 e de sua área como sendo 30, para a foto aérea e similaridade do pixel de 5 e área do pixel de 10 para as imagens orbitais. Após a segmentação, procedeu-se a classificação temática, utilizando para isso o método de classificação não supervisionada, com o classificador Ioseg e adotando o limiar de aceitação de 99%, para ambos os cenários. Após a aplicação da classificação, foi realizada a edição vetorial visando a correção de algumas áreas que foram erroneamente classificadas. Após os ajustes, procedeu-se na exportação desses dados de uso da terra para o ambiente do SIG ArcGis 9.3.

4.2.4 Fatores da EUPS

4.2.4.1 Fator R: erosividade da chuva

O fator erosividade, o qual é função da energia cinética das gotas e da intensidade das chuvas, é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, em determinada localidade, de causar erosão em parcelas de solo sem proteção pela cobertura vegetal.

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2010), diversos estudos demonstraram a relação das perdas de solo com as características das chuvas. Wischmeier e Smith (1958) demonstraram que, quando fatores como as características de solo, vertente e declividade são mantidos constantes, as perdas de solo ocasionadas pelas chuvas, nos terrenos cultivados são diretamente proporcionais ao produto da energia cinética total e sua intensidade máxima em trinta minutos. Tal produto, o qual mensura a interação do processo de transporte das partículas de solo que ocorre entre a enxurrada e a erosão por impacto, salpico e turbulência, é considerado a melhor relação encontrada para medir a potencialidade erosiva da chuva.

No caso do estado de São Paulo, Bertoni e Lombardi Neto (2010) indicam que a erosividade da chuva varia de 5500 a 10000 MJ.mm/ha.L, sendo que a distribuição pluviométrica concentra-se de 74 a 94% no período coincidente com o de mobilização do solo, onde o mesmo encontra-se mais vulnerável aos processos erosivos. Desta maneira, torna-se necessário prover o solo de uma cobertura vegetal adequada e/ou reduzir a sua mobilização nos períodos de maior erosividade, tornando o efeito erosivo das chuvas menos intenso.

Para o presente estudo, os dados de erosividade (R) foram obtidos utilizando o índice de erosão proposto por Lombardi e Moldenhauer (1992), onde R é a somatória das médias mensais do índice de Erosão (EI_{30}):

$$EI_{30} = 67,35 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad (11)$$

Onde:

El = Média mensal do índice de erosão; MJ.mm/ha.L;

r = precipitação média mensal (mm);

P = precipitação média anual (mm).

Devido à ausência de registradores de chuva localizados no interior da bacia e considerando a necessidade de um número mínimo de amostras para a realização da interpolação dos dados, foram selecionados 45 postos pluviométricos localizados nas cidades próximas a área de estudo conforme indicado na figura 10 e na tabela 5. Os dados pluviométricos utilizados foram obtidos a partir do banco de dados do DAEE/SP.

No conjunto dos dados disponíveis, verificou-se em alguns postos pluviométricos a ausência de dados em alguns meses e em determinados anos. Para contornar esse problema, foi aplicado o método de ponderação regional indicado em Tucci (2000, pág. 183). Este método é utilizado para o preenchimento de séries mensais visando a homogeneização do período de informação e a análise estatística dos dados. Utiliza, no mínimo, três postos circunvizinhos com observações de pelo menos 10 anos. Para cada posto Y que apresenta falhas de dados, as mesmas são preenchidas conforme a equação:

$$Y = \frac{1}{3} \left[\frac{X1}{Xm1} + \frac{X2}{Xm2} + \frac{X3}{Xm3} \right] \times Ym \quad (12)$$

Onde:

Y = precipitação do posto Y a ser estimada;

$X1$, $X2$ e $X3$ = precipitações correspondentes ao mês que se deseja preencher, observadas em três estações vizinhas;

$Xm1$, $Xm2$ e $Xm3$ = precipitações médias das três estações circunvizinhas;

Ym = precipitação média do posto Y .

Com a eliminação das falhas de dados presentes nos postos selecionados, foi obtido, para cada posto, o valor da erosividade (R) por meio da equação 11. Utilizando o software Variowin 2.1.1 e com os quatro programas que o compõem (Prevar 2D, Vario 2D, Model e Gdisplay), foi obtido o variograma experimental e, a partir do método de Krigagem Ordinária, foi gerado o modelo de continuidade espacial do fator erosividade.

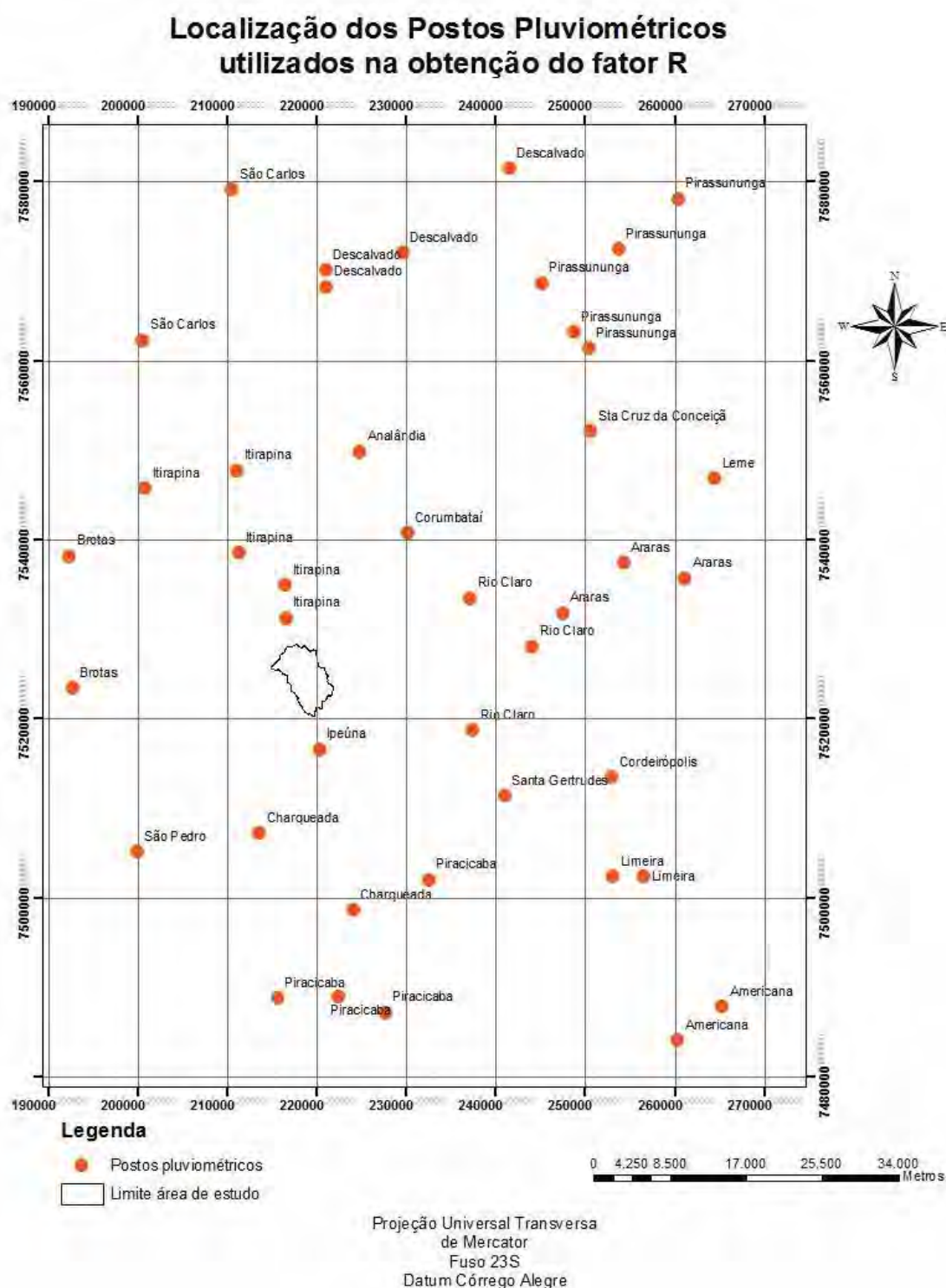


Figura 10. Localização dos postos pluviométricos no entorno da bacia, para a obtenção do fator erosividade (R).

4.2.4.2 Fator K: Erodibilidade do solo

A erodibilidade dos solos é definida como a maior ou menor susceptibilidade que um solo tem, em condições iguais de chuva, vegetação, manejo e declividade, de sofrer erosão. As principais propriedades do solo que influenciam a erodibilidade

pelas águas são aquelas relacionadas à velocidade de infiltração, à permeabilidade, à capacidade total de armazenamento de água, à resistência à força de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

De acordo com Bertolini e Lombardi Neto (1993), solos com horizonte B textural, Neossolos litólicos e Neossolos Quartzarênicos são solos com problemas de erosão por suas respectivas características de baixas taxas de infiltração, relevo movimentado e relevos suaves de longos comprimentos de rampa. Tais unidades de solo tornam 60,2% da área territorial do Estado de São Paulo altamente susceptíveis à erosão quando cultivada (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

O Fator K é a perda de solo por unidade do índice de erosividade da chuva. Esse fator pode ser calculado por meio de parcelas experimentais controlados ou através do ábaco elaborado por Wischmeier et al (1978), o qual utiliza a análise granulométrica, o teor de matéria orgânica, a estrutura e a permeabilidade do solo para o cálculo do Fator K.

Para a presente pesquisa, o fator K foi obtido a partir da identificação dos tipos de solo que ocorrem na área de estudo e posterior associação do fator K de cada tipo de solo conforme tabelas disponíveis em Bertoni e Lombardi Neto (2010) (figura 13).

Como o mapa pedológico existente da área de estudo apresenta escala de publicação de 1:100.000 (OLIVEIRA e PRADO, 1981), realizou-se um refinamento dos limites das classes pedológicas a partir da elaboração de um esboço fotopedológico e coleta de amostras em campo visando obter maior precisão e variabilidade de informações acerca dos tipos de solo encontrados na bacia.

Para tanto, primeiramente foi elaborado um esboço fotopedológico a partir da análise interpretativa de fotografias aéreas do aerolevanteamento de 1972 (em papel fotográfico em escala aproximada de 1:25.000, no formato 230mm x 230mm, recobrimento longitudinal e lateral de 60 e 30%), considerando os padrões fotográficos e a interpretação preliminar das relações solo x paisagem, sendo delimitadas as unidades de mapeamento de solos referentes as possíveis unidades pedológicas. A fotopedologia, ou levantamento morfopedológico, é uma técnica que, através da análise minuciosa de todos os elementos dos padrões fotográficos (quantitativos e qualitativos) e da convergência de evidências, permite diagnosticar

sobre as prováveis unidades de solos existentes na área (DEMATTE, 2009 - material de aula). Para o presente trabalho foi utilizada a análise fisiográfica que por meio dos conhecimentos dos processos geomorfológicos e de seus reflexos na paisagem e das diferentes formas de relevo e suas respectivas posições na paisagem, indicaram a delimitação das unidades de mapeamento. Os principais elementos utilizados na fotointerpretação pedológica foram: relevo (a cada ruptura na vertente geralmente, há mudanças de tipos de solos), o uso atual da terra (mudanças abruptas de tipos de uso do solo podem indicar mudanças de tipos da terra, como exemplo, de cultivo para pastagem), tonalidade (as diferentes tonalidades do solo podem indicar mudanças, como por exemplo, solos arenosos refletirem mais que solos argilosos) e padrões da rede de drenagem. É válido ressaltar que as técnicas para a obtenção de tais resultados são difundidas desde a década de 1930 as quais consistem, basicamente, no processo de delimitação e diferenciação das unidades a partir dos padrões fisiográficos (FIORE e SOARES, 1976; OLIVEIRA e BRITO, 2007) realizadas a partir de procedimentos convencionais de fotointerpretação com fotografias aéreas verticais. Neste sentido, as fotografias aéreas utilizadas foram as do aerolevante de 1972 na escala aproximada de 1:25.000.

A partir da elaboração do esboço fotopedológico, foram traçados diversos perfis de topossequência visando obter resultados mais precisos dos limites pedológicos delimitados no overlay. Em campo, foram coletadas amostras de solo, seguindo os procedimentos de Embrapa (1996), e realizadas análises visuais e de textura, registrando-se as informações em formulários.

A partir das observações registradas, acrescidas do esboço fotopedológico e demais dados, como o mapa geológico e pedológico da área de estudo, foram identificados os tipos de solos ocorrentes na área de estudo e correlacionados com os solos identificados por Oliveira e Prado (1984) no levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo. A partir da identificação de todos os tipos de solo, obteve-se, da tabela do fator K para solos do estado de São Paulo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010), todos os valores do fator K para todos os solos identificados na área de estudo. A associação dos solos obtida por meio da fotointerpretação pedológica com os solos identificados por Oliveira e Prado (1984)

foi realizada seguindo a semelhança quanto ao fator geológico e quanto ao fator relevo (figura 11).

É válido ressaltar que o mapeamento pedológico realizado restringiu-se ao 2º nível categórico (subordem) definido por Embrapa (1999).

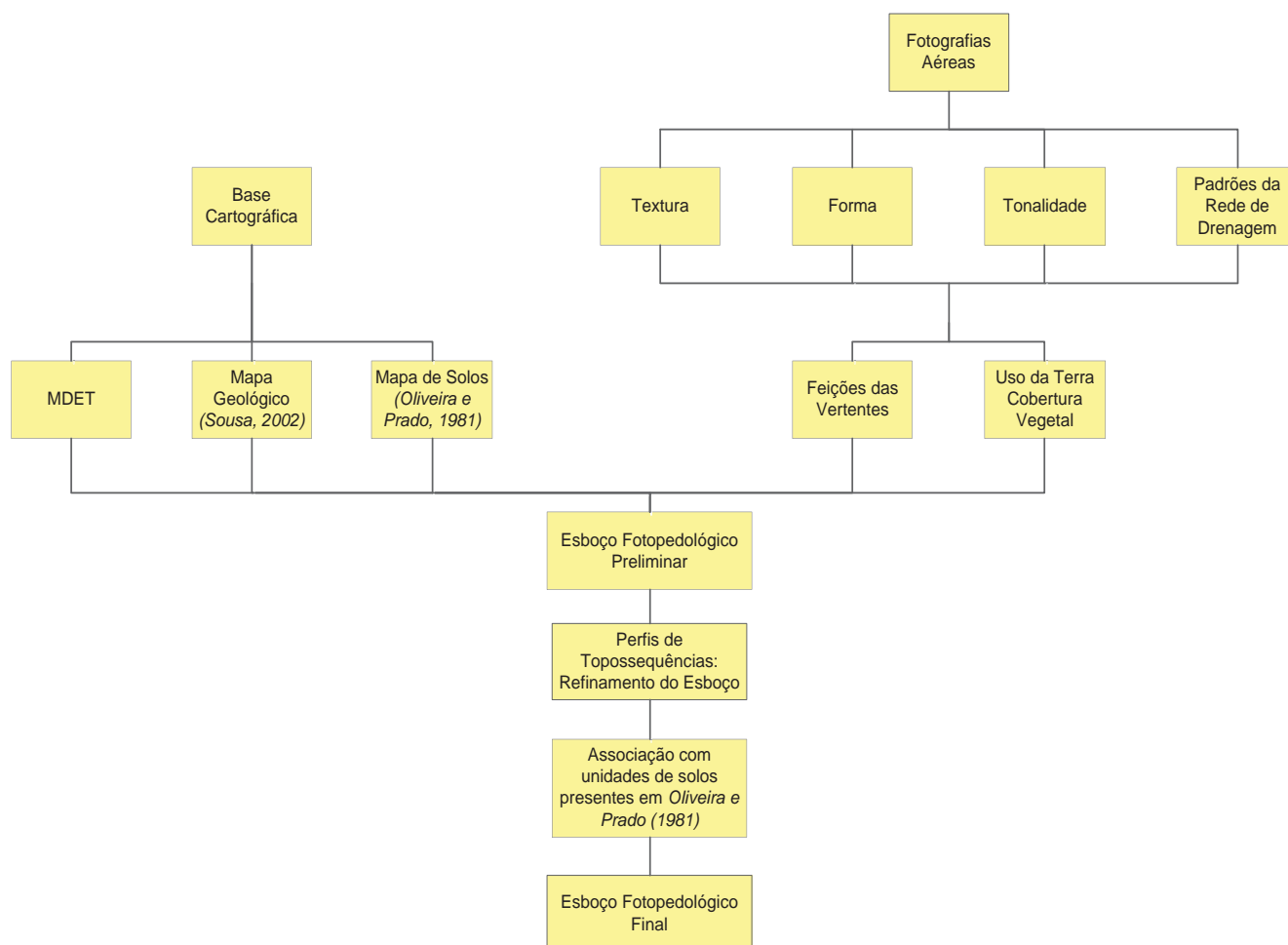


Figura 11. Metodologia para obtenção do esboço fotopedológico.

4.2.4.3 Fator topográfico (L e S): comprimento e grau de declive das vertentes

Os fatores L e S correspondem na EUPS respectivamente, ao comprimento e grau de declive, os quais são considerados conjuntamente como fator topográfico (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Conforme esses autores, o comprimento do declive (fator L) possui elevada importância na perda de solo, uma vez que, quanto maior for a sua extensão, maior tenderá ser a velocidade do escoamento superficial no terço final da vertente. Da mesma forma, o volume e a velocidade das enxurradas estão diretamente relacionadas ao grau de declividade do terreno.

O fator LS analisado conjuntamente é a relação de perda de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação à perda de solo correspondente de uma parcela unitária de 25 metros de comprimento com 9% de declive (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). A EUPS utiliza o comprimento de vertente adotando o seu valor médio em metros, e utiliza o fator declividade como uma das variáveis topográficas (adimensional) baseada nos valores obtidos em porcentagem (VALLE JUNIOR, 2008).

Para a obtenção do Fator L foi utilizado o algoritmo proposto por Desmet e Govers (1996), o qual emprega o conceito de área de contribuição para o cálculo automático do comprimento de vertente. Para tanto, torna-se necessária a obtenção do cálculo da declividade, da direção de fluxo e a quantidade de fluxo acumulado à montante (SILVA, 2003).

Utilizando o MDET e o SIG ArcGis 9.3 (conjunto de ferramentas Spatial Analyst Tools), primeiramente foi obtido o mapa de Direção de Fluxo, sendo este composto por oito direções distintas: 1 (Leste), 2 (Sudeste), 4(Sul), 8 (Sudoeste), 16 (Oeste), 32 (Noroeste), 64 (Norte) e 128 (Nordeste). Posteriormente, com base no mapa de Direção de Fluxo, foi obtido o Mapa de Fluxo Acumulado, o qual define o número de células a montante que contribuem para uma determinada célula à jusante. Esse mapa é um dos componentes do parâmetro de “Área de contribuição” ($A_{i,j} - in$) utilizado para gerar o mapa de extensão de vertentes proposto por Desmet e Govers (1996).

Para a obtenção do parâmetro “Direção de Fluxo” ($X_{i,j}$) tornou-se necessária a reclassificação do Mapa de Direção de Fluxo: os valores 1, 4, 16 e 64, representantes dos pontos cardeais – L, S, O, N -, reclassificados para o valor de 0,5; e os valores de 2, 8, 32, e 128, representantes dos pontos colaterais – SE, SO, NO e NE -, reclassificados para 0,354.

Também com base no MDET, foi obtido mapa de declividade (em %) e o mesmo reclassificado conforme os valores para a obtenção do parâmetro m : 0,5 se $s \geq 5\%$ (s é o grau de declividade); 0,4 se $3\% \leq s \leq 5\%$; 0,3 se $1\% \leq s \leq 3\%$; 0,2 se $s < 1\%$.

Com a definição dos parâmetros provenientes da declividade, da direção de fluxo e da área de contribuição representada pelo fluxo acumulado para cada célula, e, utilizando o SIG ArcGis 9.3, foi obtido o fator L da EUPS, conforme Desmet e Govers (1996) através da equação 13:

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}]}{(D^{m+2}) * (x_{i,j}^m) * (22,13)^m} \quad (13)$$

Onde:

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

$A_{i,j-in}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j);

D: tamanho da grade de células (m);

$X_{i,j}$: valor da direção do fluxo;

m: coeficiente que assume os valores: 0,5 se $s \geq 5\%$ (s é o grau de declividade); 0,4 se $3\% \leq s < 5\%$; 0,3 se $1\% \leq s < 3\%$, 0,2 se $s < 1\%$.

É válido ressaltar que após a obtenção do fator L através da aplicação da equação 13, procedeu-se à exclusão das áreas de deposição que apresentavam valores superiores à hipotenusa da grade de células (células de 3 metros, sendo a hipotenusa de 4,2426406 metros). Para tais células, correspondentes a área de deposição, foi associado o valor de 0, pois a EUPS estima somente a erosão na vertente e não a deposição nas áreas de fluxo acumulado de água.

Os dados de declividade foram obtidos com o apoio do Modelo Numérico do Terreno gerando o MDET, que no software ArcGis 9.3 corresponde a função Spatial Analyst Tools/Surface Analysis/Slope. Com a os dados de declividade (%) e juntamente com os dados do fator L obtidos pela equação 13, foi gerado o mapa de fator topográfico (ft) tomando como base a formulação apresentada por Bertoni e Lombardi Neto (2010), a qual utiliza os fatores L e S conforme indicado a seguir:

$$ft = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (14)$$

Onde:

ft = Fator topográfico (adimensional);

L = Comprimento de vertente (metros);

S = Fator declividade (%).

4.2.4.4 Fator P: Práticas Conservacionistas

Bertolini e Lombardi Neto (1993) pontuam que a ausência ou o uso inadequado das práticas conservacionistas tem-se se tornado um grande problema gerador de erosão do solo, o qual se deve a diversos aspectos:

- Procedimentos dos próprios agricultores quanto a aplicação de determinadas práticas conservacionistas;
- Implantação de determinados sistemas de manejo que não estão adequados às classes de uso do solo;
- Ausência de planejamento na implantação das estruturas fundiárias, não considerando as características hídricas e topográficas para a construção de estradas e delimitação de propriedades;
- Estradas municipais mal planejadas, sem estruturas laterais protetoras, as quais passam a ser agentes de erosão nas propriedades agrícolas.

Na EUPS, o fator P é dado pela relação entre a intensidade de perdas com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido de declive (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Considerando os elevados valores de declividade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, o fator P foi obtido com base na declividade, a qual é tida como fator limitante. Para áreas com declividade até 12%, foi associado o valor P igual a 0,6, enquanto que as áreas com declividades superiores a 12% foi adotado o valor de 0,8 (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

4.2.5 Processamento de imagens digitais

4.2.5.1 Pré processamento: correção atmosférica

Visando minimizar os efeitos da atmosfera sobre as informações espectrais contidas nas imagens TM Landsat, foi aplicada a opção de correção atmosférica objetivando à diminuição do efeito aditivo da atmosfera face a radiação solar incidente.

Foi utilizado o método proposto por Chavez (1988), denominado Correção Atmosférica pelo Pixel Escuro (Dark Object Subtraction-DOS), o qual considera que toda e qualquer cena, e em qualquer banda espectral, existem pixels que deveriam assumir o valor igual ou próximo a zero. Desta maneira, tais alvos que não refletem radiação, deveriam apresentar valores nulos de reflexão (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Considerando que a interferência da atmosfera é considerada uniforme ao longo de toda a cena, a correção atmosférica realizada por meio do método de Chavez (1988) propõe que seja realizada a identificação, em cada banda espectral a ser trabalhada, das quantidades de ND (números digitais) ou

de FRB (Reflectância Bidirecional Aparente) que deverão ser subtraídos de cada imagem como um todo. Os valores a serem subtraídos das imagens se referem aos objetos que, devendo apresentar valores de ND ou FRB nulos, apresentam valores maiores que zero, demonstrando que tais valores excedentes são causados pela interferência aditiva do espalhamento atmosférico. A escolha desse método de correção atmosférica, frente a outros que existem existentes, é devido à ausência de dados que caracterizem as condições da atmosfera (principalmente, em termos de seu perfil vertical), para os cenários selecionados.

Para a realização da correção atmosférica por meio do método DOS (CHAVEZ, 1988), foi utilizado software ENVI 4.6.1, através da ferramenta Basic Tools/Preprocessing/General Purpose utilities/Dark Subtract. Antes da correção, foram gerados os histogramas das bandas 3 e 4 e 5 do Landsat-5 TM referentes ao cenários de 2006 e 2011 e obtidos os valores dos pixels de cada banda a serem subtraídos pelo método DOS. Após a obtenção dos valores, foi realizada a correção atmosférica pela ferramenta acima mencionada.

4.2.5.2 Processamento das imagens: obtenção do índice de vegetação da razão simples (SR) e o índice de vegetação normalizado pela diferença (NDVI)

Os mapas índices de vegetação referentes à aplicação do índice de vegetação da razão simples (SR) e do índice de vegetação normalizado pela diferença (NDVI) dos cenários de 2006 e 2011, foram obtidos por meio do software ENVI 4.6.1, a partir da combinação das bandas do vermelho (banda 3) e infravermelho próximo (banda 4) do TM Landsat 5, seguindo as seguintes formulações:

$$SR = \frac{\rho_{ivp}}{\rho_{vp}} \quad (2)$$

$$NDVI = \frac{(\rho_{ivp} - \rho_{vp})}{(\rho_{ivp} + \rho_{vp})} \quad (3)$$

Onde:

ρ_{IVP} = Reflectância no infravermelho próximo (0,76 – 0,90 μm);

ρ_V = Reflectância no vermelho (0,63 – 0,69 μm).

4.2.6 Associação dos valores NDVI e RS com o fator C

O fator C (uso, cobertura e manejo do solo) constitui importante elemento nos estudos de perda de solo pela erosão pluvial na medida em que a cobertura vegetal fornece proteção ao solo contra os processos erosivos, particularmente aqueles associados à ação do escoamento superficial das águas pluviais. Tal proteção depende de características da cobertura vegetal e das práticas de manejo implantadas nas áreas agrícolas. No caso das áreas agrícolas, o tipo, estágio de crescimento e desenvolvimento dos cultivos, o tipo de preparo do solo e manejo agrícola assim como o período do ano (tipo de estação com as suas respectivas características de regime de chuvas), constituem os principais elementos e/ou fatores que irão indicar a proteção da cobertura vegetal quanto aos processos erosivos hídricos do solo.

Sendo assim, o fator uso/manejo (C) é definido pela relação entre a perda de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto (WISCHMEIER e SMITH, 1965).

A associação dos valores de NDVI e SR com os valores do fator C foi realizada a partir da análise de grupos de pixels determinados conforme o uso da terra.

Tendo em vista a possível interferência de determinados tipos de solos nas respostas espectrais da cobertura vegetal, como por exemplo, a interferências das manchas de Neossolo Quartzarênico nas respostas espectrais das bandas 3, 4, 5 e imagens NDVI e SR, assim como a interferência do fator relevo (declividade), optou-se por delimitar três unidades gerais de solos para a realização das análises de pixels. Sendo assim os cinco tipos de solos obtidos no esboço fotopedológico foram agrupados em três grupos gerais os quais foram determinados a partir das características físicas e de relevo, sendo:

- Grupo 1: determinados pelas manchas de Neossolo Quartzarênico. Devido as características física deste tipo de solo, como a textura arenosa associada a baixa taxa de ferro assim como a ocorrência do mesmo em área de baixa declividade e vertentes longas, tem-se elevada reflectância em toda a faixa do espectro analisado no presente estudo. Exemplo do comportamento espectral do Neossolo Quartzarênico quando comparado a demais tipos de solos como o Latossolo vermelho férrico, tem-se a figura 12.

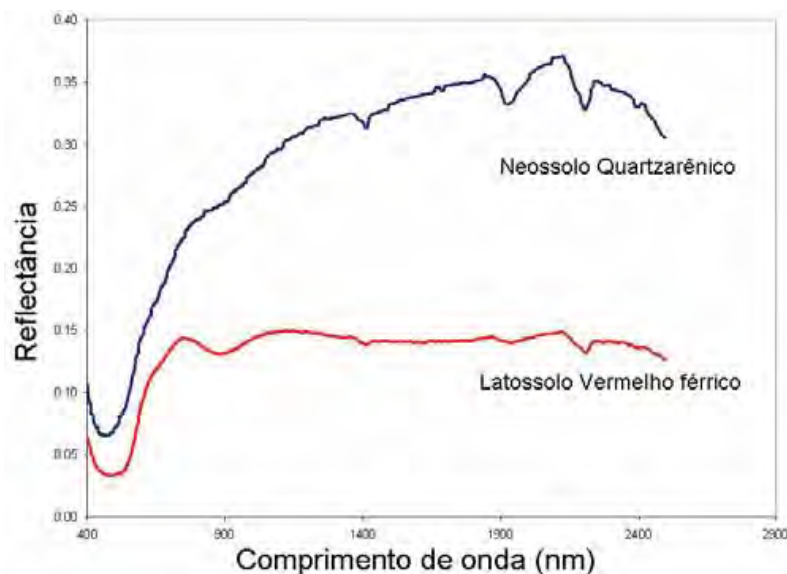


Figura 12. Assinatura espectral do Neossolo Quartzarênico e da Latossolo Vermelho férrico (Fonte: DEMATTE, 2009, MATERIAL DE AULA)

- Grupo 2: determinados pelas manchas de Latossolo Vermelho Amarelo as quais ocorrem em relevo de menor declividade e apresentam textura menos arenosa quando comparada as manchas de Neossolo Quartzarênico.
- Grupo 3: determinados pelas manchas de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico. A determinação de tal grupo baseou-se nas características de relevo (declividade superior a 8%) e físicas do solo.

A partir da delimitação das três unidades gerais de solos, foram obtidas as classes de uso da terra ocorrentes em cada unidade geral de solo e delimitadas máscaras para a análise de pixel. Neste contexto, obteve-se para cada unidade de solo e para cada tipo de uso da terra máscaras que possibilitaram a análise dos pixels referentes ao comportamento espectral do mesmo objeto nas bandas 3, 4, 5 e nas imagens NDVI e RS. A análise do mesmo objeto nas bandas 3, 4 e 5 teve como objetivo o estudo da interferência de demais objetos da cena, como a elevada reflectância de determinados tipos de solo.

No que tange as máscaras, para a unidade de solo determinada pelas manchas de Neossolo Quartzarênico, foram obtidos 16 polígonos referentes aos usos da terra, sendo 7 polígonos referentes as áreas de pastagens, 1 referente as áreas de cana-de-açúcar, 5 polígonos referentes as áreas de mata nativa e 3 referentes as áreas de solo exposto. Quanto a unidade de solo delimitada pela presença de Latossolo Vermelho Amarelo, foram delimitados 29 polígonos, sendo 14

polígonos referentes as áreas de pastagens, 5 referentes as áreas de solo exposto, 5 polígonos referentes as áreas de cana-de-açúcar e 5 polígonos referentes as áreas de mata nativa. Por último, quanto a unidade de solo determinada pelos tipos de solo como Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico, foram delimitados 154 polígonos, sendo 22 polígonos referentes as áreas de cana-de-açúcar, 63 referentes as áreas de mata nativa, 55 referentes as área de pastagens e 14 polígonos referentes às áreas de solo exposto. É válido ressaltar que a delimitação das máscaras de cada tipo de uso foi realizada visando a não interferência (contaminação) de outros tipos de uso da terra na amostra a ser analisada. Desta maneira, as máscaras foram feitas nas áreas centrais de cada mancha de determinado uso da terra.

No que tange ao grupo 3, determinado pela ocorrência de tipos de solo como Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico, e considerando o fator relevo/declividade como possível determinante das respostas encontradas nas imagens NDVI, reclassificou-se as vertentes da área de estudo conforme o ângulo de incidência solar no momento da obtenção das imagens orbitais provenientes do sensor TM Landsat 5. Neste contexto, a partir do modelo digital de elevação do terreno (MDET) obteve-se o mapa de direção de fluxo da bacia o qual foi reclassificado conforme: valores 64, 128, 1 e 2 representantes dos pontos cardeais e colaterais Norte, Nordeste, Leste e Sudeste como vertentes Leste (com face voltada para o sol); valores 4, 8, 16 e 32, representantes dos pontos cardeais e colaterais Sul, Sudoeste, Oeste e Noroeste, como vertentes Oeste (com face voltada para a direção contrária de incidência solar). É válido ressaltar que a reclassificação das vertentes considerou o ângulo de incidência solar no momento da obtenção da cena, o qual foi determinante na reclassificação das vertentes (figura 13). Na figura 15a e 15b são apresentados, para o modelo digital de elevação do terreno e para a fotografia aérea da área (2006), os efeitos da iluminação solar no momento de obtenção das imagens orbitais, inserindo para tanto os valores de azimute e altitude solar de 48.5054 e 46.231 respectivamente.

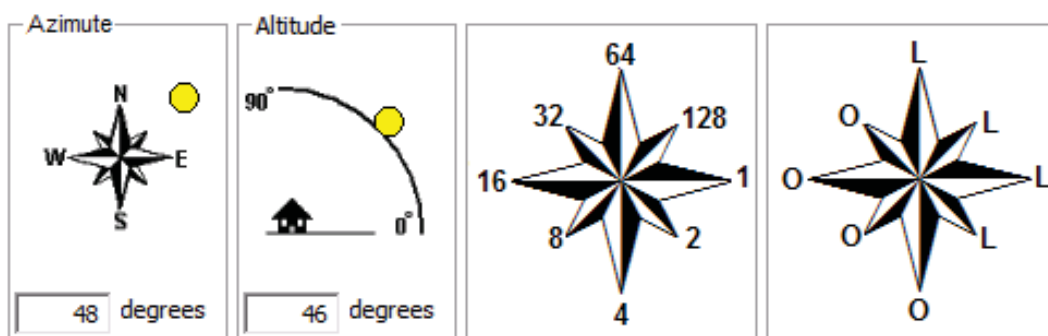


Figura 13. Ângulo de incidência solar no momento da obtenção das imagens orbitais e reclassificação das vertentes em Leste e Oeste.

Com as máscaras de amostras de pixels referentes aos diferentes tipos de uso da terra de cada unidade de solo e de cada tipo de vertente, foram obtidas as médias para cada tipo de uso, as quais foram associadas aos valores do fator C da EUPS. Na tabela 6 são apresentados os valores do fator C que foram associados às médias de cada tipo de uso encontrado nas imagens índice de vegetação.

Tabela 6. Dados de valores C da EUPS (Fonte: Donzelli et al, 1992).

Uso da terra	Valores do Fator C
Mata natural	0,00004
Pastagem	0,0100
Cana-de-açúcar	0,1000
Solo exposto	1,0000
Citricultura	0,1350

Na figura 14 é possível observar a metodologia utilizada para a obtenção das médias de cada tipo de uso da terra e para cada unidade de solo.

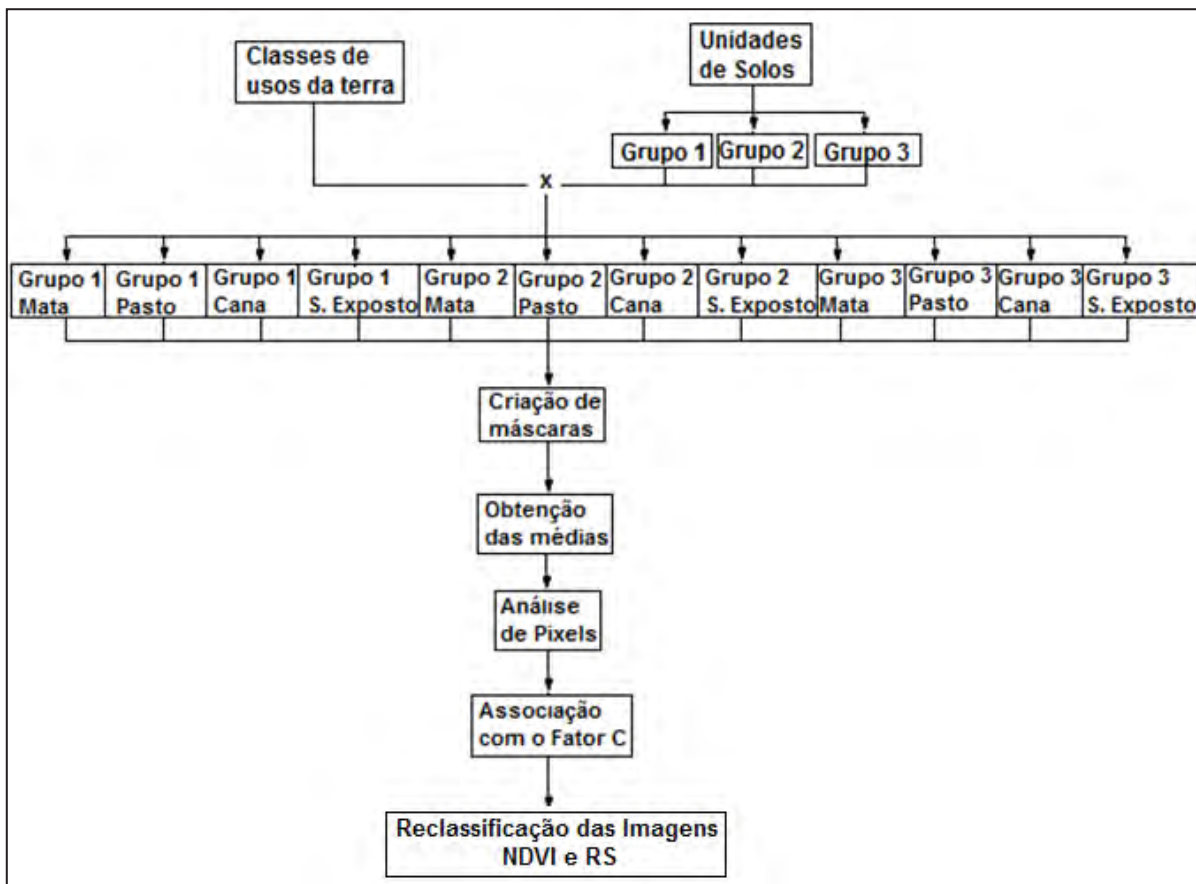
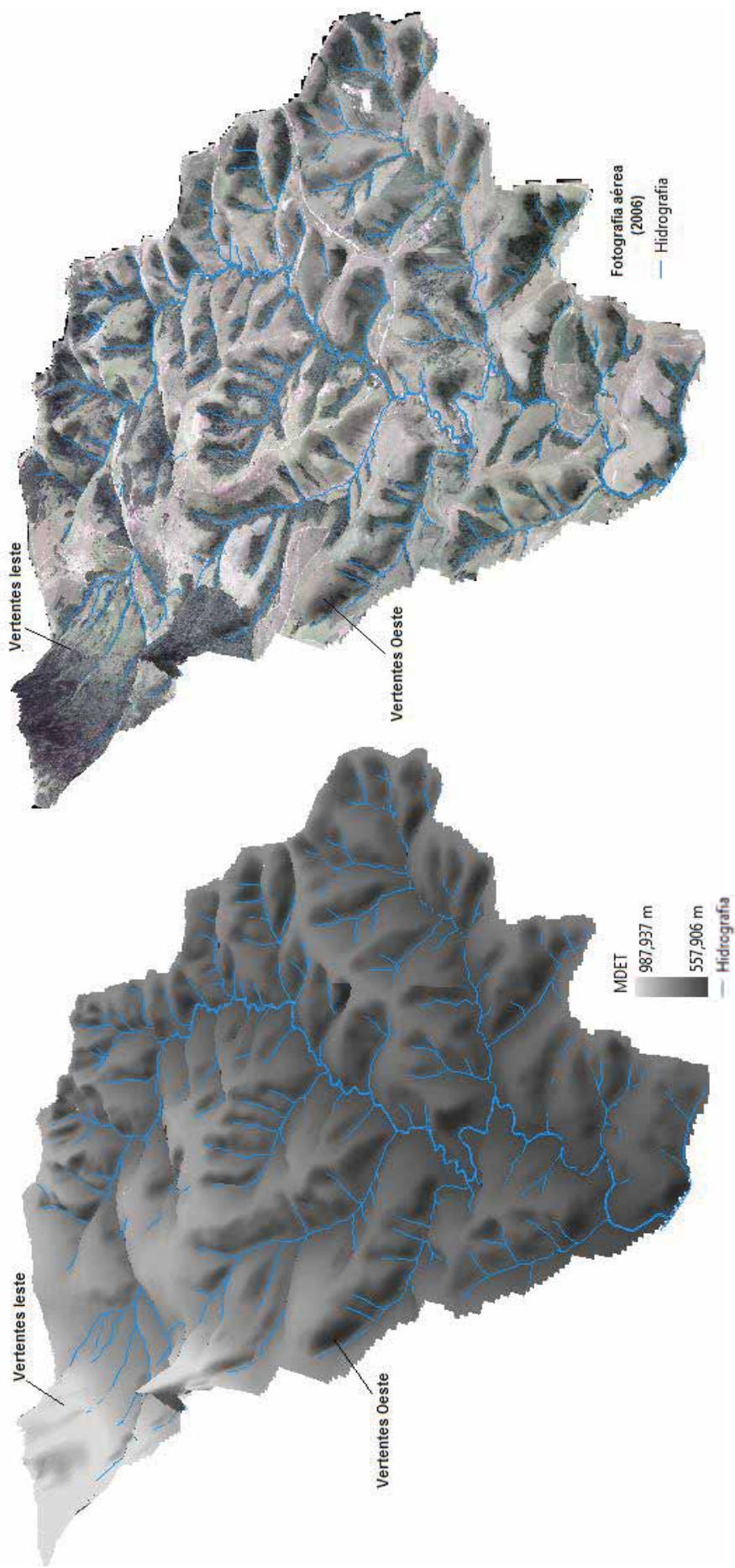


Figura 14. Metodologia para obtenção das médias de cada tipo de uso da terra e para cada unidade de solo visando a associação dos valores NDVI com os valores do fator C



Figuras 15a e 15b. Modelo digital de elevação do terreno e fotografia aérea (cenário de 2006) em 3D, apresentando as vertentes Leste e Oeste.

4.3 Segmento de Integração

4.3.1 Classes de capacidade de uso da terra

A classificação de terras por capacidade de uso contempla oito classes as quais são subdivididas de acordo com as limitações específicas. Tais classes atendem a indicações básicas de utilização da terra e quando são indicadas para cultivos são especificadas conforme categorias de culturas anuais, culturas perenes, pastagens e silvicultura (NOGUEIRA, 2000) (tabela 7).

Tabela 7. Classes de capacidade de uso da terra.

CLASSES DE CAPACIDADE DE USO DA TERRA		
Classes	Características	Indicações
I	Terras sem limitações de uso	Indicada para quaisquer utilizações
II	Terras com declives suaves, produtivas, com limitações ligeiras a moderadas das características do solo ou erosão	Culturas anuais com práticas simples de conservação do solo e melhoria da fertilidade (plantio em nível, alternância de capinas, culturas em faixas e fertilizações para manutenção da produtividade).
III	Terras com declive de até 12%, produtivas, com limitações moderadas das características do solo ou erosão	Culturas anuais com práticas intensivas para conservação do solo contra a erosão e aumento da fertilidade (terraceamento, cordões de contorno, subsolagem, drenagem artificial).
IV	Terras declivosas, até o limite de mecanização agrícola ou com médio-alto potencial de erosão	Culturas perenes e pastagens que não exigem movimentação anual dos solos. O uso com culturas anuais só deve ser recomendado sob manejo desenvolvido em rotação com pastagens.
V	Terras planas e mal drenadas, com excesso de água.	Utilização com culturas anuais e pastagens apropriadas para áreas úmidas requer controle da flutuação do lençol freático
VI	Terras de boa fertilidade natural e produtividade, apresentando problemas de declives muito acentuados, além do limite de mecanização, alto potencial de erodibilidade	Culturas perenes e pastagens com práticas moderadas de conservação (práticas de calagem e adubação fosfatada no plantio, consorciação, manejo de pastoreio, etc.)
VII	Relevo acidentado, solos altamente suscetíveis à danificação, possuem restrições severas em seu uso com ou sem práticas especiais.	Terras cultiváveis apenas em casos especiais de algumas culturas permanentes e adaptadas em geral para pastagens ou reflorestamento, com problemas complexos de conservação.
VIII	Relevo acidentado, escarpado.	Impróprias para cultura, pastagem ou reflorestamento, podendo servir apenas como abrigo de fauna e flora

A obtenção da carta de capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande foi realizada a partir do cruzamento dos planos de informação referentes aos solos e as classes de declividade. Após o cruzamento, foi realizada a classificação em termos da capacidade do uso da terra conforme a tabela 8:

Tabela 8. Classes de capacidade de uso das terras obtidas pelo cruzamento de unidades de solo com classes de declive (Adaptado: Nogueira, 2000).

Solo	Declividade (%)	Capacidade de Uso
CXd	3 – 6	VIp
	6 – 12	VIp
	12 – 20	VIIp
	20 – 40	VIIp
	> 40	VIII
PVada	0 – 3	IIIef
	3 – 6	IIIef
	6 – 12	IIIef
	12 – 20	IVe
	20 – 40	VIe
	> 40	VIIe
LVad	0 – 3	IIIf
	3 – 6	IIIf
	6 – 12	IIIf
	12 – 20	IVe
	20 – 40	VIe
RLe/d	6 - 12	VIIep
	12 – 20	VIIep
	20 – 40	VIIep
	> 40	VIII
RQd	0 – 3	IIIf
	3 – 6	IIIf
	6 – 12	IIIf
	12 – 20	IVe
	20 – 40	VIe

CXd - Cambissolo distrófico, textura média argilosa, relevo ondulado e forte ondulado

PVada - Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico abrupto, A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado

LVad - Latossolo Vermelho Amarelo, distrófico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado

RLe/d - Neossolo Litólico, eutrófico e distrófico, textura indiscriminada, relevo ondulado e forte ondulado

RQd - Neossolo quartzarênico, órtico, textura média, distrófico, A moderado, relevo suave ondulado

4.3.2 Potencial Natural de Erosão – PNE

O potencial Natural de Erosão (PNE) foi gerado no contexto da EUPS utilizando-se apenas os fatores que representam os parâmetros do meio físico (fatores R, K, L e S), os quais correspondem às estimativas de perda de terras em áreas destituídas de cobertura vegetal e sem qualquer intervenção antrópica. Os diferentes planos de informação (PIs) referentes aos parâmetros do meio físico foram combinados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas, por meio da seguinte fórmula (DONZELLI, et al., 1992):

$$PNE = R \cdot K \cdot (0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18}) \quad (15)$$

Onde:

PNE = Potencial Natural de Erosão ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

R = Fator Erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

K = Fator Erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);

L = Fator comprimento de vertente (adimensional);

S = Fator grau de declive (%).

Para a combinação dos diferentes PIs, foi utilizada a ferramenta Raster Calculator do conjunto de ferramentas Spatial Analyst do SIG ArcGis 9.3.

Os dados de PNE foram transformados em classes qualitativas, ordenadas em seis categorias, adaptadas de Bertoni e Lombardi Neto (1999); Scopel, (1988) e Nascimento (1998), sendo: muito baixo (0 - 50 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); baixo (50 – 100 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); médio (100-200 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); alto (200 - 600 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); muito alto (600 – 1000 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e extremamente alto (> 1000 $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

4.3.3 Valor T – Perdas permissíveis de solo por erosão

Os valores de perdas permissíveis de solo por erosão (valor T) para cada unidade de solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande foram definidos conforme Bertoni e Lombardi Neto (p. 88, 2010), os quais encontram-se indicadas na tabela 9.

Tabela 9. Valores de perdas permissíveis de solo por erosão para cada unidade de solo presente na área de estudo.

Solos	Fator K	Tolerância de perdas de solos
Latossolo Vermelho Amarelo, distrófico, A moderado, textura média	0,017	14,2
Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico abrupto, A moderado, textura arenosa/média	0,034	6,6
Neossolo Litólico, eutrófico e distrófico, textura indiscriminada	0,053	4,2
Neossolo quartzarênico, órtico, textura média, distrófico, A moderado	0,017	14,7
Cambissolo distrófico, textura média argilosa	0,033	3,67

4.3.4 Classes de Uso/Manejo Permissível (UMP)

Donzelli et al (1992) utilizaram o índice risco de erosão ou capacidade de uso-manejo permissível ($CP_{\text{permissível}}$) para determinar as classes de uso-manejo

permissível, relacionando, para tanto, os valores do PNE e fator P com os valores de tolerância de perda de cada solo. Utilizando os valores de perdas toleráveis para cada unidade de solo (T), conforme Bertoni e Lombardi Neto (2010), os valores de PNE obtidos a partir da equação 15 e valores relacionados às práticas conservacionistas (fator P), foram obtidas as classes de uso-manejo permissível conforme a equação 16:

$$UMP = CP_{\text{tolerável}} = \frac{T}{PNE \times P} \quad (16)$$

O mapa de unidades de uso-manejo permissível, obtido a partir da equação 16, foi reclassificado em classes representativas de grupos de risco de erosão, (NOGUEIRA, 2000), as quais são indicadas na tabela 10.

Tabela 10. Classes de uso e manejo permissível (UMP) e grupos de risco de erosão (Fonte: Nogueira, 2000).

Classes de UMP	Grau de risco de erosão
Não especificado	
< 0,001	Extremamente alto
0,001 - 0,010	Muito alto
0,010 - 0,017	Alto
0,017 - 0,048	Médio
0,048 - 0,088	Baixo
0,088 - 0,200	Muito baixo
> 0,200	Extremamente baixo

4.3.5 Classes de Capacidade de Uso Sustentado da Terra

A classe de capacidade de uso sustentável das terras corresponde à classe mais restritiva dentre as das classificações por capacidade de uso e por risco de erosão (NOGUEIRA, 2000). Para a obtenção da carta de capacidade de uso sustentável da terra, foi utilizada a metodologia presente em Nogueira (2000), a qual utiliza os planos de informação referentes à classe de capacidade de uso da terra e o risco de erosão. Após o cruzamento dos planos de informação, foi realizada a classificação da capacidade de uso sustentado da terra conforme a tabela 11:

Tabela 11. Classes de capacidade de uso sustentável das terras (Adaptado: Nogueira, 2000).

Capacidade de Uso da Terra	Classes de UMP	Grau de Risco de Erosão	Capacidade de uso da Terra Sustentado
III _f	0,088 - 0,200	Muito baixo	sIII _e 2 _f
	>0,200	Extremamente baixo	sIII _e 1 _f
III _{ef}	0,088 - 0,200	Muito baixo	sIII _e 2 _f
	>0,200	Extremamente baixo	sIII _e 1 _f
IV _e	0,017 - 0,048	Médio	sIV _e 2
	0,048 - 0,088	Baixo	sIV _e 1
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sIV _e
	<0,200	Extremamente baixo	sIV _e
V _a	Não especificado		
V _{le}	0,017 - 0,048	Médio	sV _{le}
	0,048 - 0,088	Baixo	sV _{le}
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sV _{le}
	<0,200	Extremamente baixo	sV _{le}
V _{lp}	0,010 - 0,017	Alto	sV _{le} 1 _p
	0,017 - 0,048	Médio	sV _{lp}
	0,048 - 0,088	Baixo	sV _{lp}
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sV _{lp}
	<0,200	Extremamente baixo	sV _{lp}
VII _e	0,001 - 0,010	Muito Alto	sVII _e
	0,010 - 0,017	Alto	sVII _e
	0,017 - 0,048	Médio	sVII _e
	0,048 - 0,088	Baixo	sVII _e
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sVII _e
	<0,200	Extremamente baixo	sVII _e
VII _{lp}	0,010 - 0,017	Alto	sVII _{lp}
	0,017 - 0,048	Médio	sVII _{lp}
	0,048 - 0,088	Baixo	sVII _{lp}
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sVII _{lp}
VII _{lep}	0,001 - 0,010	Muito Alto	sVII _{lep}
	0,010 - 0,017	Alto	sVII _{lep}
	0,017 - 0,048	Médio	sVII _{lep}
	0,048 - 0,088	Baixo	sVII _{lep}
	0,088 - 0,200	Muito baixo	sVII _{lep}
	<0,200	Extremamente baixo	sVII _{lep}
VIII	< 0,001	Extremamente alto	sVIII
	0,001 - 0,010	Muito Alto	sVIII
	0,010 - 0,017	Alto	sVIII
	0,017 - 0,048	Médio	sVIII

4.3.6 Adequabilidade do uso das terras (cenário 2006) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande

A obtenção do mapa de adequabilidade do uso das terras para o cenário de 2006 foi baseada na metodologia desenvolvida por Nogueira (2000), a qual utiliza os planos de informação referentes à classe de capacidade de uso sustentável da terra e o uso das terras para o cenário de 2006. O cenário de 2006 foi escolhido devido a disponibilidade das fotografias aéreas em escala aproximada a 1:30.000, o que torna possibilita a obtenção de informações mais precisas no que tange ao uso da terra. Consequentemente, o mapa de adequabilidade do uso da terra é apresentado com informações mais detalhados quando da utilização de mapas de uso da terra obtidos a partir de imagens orbitais.

Para a obtenção da carta de adequabilidade do uso das terras para o cenário de 2006, primeiramente foi realizada a delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP) tendo como referência o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2001) e as Resoluções CONAMA 302/02 e 303/02 (BRASIL, 2002a; BRASIL, 2002b). As categorias de APPs consideradas foram aquelas referentes as áreas de nascentes (50 metros no entorno das nascentes, Lei Federal 4.771/6; CONAMA Resolução 302/02) e as áreas localizadas no entorno de rios (30 metros para rios de menos de 10 metros de largura, 50 metros para cursos de 10 a 50 metros de largura, Lei Federal 4.771/64; CONAMA Resolução 302/03). Como ferramenta para a delimitação das APP's da Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande foi utilizado o SIG ArcGIS 9.3.

A delimitação das APP's no entorno das nascentes foi desenvolvida a partir da localização e da inserção de pontos em formato shapefile em todas as nascentes. Após a localização e inserção dos pontos, foram confeccionados buffers de 50 metros correspondentes a área de proteção permanente referente as áreas de nascente. Da mesma maneira, para a delimitação da área de proteção permanente referente a rede de drenagem, também foram confeccionados buffers de 30 metros para os cursos d'água de até 10 metros de largura e buffers de 50 metros para as áreas de drenagem com largura superior a 10 metros, lembrando que o próprio Córrego Monjolo Grande é tido como o canal de maior largura, não ultrapassando os 20m.

Após a delimitação das áreas de APP, foram cruzados, em ambiente SIG, os Pls de uso da terra (cenário de 2006) e capacidade de uso sustentado da terra, sendo a classificação da adequabilidade realizada conforme apresentado na tabela 12.

Tabela 12. Adequabilidade do uso das terras (cenário de 2006) nas classes de capacidade de uso sustentado.

Adequabilidade do uso das terras (cenário de 2006) nas classes de capacidade de uso sustentado					
<i>Classes</i>	<i>Usos da terra (2006)</i>				
	<i>Cultura anual</i>	<i>Cultura permanente (pb)</i>	<i>pa</i>	<i>m</i>	<i>re</i>
<i>sIIIe1f</i>	ADE1	SUB1	SUB1	SUB1	SBR6
<i>sIIIe2f</i>	ADE1	SUB1	SUB1	SUB1	SBR6
<i>sIVe</i>	SBR4	SBR5	ADE4	SUB3	SBR4
<i>sIVe1</i>	SBR4	SBR5	ADE4	SUB3	SBR4
<i>sVa</i>	SBR6	SBR6	ADE6	ADE8	SBR6
<i>sVle</i>	SBR4	SBR4	ADE4	SUB4	SBR4
<i>sVlp</i>	SBR4	SBR4	ADE4	SUB4	SBR4
<i>sVle1p</i>	SBR4	SBR4	ADE4	SUB4	SBR4
<i>sVIIe</i>	SBR5	SBR5	SBR5	ADE5	SBR5
<i>sVIIp</i>	SBR7	SBR7	SBR7	ADE8	SBR7
<i>sVIIep</i>	SBR7	SBR7	SBR7	ADE8	SBR7
<i>sVIII</i>	SBR8	SBR8	SBR8	ADE8	SBR8

Sendo:

ADE1: uso adequado, aceitando a partir de cultura anual (ca);

ADE3: uso adequado, aceitando a partir de pastagem (pa);

ADE5: uso adequado, aceitando a partir de reflorestamento (re);

ADE8: uso adequado, utilizado como abrigo da fauna e flora silvestre (m);

SBR5: uso sobre utilizado, aceitando a partir de reflorestamento (re);

SBR6: uso sobre utilizado, aceitando a partir de cultura anual (ca);

SBR7: uso sobre utilizado, aceitando uso a partir de pasto vedado (pa vedado);

SBR8: uso sobre utilizado, utilizado como abrigo da fauna e flora silvestre (m);

SUB1: uso sub utilizado, aceitando a partir de cultura anual (ca);

SUB3: uso sub utilizado, aceitando a partir de pastagem (pa);

SUB4: uso sub utilizado, aceitando a partir de pasto vedado (pa vedado).

Após a obtenção do mapa de adequabilidade do uso das terras em 2006, foram obtidas as dimensão em área de cada classe acima mencionada.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Hipsometria e Relevô

A hipsometria da bacia hidrográfrica do córrego Monjolo Grande caracteriza-se por apresentar altitudes de até 990 metros. Há a predominância de altitudes de 600 a 650m as quais ocupam 42,72% do total da área de estudo. Da mesma maneira, destacam-se as classes hipsométricas de 560-600 e de 650-700 metros, as quais correspondem a 15,67% e 29,03% respectivamente do total da área de estudo (tabela 13, figura 16).

Tabela 13. Classes hipsométricas da bacia hidrográfrica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)

Classes hipsométricas	
Classes (metros)	Área (%)
560 - 600	15,67
600 - 650	42,72
650 - 700	29,03
700 - 750	8,05
750 - 800	1,84
800 - 850	0,98
850 - 900	0,60
900 - 950	0,63
950 - 990	0,46

Mapa Hipsométrico da Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)

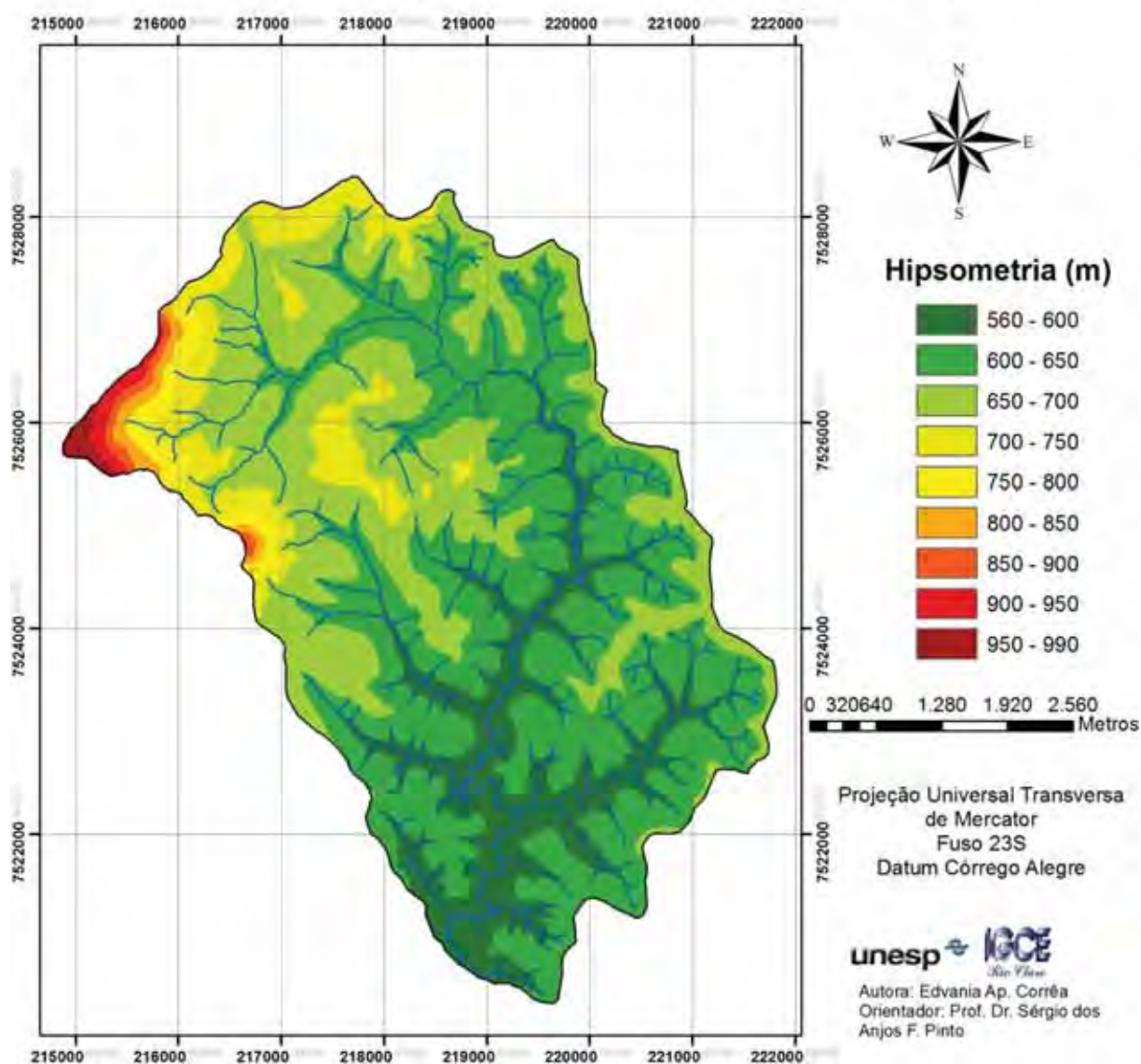


Figura 16. Classes hipsométricas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP)

5.2 Esboço foto pedológico

A partir das fotografias aéreas do aerolevante de 1972 e das cartas topográficas, foi obtido o esboço foto pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, sendo delimitadas, preliminarmente, unidades de mapeamento de solos referentes a 5 unidades de solo (figura 17). Posteriormente, foram identificadas as unidades de solo a partir do levantamento pedológico semidetalhado do estado de São Paulo, quadrícula São Carlos.

Analisando os resultados do esboço foto pedológico, foi possível verificar a predominância de tipos de solos como Cambissolo e Argissolo Vermelho Amarelo, os quais totalizam 67,56% do total da área de estudo (tabela 14). Também foram identificados solos como Latossolo Vermelho amarelo em 12,35% da área de estudo, os quais ocorrem em áreas de menor declividade correspondentes aos divisores de água. Da mesma maneira, foram identificados solos como Neossolo Litólico ocorrentes em áreas de maior declividade (acima de 40%) e nas áreas da formação Itaqueri e Serra Geral. Por último também foi identificada a classe de Neossolo Quartzarênico, ocorrente em áreas de menor declividade (<20%) e vertentes longas onde há a ocorrência da formação Pirambóia. É válido ressaltar que a predominância de solos com textura média/arenosa se deve ao fato de que na área de estudo há a ocorrência das formações Pirambóia e Corumbataí, as quais são compostas por arenitos, o que consequentemente influencia nos tipos de solo identificados na bacia.

Tabela 14. Solos obtidos do esboço foto pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

Tipos de Solos	Valor K	Área (%)
Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico abrupto, A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado	0,034	43,49
Cambissolo distrófico, textura média argilosa, relevo ondulado e forte ondulado	0,033	24,07
Latossolo Vermelho Amarelo, distrófico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado	0,017	12,35
Neossolo Litólico, eutrófico e distrófico, textura indiscriminada, relevo ondulado e forte ondulado	0,053	8,50
Neossolo quartzarênico, órtico, textura média, distrófico, A moderado, relevo suave ondulado	0,017	11,58

Esboço fotopedológico da bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande - SP

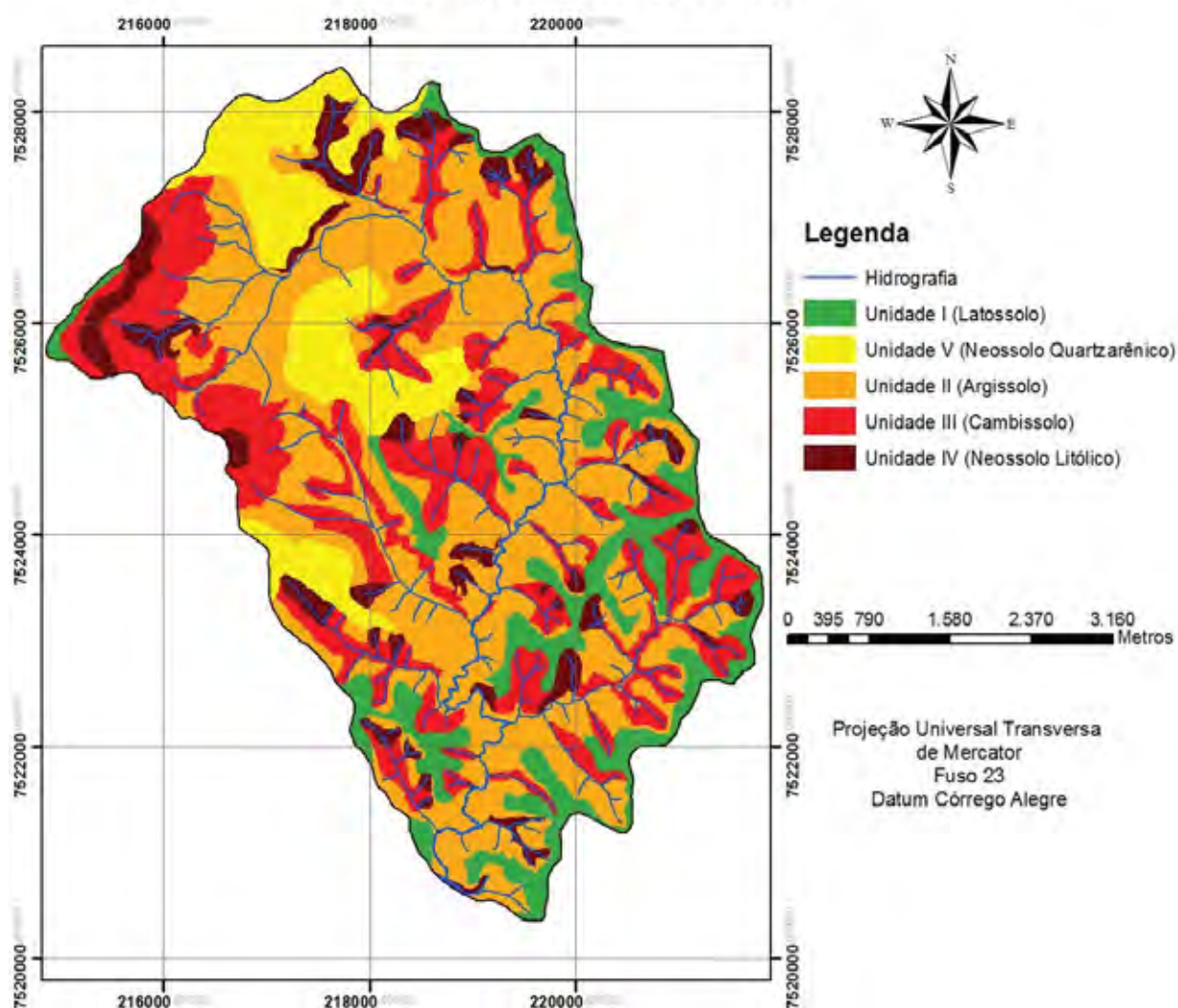


Figura 17. Esboço foto pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

5.3 Mapas de uso da terra: cenário de 2006 e 2011

No cenário de 2006, têm-se as áreas de pastagem ocupando um total de 54,72% da área da bacia, e demais usos, como as áreas de cana-de-açúcar, e até mesmos as áreas com solo exposto, derivadas de áreas agrícolas, perfazendo um total de 9,99% do total da área de estudo (tabela 15, figura 18). Analisando a figura 18, tem-se que muitas áreas de proteção permanente (APP), localizadas no entorno dos cursos d'água, apresentam ausência total de mata ciliar com ocupação por pastagens e cultivo da cana-de-açúcar.

Tabela 15. Uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande para o cenário de 2006.

Uso/cobertura do solo - 2006	
<i>Uso</i>	<i>Área (%)</i>
Cana-de-açúcar	2,65
Vegetação natural	35,28
Pastagem	54,72
Solo exposto	6,20
Citricultura	1,14

Para o cenário de 2011, tem-se que 49,33% da área de estudo encontram-se ocupada por pastagens. O uso com cana-de-açúcar e solo exposto ocupa 13,56% da área de estudo. Apesar da realidade brasileira, a área de estudo apresentou 36,91% da área ocupada por vegetação natural, demonstrando importante porcentual de conservação assim como de um pequeno aumento das áreas de proteção permanente (tabela 16, figura 19).

Tabela 16. Uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande para o cenário de 2011.

Uso/cobertura do solo - 2011	
<i>Uso</i>	<i>Área (%)</i>
Cana-de-açúcar	7,09
Vegetação natural	36,91
Pastagem	49,33
Solo exposto	6,47
Citricultura	0,20

Ao comparar o cenário de 2006 com o de 2011, observa-se um pequeno aumento das áreas de mata nas APPs antes ocupadas por outros tipos de uso. Da mesma maneira, é possível observar também um aumento em área de usos relacionados à cultura de cana-de-açúcar a qual apresentou um aumento de 266% de área ocupada quando comparada ao cenário de 2006. Tendo em vista tal aumento em 5 anos de análise, tem-se bem consolidado, na área de estudo, uma expansão deste tipo de uso da terra em detrimento do uso relacionado com a pecuária, o qual ainda apresenta-se predominante na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Em se tratando dos efeitos do tipo de uso do solo nos processos erosivos, nota-se um aumento da quantidade de material perdido nas áreas que foram ocupadas (cenário de 2011) por cana-de-açúcar. No entanto, também se observa

um aumento das áreas com vegetação natural, em especial as áreas de mata ciliar, denotando menores quantidades de material perdido nestas áreas, assim como a implantação de um planejamento agrícola visando a proteção das APPs.

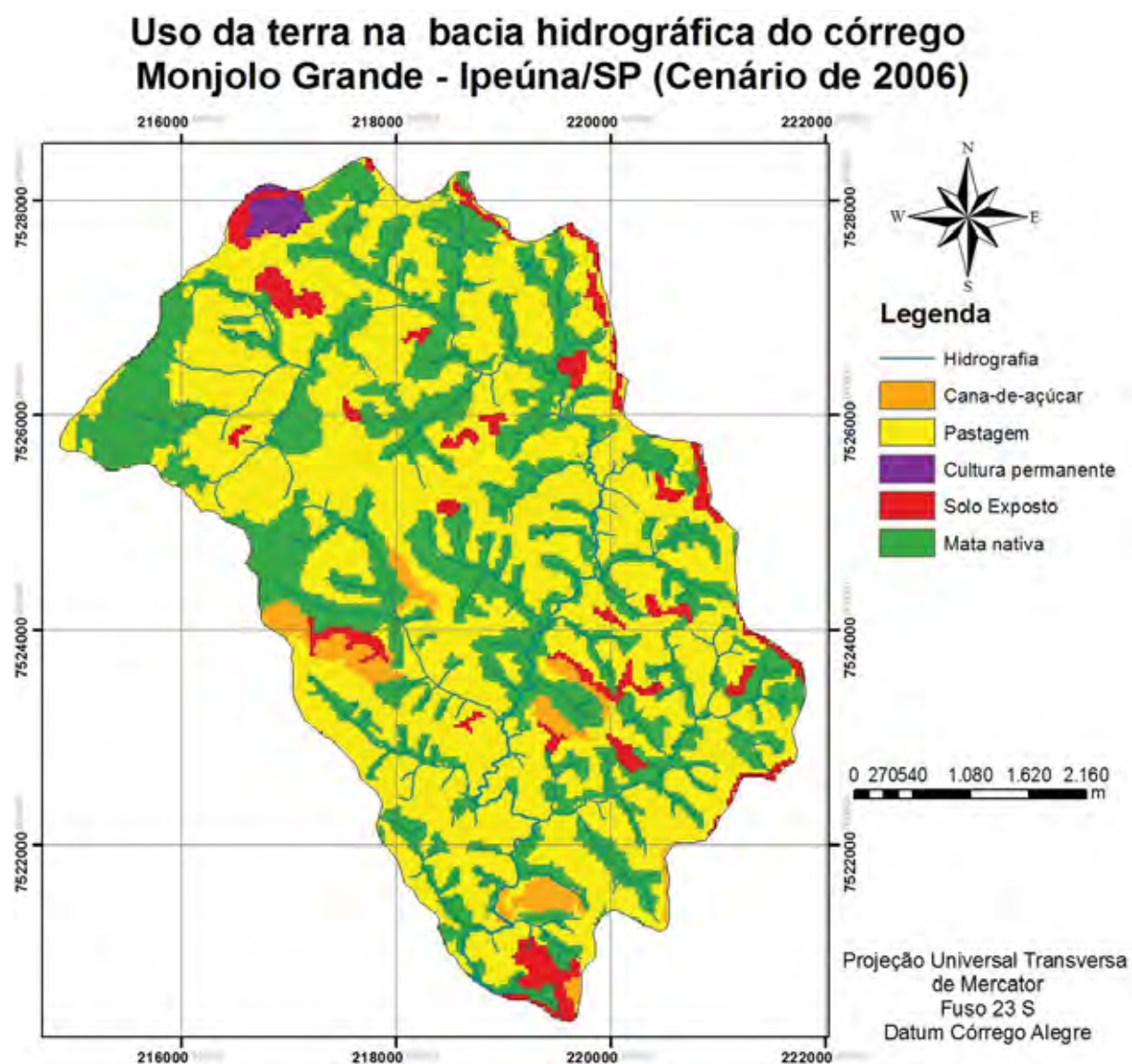


Figura 18. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2006.

Uso da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande - Ipeúna/SP (Cenário de 2011)

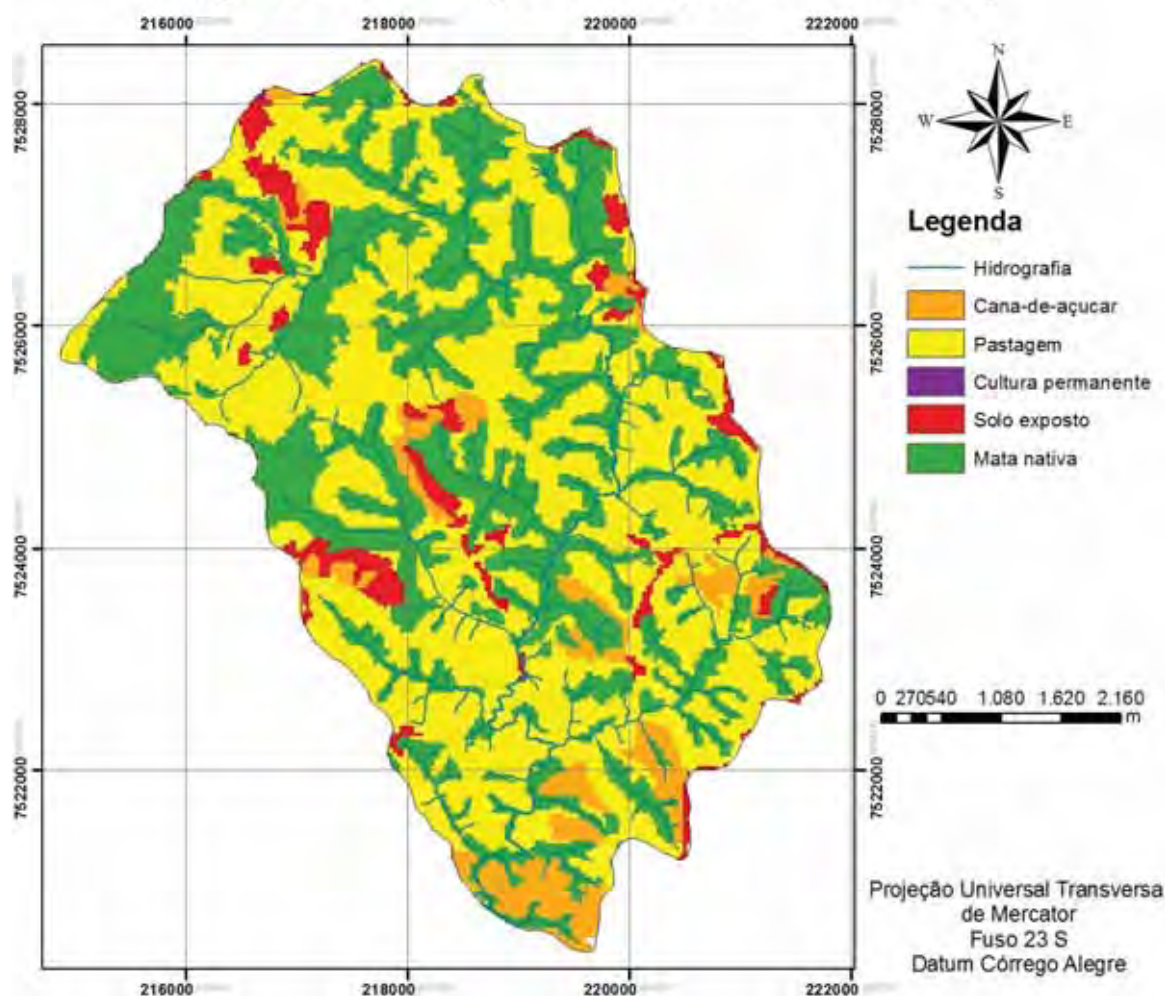


Figura 19. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2011.

Para a análise da adequabilidade do uso da terra, foi utilizado o mapa de uso da terra referente ao cenário de 2006 o qual foi obtido a partir das fotografias aéreas do aerolevanteamento de 2006 (em escala aproximada de 1:30.000), sendo o mesmo apresentado na figura 20.

Tabela 17. Uso e manejo solo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande para o cenário de 2006 (fotografia aérea).

Uso/cobertura do Solo - 2006	
Uso	Área (%)
Cana-de-açúcar	3,30124
Cultura permanente	0,2601
Vegetação Natural	36,0603
Pastagem	57,3197
Solo exposto	3,05861

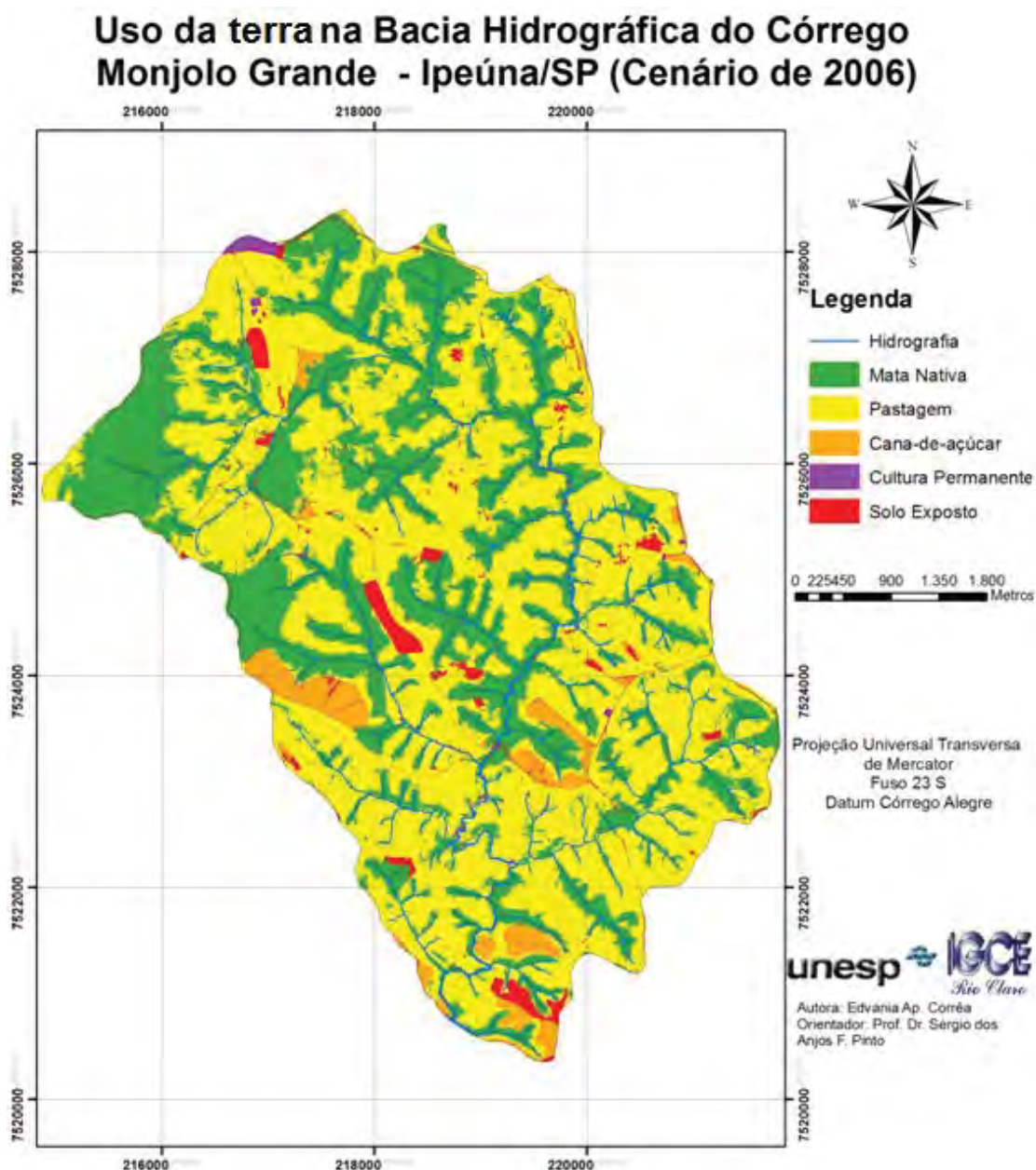


Figura 20. Uso/cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP) para o cenário de 2006 (fotografias aéreas).

Em tal produto, tem-se que 36,06% da área estava ocupada por mata nativa, 57,31% ocupada por pastagens e 6,35% ocupada por solo exposto e cana-de-açúcar (tabela 17).

A diferença verificada quanto a porcentagem de ocorrências de determinados usos da terra no que tange ao mapa de uso da terra obtido a partir das imagens orbitais e o mapa obtido a partir das fotografias aéreas deve-se: as imagens orbitais foram obtidas em abril enquanto que o aerolevante de 2006 foi realizado em julho, o que denota diferenças quanto ao uso principalmente no que tange as áreas de cultivo de cana-de-açúcar e solo exposto; a diferença entre os produtos (imagens orbitais com resolução de 30 metros x fotografias aéreas com escala aproximada de

30 metros) interfere na qualidade das informações acerca da cobertura do solo, o que conseqüentemente gera mapas com resultados diversos no que tange a qualidade e precisão na identificação e classificação dos objetos.

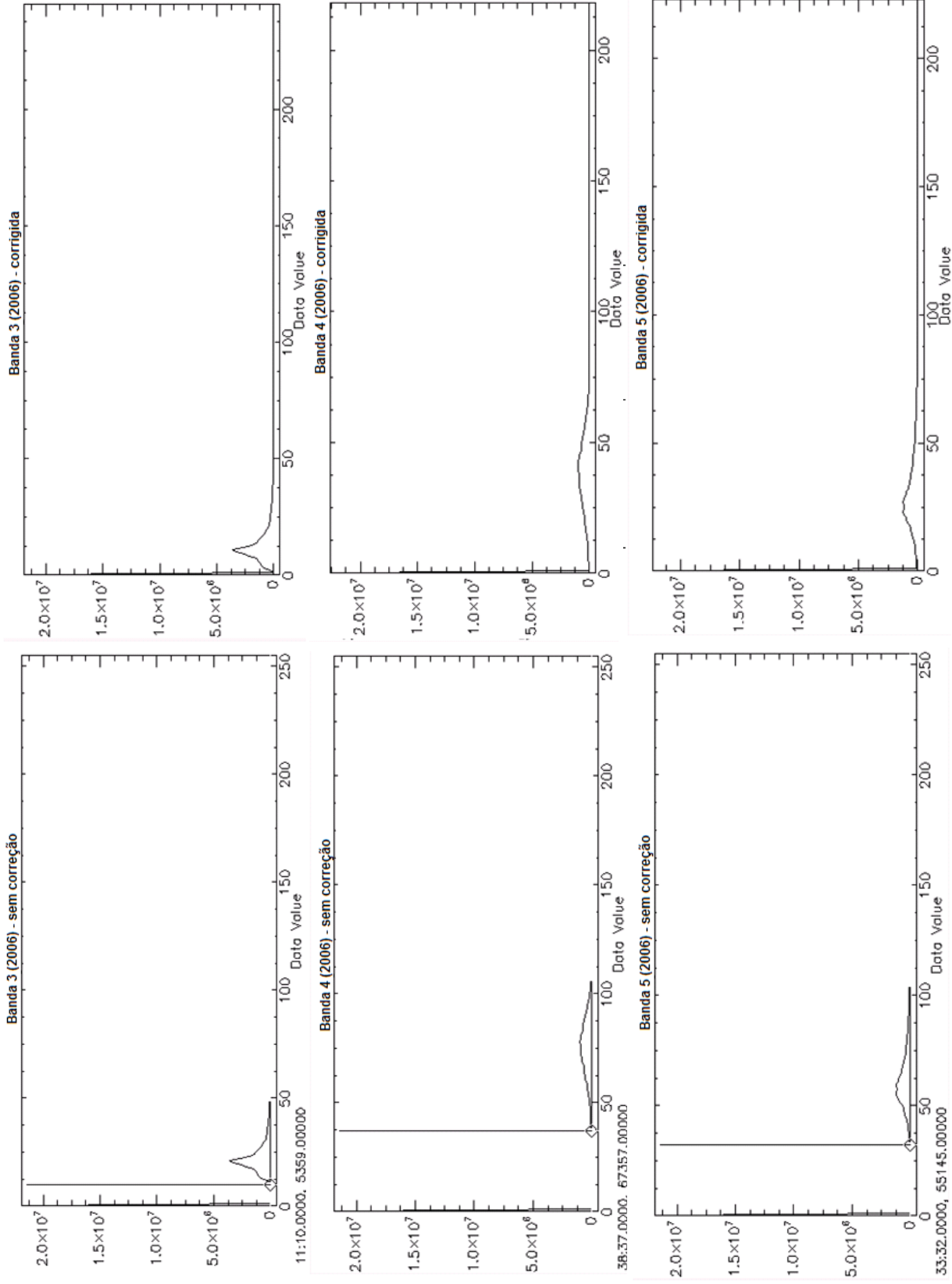
5.4 Processamento de Imagens Digitais

5.4.1 Correção Atmosférica

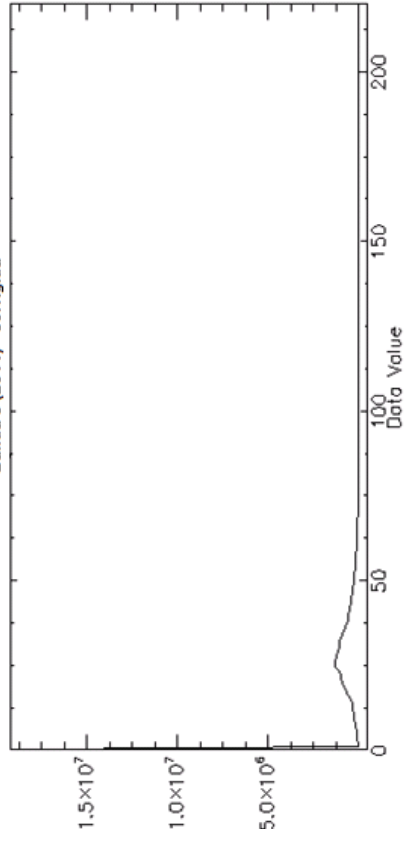
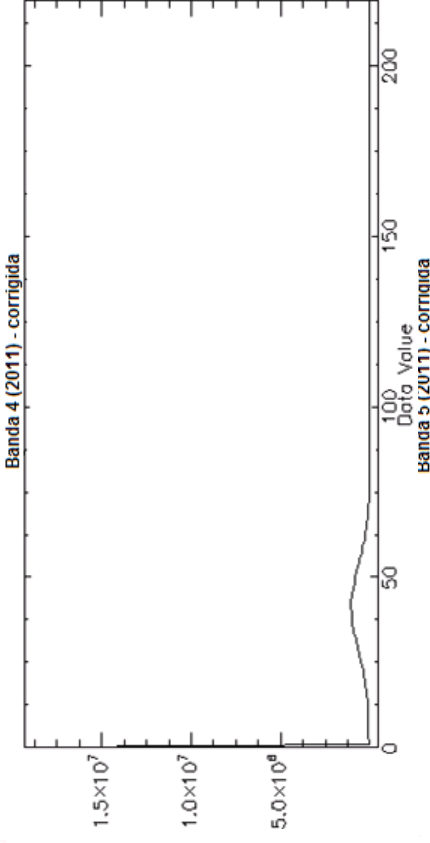
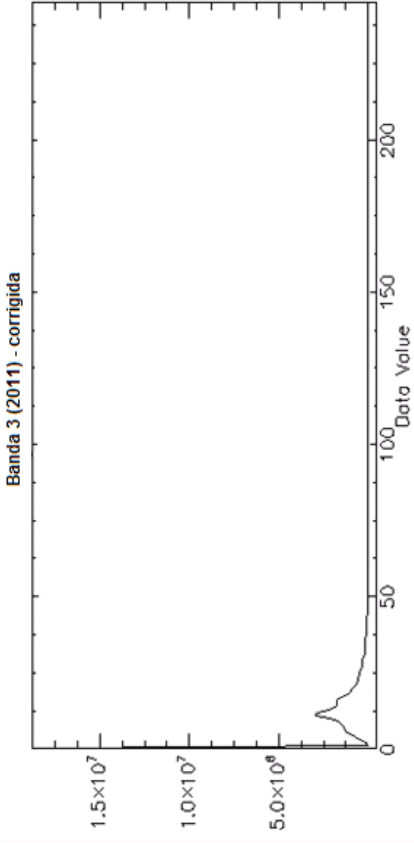
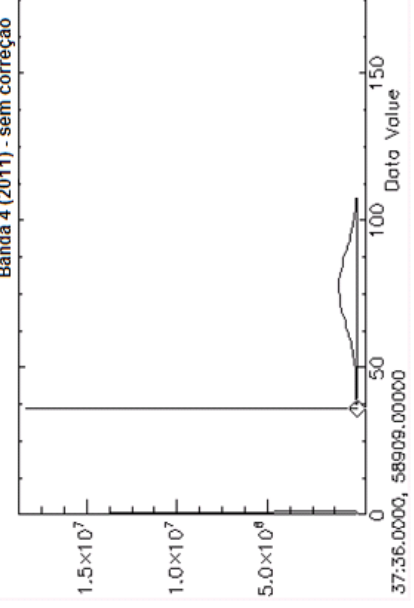
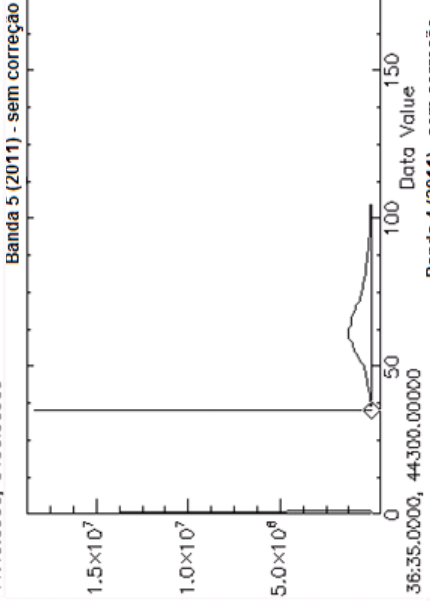
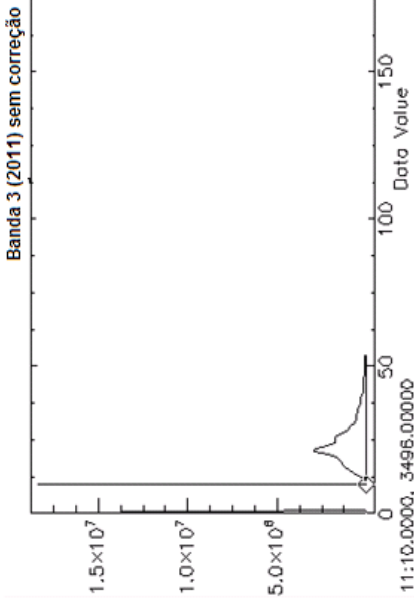
A correção atmosférica, realizada com base na metodologia proposta por Chavez (1988), foi realizada nas bandas 3, 4 e 5 dos cenários de 2006 e 2011.

Para o cenário de 2006 foram subtraídos, a partir da ferramenta Dark Subtract do software ENVI 4.6.1, os valores, em níveis de cinza, de 10, 37 e 32 correspondentes respectivamente as bandas 3, 4 e 5. Tais valores correspondem, em cada banda, aos objetos que deveriam apresentar valores, em níveis de cinza, iguais a 0, e que devido a interferência da atmosfera, apresentam os valores acima expostos. Nas figuras 21a, 21b, 21c tem-se os histogramas das imagens antes do processo de correção atmosférica, onde é possível observar os valores dos pixels que devem ser subtraídos e que se encontram alocados na base esquerda do histograma. Após o processo de correção obteve-se histogramas das respectivas imagens em que os valores referentes ao espalhamento atmosférico foram subtraídos. Como forma de verificar a aplicabilidade da correção atmosférica realizada, observou-se, na banda 4, a resposta espectral dos corpos d'água, os quais, neste comprimento de onda (0,760 - 0,900 μm), deveriam apresentar valores nulos de reflectância. Como apresentado na figura 23, o mesmo pixel referente a um corpo d'água, na imagem sem a correção atmosférica, apresentava valor de reflectância igual a 11 e na imagem corrigida o mesmo pixel apresenta valor de reflectância igual a 0, demonstrando a aplicabilidade deste método na presente pesquisa.

Assim como no cenário de 2006, a correção atmosférica também foi realizada para as imagens do cenário de 2011, sendo obtidos os valores, em níveis de cinza a serem subtraídos, de 10, 35 e 36 correspondentes respectivamente as bandas 3, 4 e 5 (figuras 22a, 22b, 22c, 22d, 22e e 22f). Na figura 24 é apresentado o mesmo pixel correspondente a um corpo d'água, antes e após o processo de correção atmosférica, demonstrando, assim como no cenário de 2006, a aplicabilidade deste método de correção para as imagens em estudo.



Figuras 21a, 21b, 21c, 21d, 21e e 21f. Histogramas das bandas 3, 4 e 5 antes e após a realização da correção atmosférica (cenário 2006)



Figuras 22a, 22b, 22c, 22d, 22e e 22f. Histogramas das bandas 3, 4 e 5 antes e após a realização da correção atmosférica (cenário 2011)

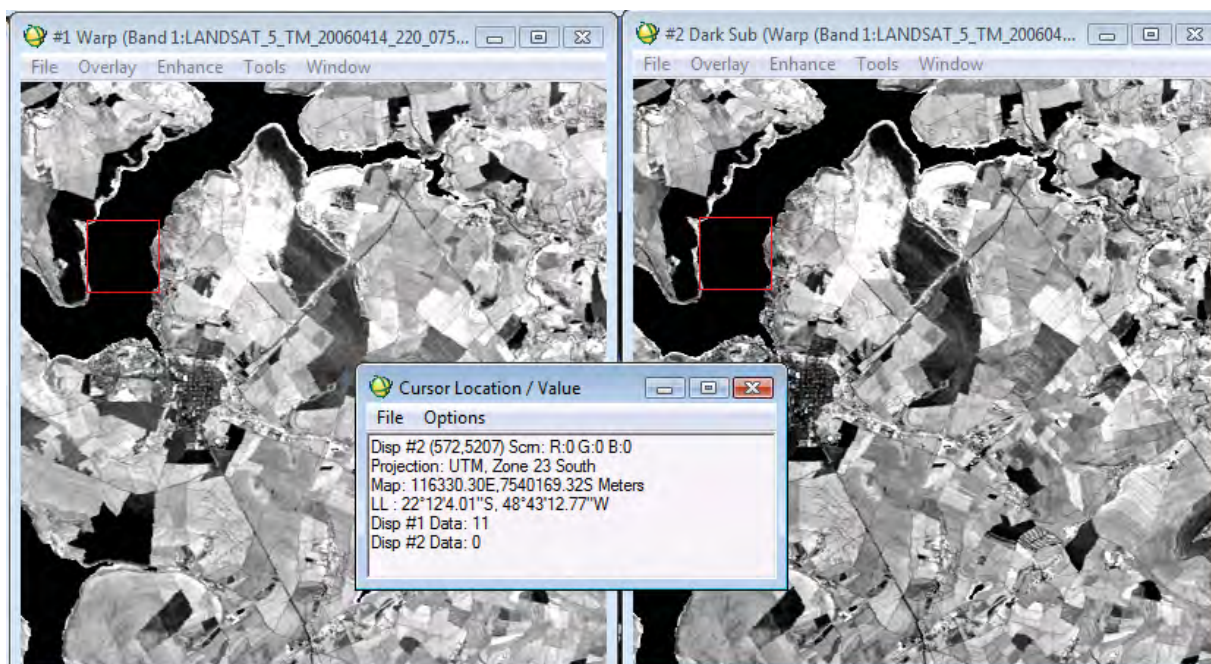


Figura 23. Reflectância, em níveis de cinza, de um mesmo pixel antes e após o processo de correção atmosférica (cenário 2006).

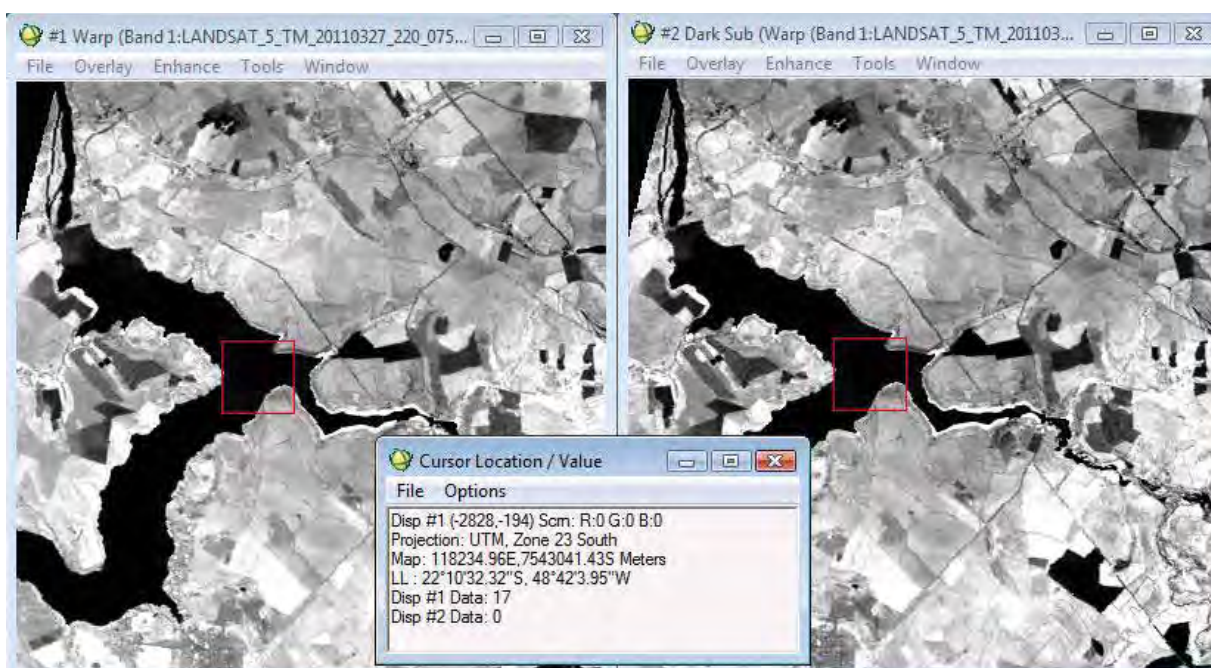


Figura 24. Reflectância, em níveis de cinza, de um mesmo pixel antes e após o processo de correção atmosférica (cenário 2011)

5.4.2 Índice de vegetação da razão simples (SR)

Nos mapas índice de vegetação da razão simples obtidos para os cenários de 2006 e 2011 tem-se que as áreas com valores mais elevados representam as áreas

de mata densa e com elevado vigor de fitomassa enquanto que os menores valores representam as áreas com pouco ou nenhuma cobertura vegetal (figura 27a e 27b).

Para o cenário de 2006, foram obtidos valores variando de 0 a 42 e para o cenário de 2011 foram obtidos valores variando de 0 a 18. Para ambos os cenários estudados (2006 e 2011) houve maior ocorrência de valores variando de 1 a 4 os quais totalizam 61,9% e 70,3% da área de estudo respectivamente (figura 25 e 26).

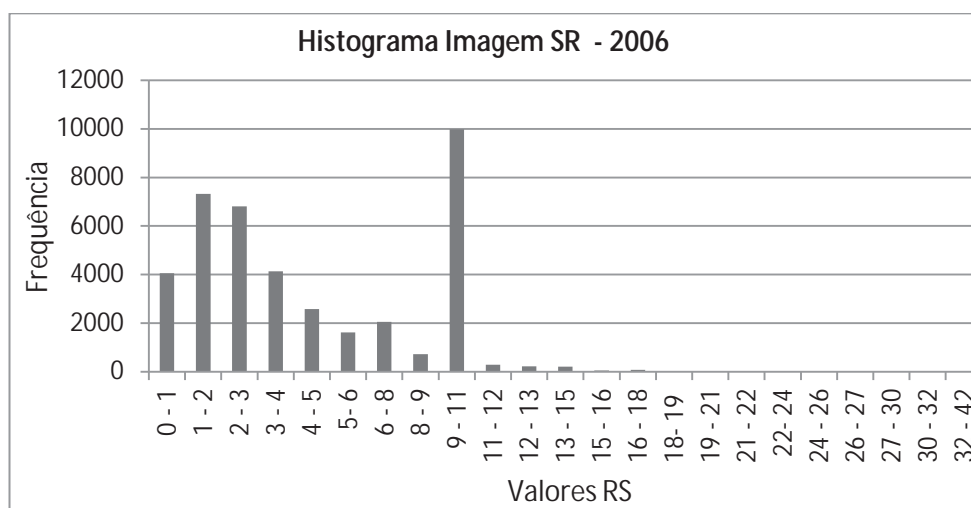


Figura 25. Histograma da imagem SR do cenário de 2006 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP.

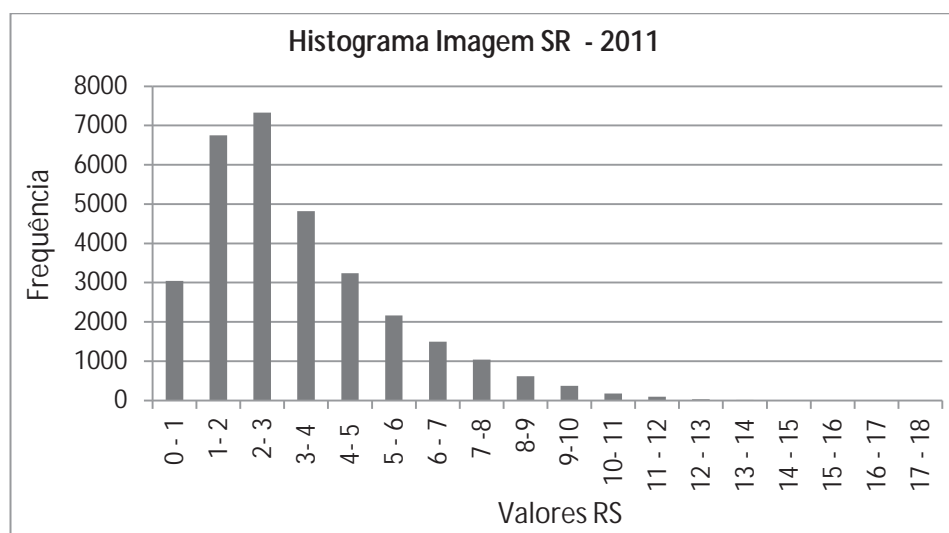
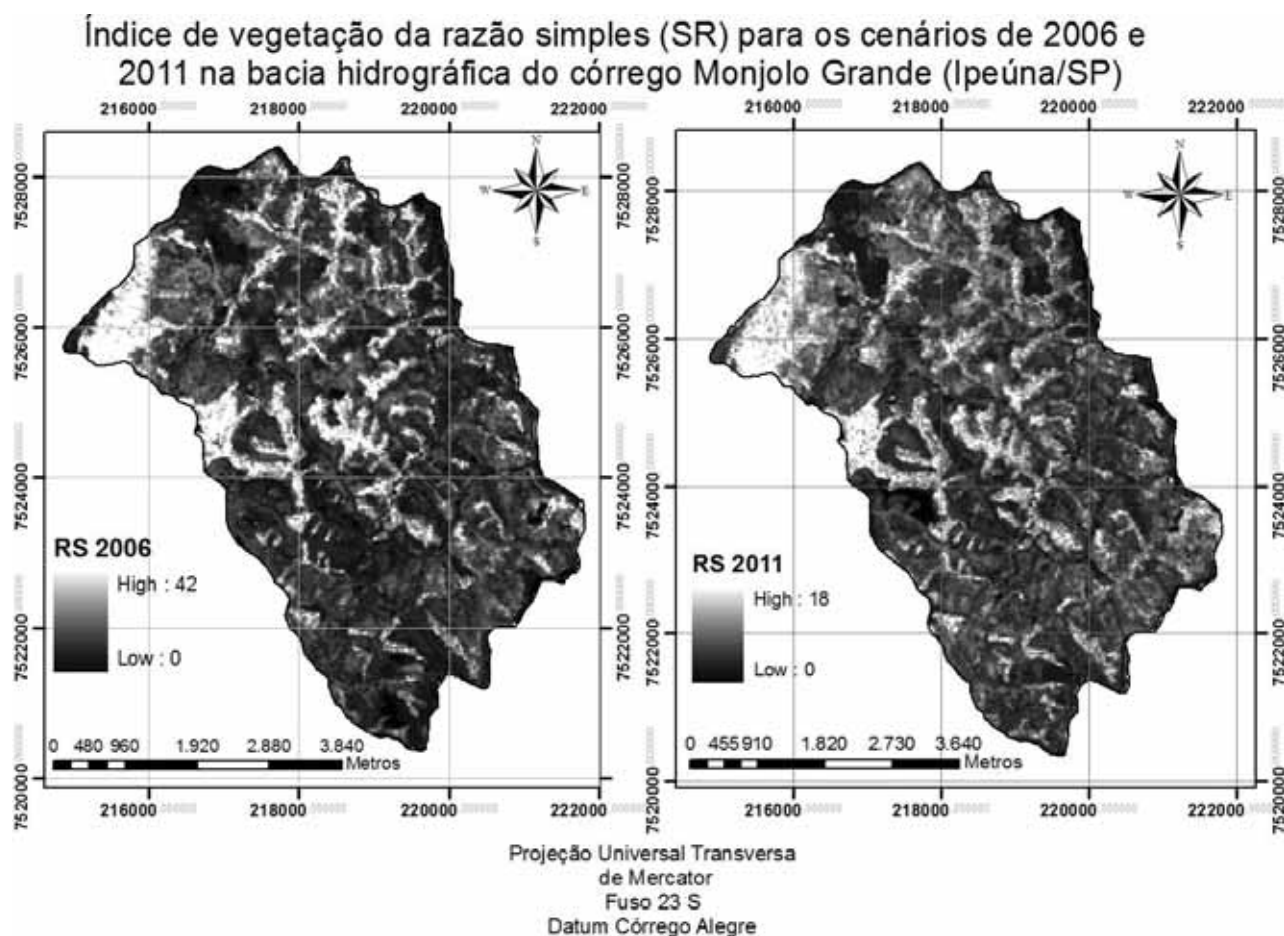


Figura 26. Histograma da imagem SR do cenário de 2011 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP.

No caso do cenário de 2006, tem-se elevados números de pixel ocorrendo no intervalo de 9 a 11. No demais, ambos os cenários apresentam picos de ocorrência entre o intervalo de 1 a 3 (com freqüência aproximada de 7000) e valores decrescentes para as demais classes.



Figuras 27a e 27b . Índice de da razão simples (cenários de 2006 e 2011) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

5.4.3 Índices de vegetação pela diferença normalizada (NDVI)

Nestas cartas, é possível observar que as áreas com maior densidade de vegetação apresentam tonalidades cinza escuro (quanto maior a densidade de vegetação, mais próximo do valor 1 será o valor do pixel), enquanto que as áreas com tonalidades cinza claro indicam menor densidade de vegetação (figuras 30a e 30b).

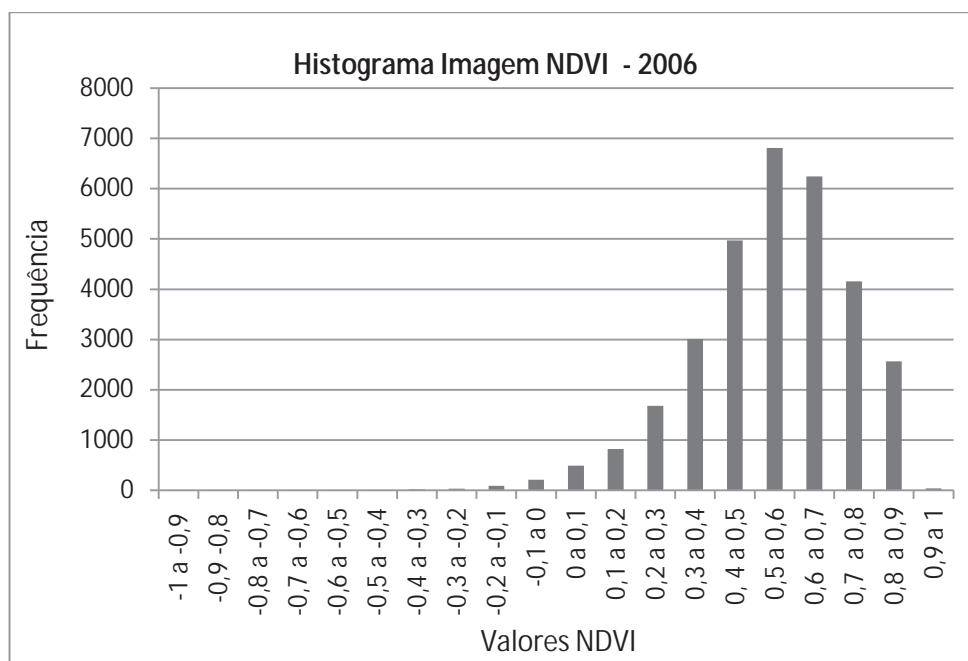


Figura 28. Histograma da imagem NDVI do cenário de 2006 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP

No cenário de 2006, os intervalos de valores de NDVI variando de 0,4 a 0,8 tiveram maior ocorrência na área de estudo, perfazendo um total de 71,13%. Da mesma maneira, os intervalos de valores de NDVI variando de -1 a 0 tiveram menor ocorrência, totalizando 1,209%. Isso indica que há elevada porcentagem de área composta por cobertura vegetal do tipo gramínea e mata nativa, as quais apresentam valores de NDVI ocorrentes entre 0,2 a 0,6 e de 0,6 a 1 respectivamente (LIN et al., 2002). Os valores de menor ocorrência (-1 a 0) demonstram haver poucas áreas com solo parcialmente ou totalmente exposto (figura 28).

Quanto ao cenário de 2011, há a predominância dos intervalos de níveis de cinza de 0,4 a 0,8 os quais ocorrem em 79,32% da área de estudo. Já o intervalo de -1 a 0 ocorre em 1,271% da área de estudo (figura 29).

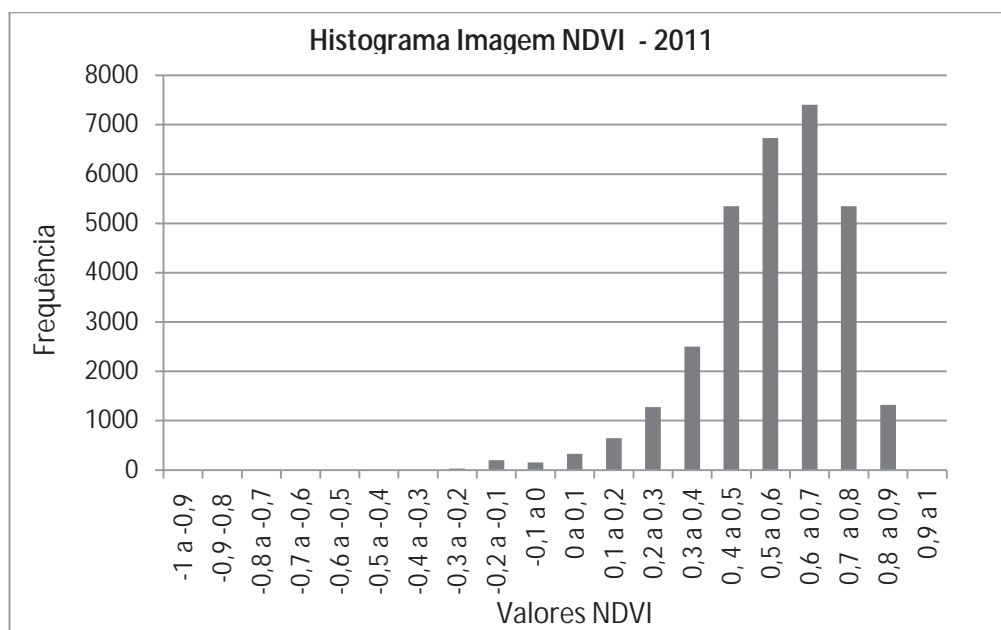


Figura 29. Histograma da imagem NDVI do cenário de 2011 da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande- Ipeúna/SP.

Índice de vegetação pela diferença normalizada (NDVI) para os cenários de 2006 e 2011 na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP)

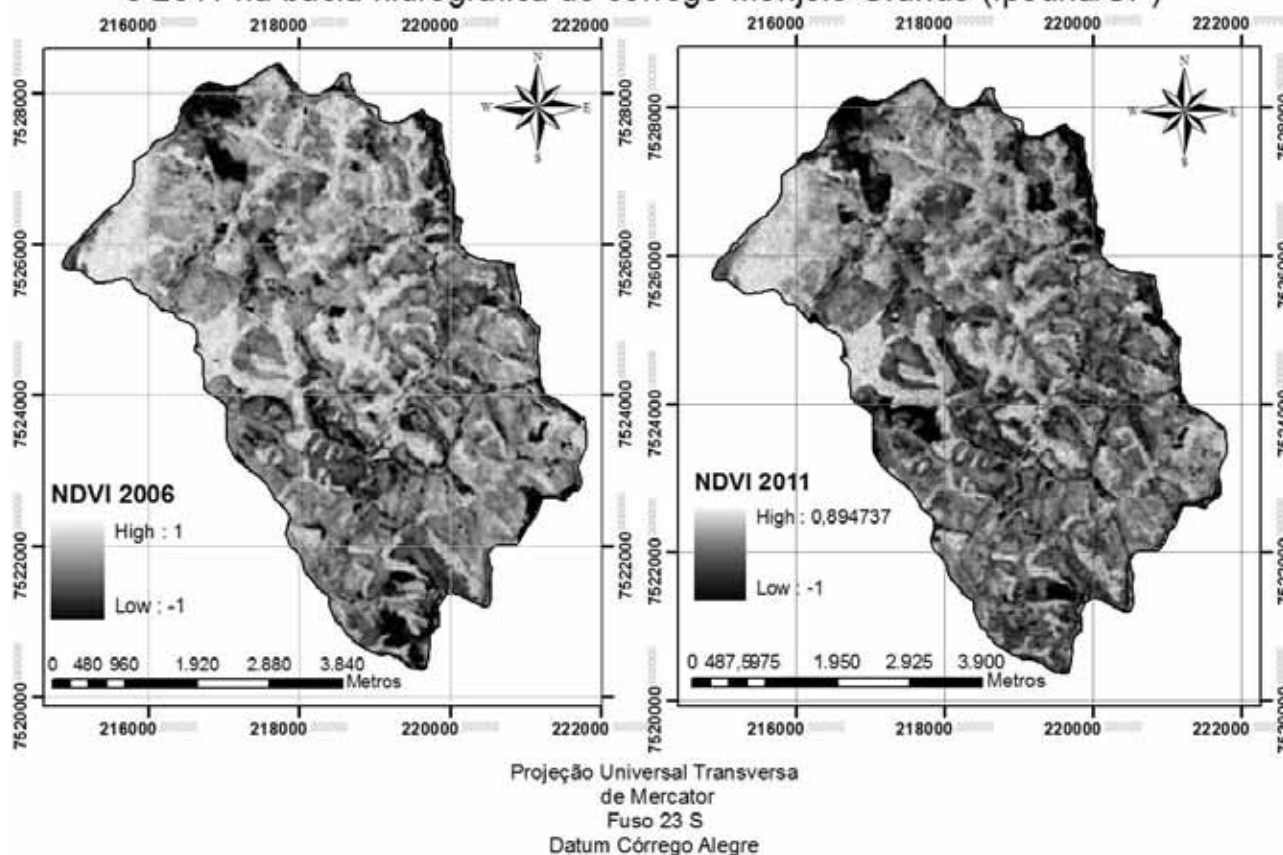


Figura 30a e 30b. Índice de vegetação pela diferença normalizada (cenários de 2006 e 2011) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

Comparando os cenários de 2006 e 2011 quanto aos valores de NDVI obtidos a partir de imagens orbitais do Sensor TM Landsat é possível observar que no cenário de 2011 houve um pequeno aumento dos pixels com valores elevados de NDVI (0,6 a 0,8) indicando um aumento no vigor da vegetação densa. Tal aumento é devido ao total acumulado de chuvas no ano de 2011, o qual apresentou valores de 957,96 mm até o mês de março em contraposição ao cenário de 2006 o qual apresentou total acumulado de 572,7mm (figuras 30a e 30b). Da mesma maneira, o aumento dos valores elevados de NDVI no cenário de 2011 deve-se também ao aumento da vegetação natural presente na área de estudo o que é verificado no mapeamento de uso da terra dos cenários de 2006 e 2011.

5.5 Fator C obtido através do NDVI e RS

Para a obtenção do fator C a partir dos valores de NDVI e RS, foram realizadas análises de pixel em cada unidade de solo e para cada tipo de uso da terra, sendo os valores obtidos associados posteriormente com o fator C.

5.5.1 Análise de Pixel: cenários de 2006 e 2011

Quanto as áreas com presença de neossolo quartzarênico referentes aos cenários de 2006 e 2011, a reflectância dos usos da terra relacionados às áreas de solo exposto foram superiores nas bandas 3 e 5 quando comparadas as demais áreas com ocorrência de outros tipos de solo. Tal ocorrência se deve as características deste tipo de solo, onde a textura arenosa e a baixa capacidade de retenção de água faz com que as manchas deste tipo de solo apresentem elevada reflectância e conseqüentemente apresente tons em cinza claro nas imagens orbitais (tabelas 18 e 19, figuras 31 e 32).

Quando observado os valores apresentados na banda 3 (tabelas 18 e 19), tem-se baixos valores de reflectância da vegetação densa devido a ação dos pigmentos fotossintetizantes que absorvem a radiação eletromagnética para a realização da fotossíntese.

Em contrapartida, quando observado os valores apresentados para a banda 4, tem-se um aumento na reflectância dos alvos vegetais quando comparados aos valores da banda 3 o que é devido ao espalhamento interno sofrido pela radiação em função da disposição da estrutura morfológica da folha a qual é aliada também ao espalhamento múltiplo entre as diferentes camadas de folhas. No entanto, ao se

observar os valores da banda 4, tem-se que as áreas de pastagem e cana-de-açúcar apresentaram valores superiores as amostras de mata nativa, sendo tal resultado devido as características dos dosséis vegetais. Neste contexto, a rugosidade da superfície (biodiversidade das espécies vegetais e a conseqüente diferença da geometria dos dosséis), a presença de sombras (que geram desigualdades na iluminação em diferentes camadas do dossel) e a orientação espacial dos elementos que compõem o dossel, constituem os principais elementos que influenciam para os menores valores de reflectância das manchas de mata nativa na banda 4.

Já na banda 5, devido a elevada interferência da água na reflectância dos objetos imageados, tem-se baixa reflectância das áreas de mata nativa e de cana-de-açúcar (tabelas 18 e 19, figuras 31 e 32) quando comparadas as áreas de pastagem e solo exposto.

Quando da comparação dos mesmos elementos nas áreas de neossolo quartzarênico em cenários diferentes, tem-se maior reflectância das áreas de solo exposto no cenário de 2006 quando comparado ao cenário de 2011 o que deve-se ao total acumulado de chuvas superior no cenário de 2011. Neste sentido, as áreas de solo exposto apresentam menor reflectância nas bandas 3 e 5 no cenário de 2011. Da mesma maneira, quando da observação das áreas de mata nativa, tem-se menor reflectância dos alvos nas bandas 3 e 5 e maior reflectância na banda 4 no que tange ao cenário de 2011, devendo tal resultado, como já exposto anteriormente, a maior quantidade de água nos vegetais derivados do maior fluxo acumulado de chuvas neste cenário (tabelas 18 e 19 e figuras 31 e 32).

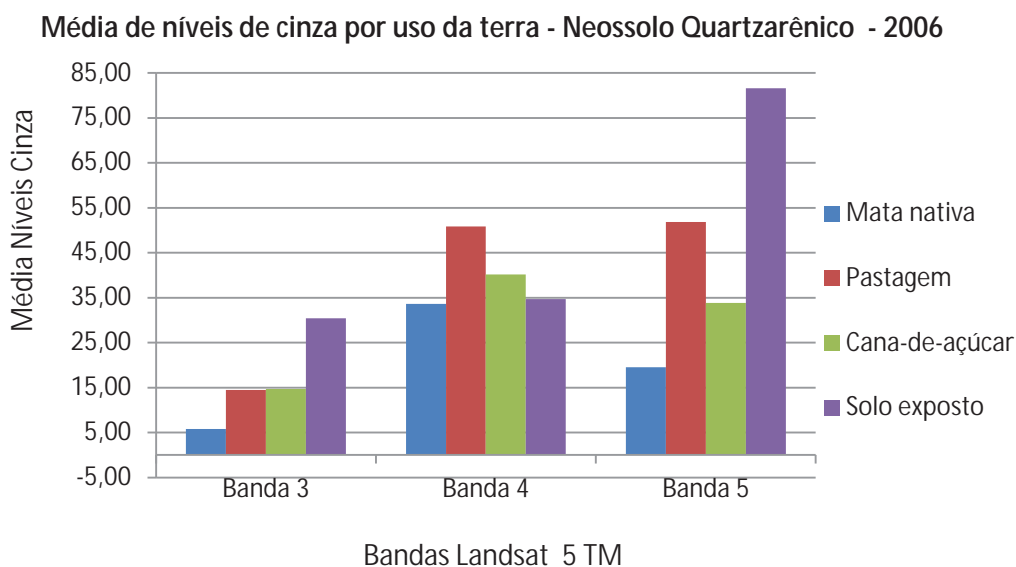


Figura 31. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico (cenário de 2006).

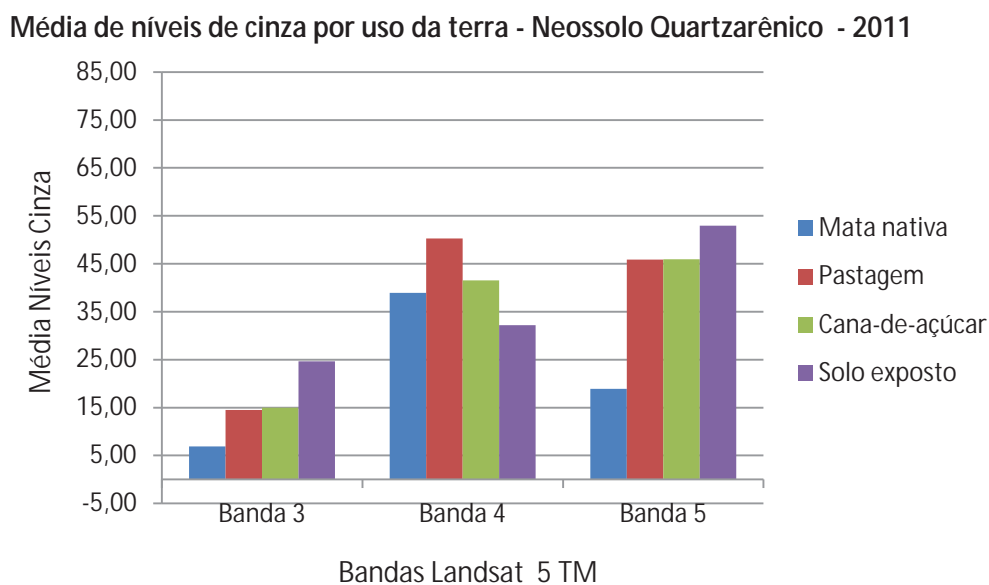


Figura 32. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico (cenário de 2011).

Considerando as imagens NDVI, apesar da baixa reflectância da vegetação densa na banda 4, tem-se que as áreas de mata nativa apresentaram valores elevados de NDVI quando comparados aos demais usos como pastagem e cana-de-açúcar em ambos os cenários. Da mesma maneira, quando da observação das imagens índices de vegetação pela razão simples (RS), têm-se os maiores valores do índice para as áreas de mata densa em oposição as áreas de solo exposto, as quais apresentaram valores médios de 0,86 (figuras 33 e 34 e tabelas 20 e 21).

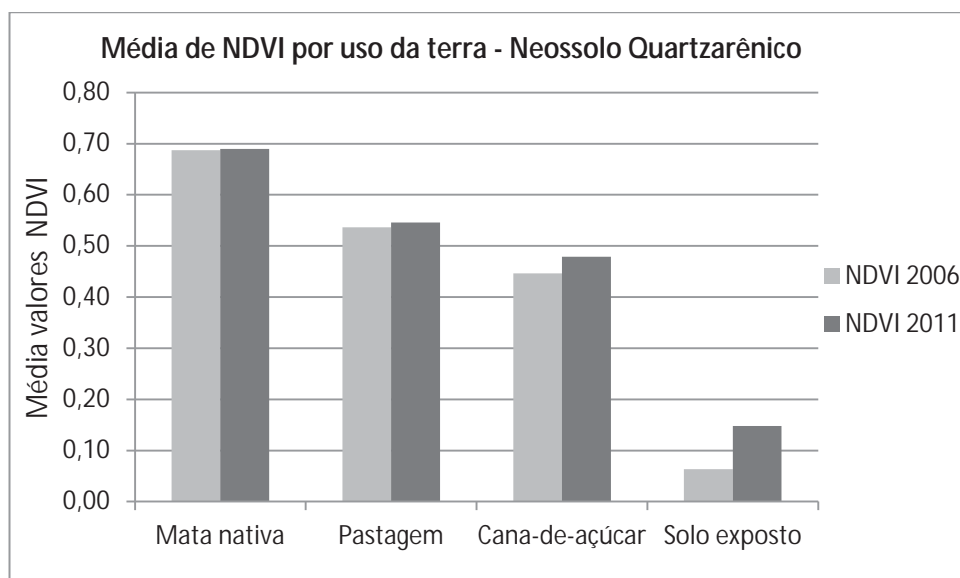


Figura 33. Média de NDVI por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico

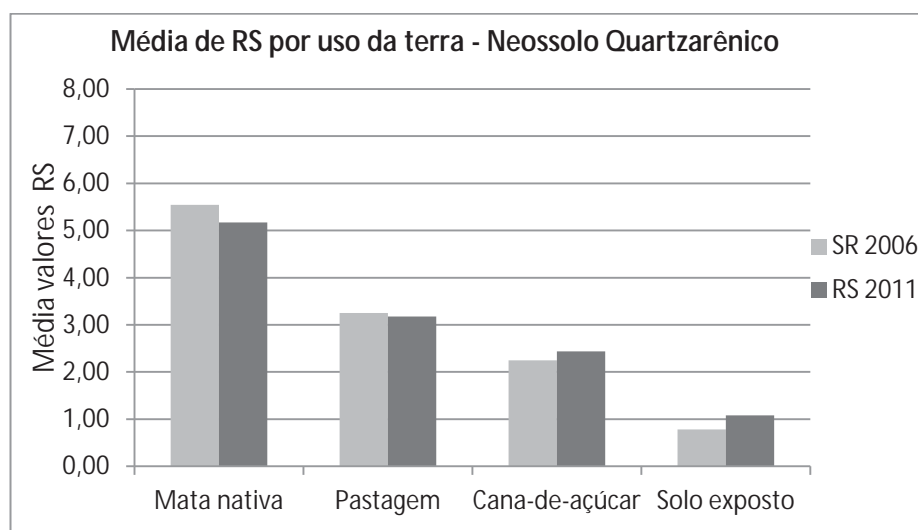


Figura 34. Média de RS por uso da terra em área com ocorrência de neossolo quartzarênico.

No que tange a análise de pixel para as áreas com latossolo vermelho amarelo, para ambos os cenários, foram obtidos resultados aproximados, sendo a mata nativa caracterizada pelos menores valores de reflectância na banda 3 e 4, o que deve-se, como mencionado acima, as características fisiológicas e a capacidade de armazenamento de água dos vegetais. Da mesma maneira, os menores valores de reflectância na banda 4 referente as áreas de mata nativa devem-se as características de rugosidade, sombreamento e geometria espacial e de iluminação dos dosséis de mata densa quando comparados as áreas de pastagem e cana-de-açúcar, as quais apresentam menor rugosidade e conseqüentemente, menor

sombreamento dos vegetais na superfície imageada (figuras 35 e 36, tabelas 18 e 19).

Assim como para as áreas de mata nativa, as áreas de solo exposto nas manchas de latossolo vermelho amarelo apresentaram elevados valores de reflectância nas bandas 4 e 5.

Quando da comparação dos cenários analisados, tem-se maior reflectância das áreas de mata nativa e pastagem no cenário de 2011 para a banda 4 e menores valores na banda 5 o que é devido, como já mencionado anteriormente, ao total acumulado de chuvas maior no cenário de 2011 quando comparados ao cenário de 2006.

Em todos os casos estudados (unidades 1, 2 e 3 de solos), foram apresentados os valores referentes as áreas de cana-de-açúcar, no entanto, não é possível explicar as respostas espectrais sem ter o conhecimento de demais informações acerca das características deste tipo de cultivo (estágio fenológico, tipo de espécie) no momento da obtenção das imagens. Desta maneira, obtiveram-se somente as médias referentes a este tipo de uso para posterior associação com os valores NDVI.

Média de níveis de cinza por uso da terra - Latossolo vermelho amarelo - 2006

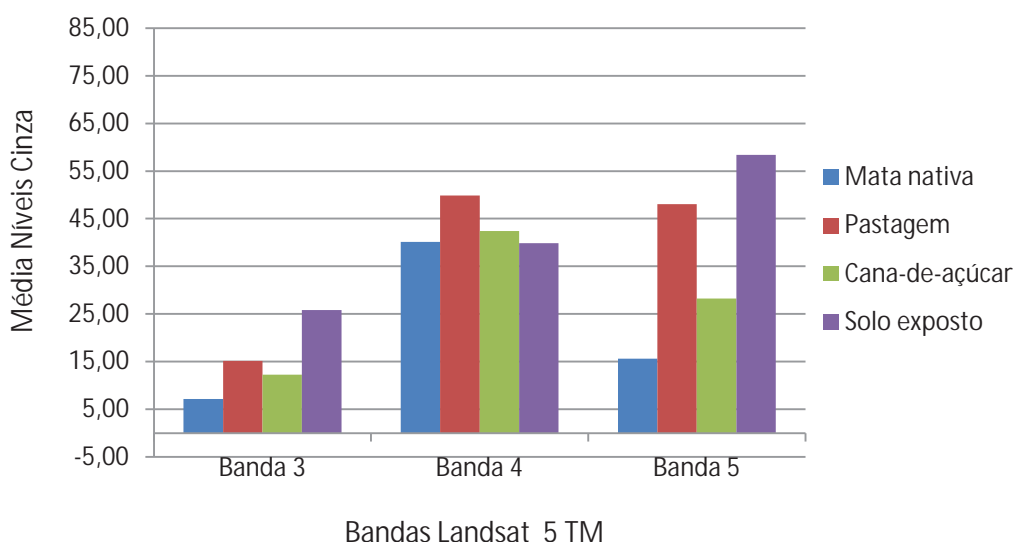


Figura 35. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de latossolo vermelho amarelo (cenário de 2006).

Média de níveis de cinza por uso da terra - Latossolo vermelho amarelo - 2011

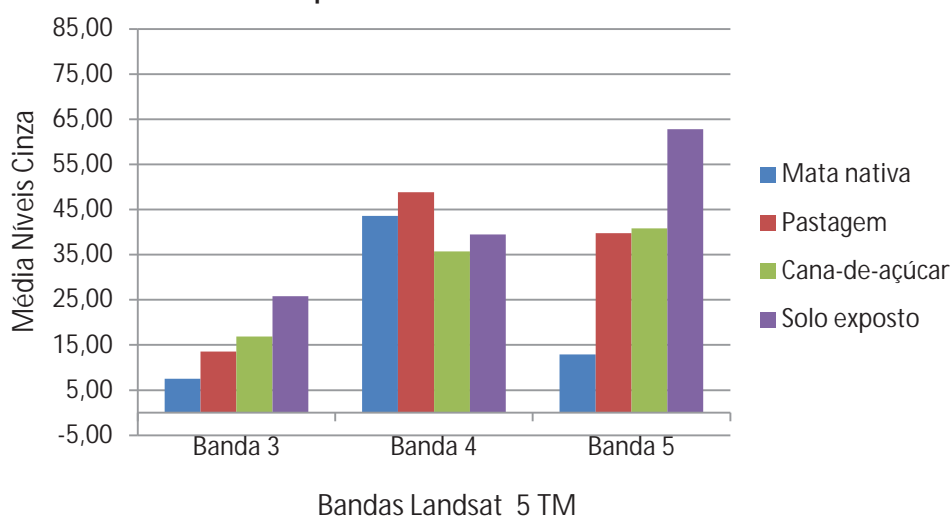


Figura 36. Média de níveis de cinza por uso da terra em área com ocorrência de latossolo vermelho amarelo (cenário de 2011).

No que tange as respostas das imagens NDVI e RS nas áreas com ocorrência de latossolo vermelho amarelo, observa-se maior vigor da vegetação referente as áreas cana-de-açúcar no cenário em 2006, o que não é possível explicar devido a ausência de dados acerca deste tipo de cultivo no momento da obtenção das imagens orbitais. De forma geral, as médias de NDVI para os demais usos da terra mostraram-se aproximados em ambos os cenários, exceção dada somente as áreas de cana-de-açúcar.

Assim como para as imagens NDVI, também foram obtidos médias para cada tipo de uso referente as imagens índice de vegetação da razão simples (RS), sendo os resultados apresentados na figura 38 e na tabelas 20 e 21. Nas imagens RS as áreas de mata densa apresentaram valores mais específicos quando da comparação com as imagens NDVI, o que torna melhor a identificação deste tipo de uso da terra em tais produtos. No caso dos demais usos, estes apresentaram padrão de resposta (nos gráficos) aproximado com os mesmos resultados alcançado nas imagens NDVI.

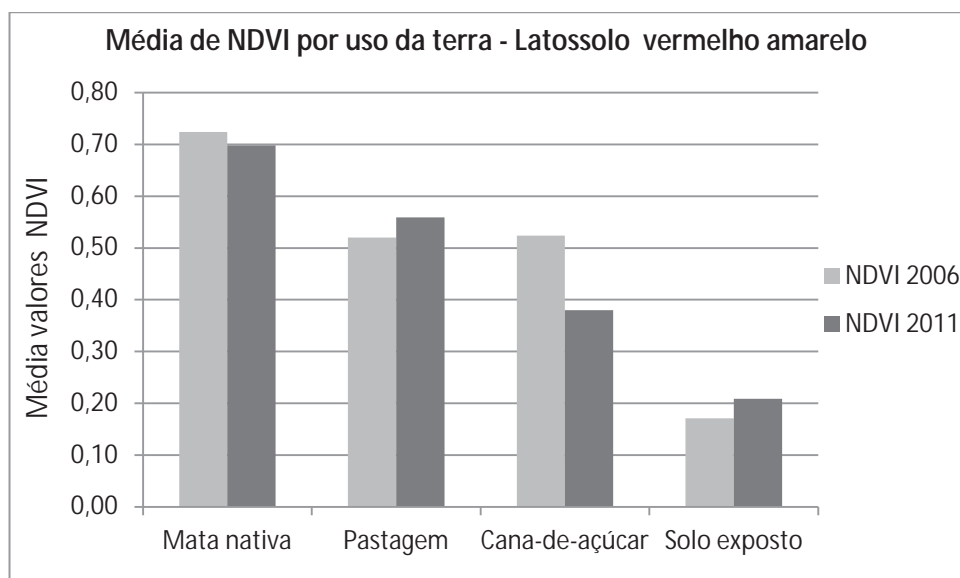


Figura 37. Média de NDVI por uso da terra em área com ocorrência de Latossolo vermelho amarelo.

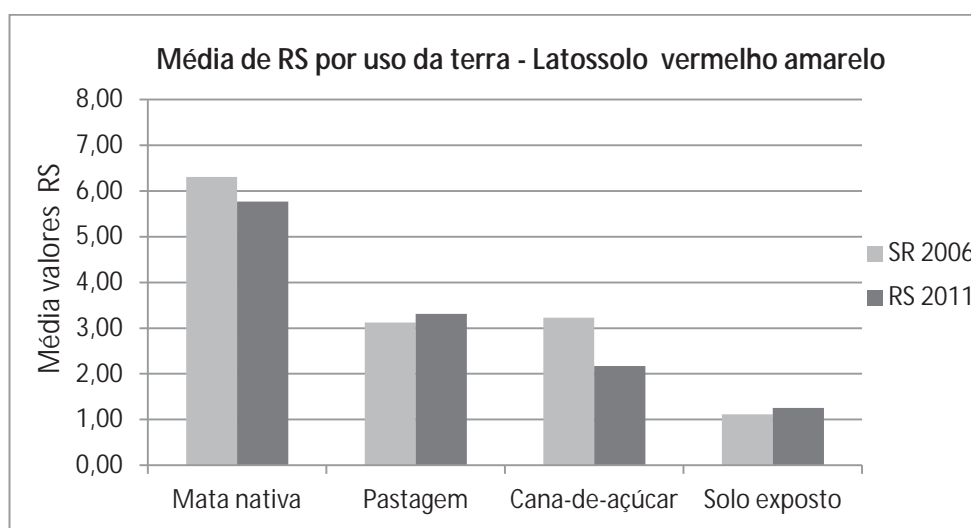


Figura 38. Média de RS por uso da terra em área com ocorrência de Latossolo vermelho amarelo.

Quanto as áreas com ocorrência da unidade de solo composta por Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico, a qual predomina em 76% da área de estudo, foram coletadas amostras de cada uso da terra nas vertentes voltadas para a face leste (incluindo também a face norte, nordeste, sudeste) as quais apresentaram-se iluminadas no momento da obtenção das imagens orbitais, e na face oeste (incluindo a face sul, sudoeste, noroeste), as quais apresentaram-se com menor iluminação quando comparadas com a face leste.

Quando da comparação dos resultados obtidos para cada tipo de vertente (leste e oeste) tem-se que as vertentes com face iluminada pelo sol apresentaram

maiores valores de reflectância em todos os tipos de uso da terra e em ambos os cenários analisados, demonstrando que o efeito do sombreamento do relevo derivado do ângulo azimutal e da orientação solar no momento da obtenção das imagens gerou diferença dos valores de reflectância dos objetos analisados. Tendo isso em vista, a declividade da área de estudo, a amplitude do terreno e o ângulo de incidência solar constituem fatores importantes na determinação da resposta espectral de objetos idênticos em uma mesma cena (figuras 39, 40, 41 e 42).

Assim como nas demais unidades de solo apresentadas anteriormente, a resposta espectral dos diferentes usos da terra na unidade representada por solos como Argissolo vermelho amarelo, cambissolo e neossolo litólico apresentaram, para ambos os cenários, o mesmo padrão de resposta espectral que nos demais casos. As áreas de mata nativa apresentaram menor reflectância na banda 3 e na banda 5, sendo que os valores encontrados na banda 4, por não serem de elevada reflectância, devem-se as características dos dosséis, como a rugosidade, biodiversidade, sombreamento e a orientação espacial dos elementos. Da mesma maneira, as áreas de solo exposto apresentaram elevada reflectância nas 3 bandas analisadas, o que tornou possível a identificação de tal elemento nas cenas estudadas. Por outro lado, as áreas de cana-de-açúcar e pastagem apresentaram valores aproximados, como pode ser observado nas figuras 39, 40, 41 e 42, dificultando a identificação de tais elementos na cena.

Média de níveis de cinza por uso da terra - Argissolo, Cambissolo, Neossolo Litólico- 2006
Vertentes oeste

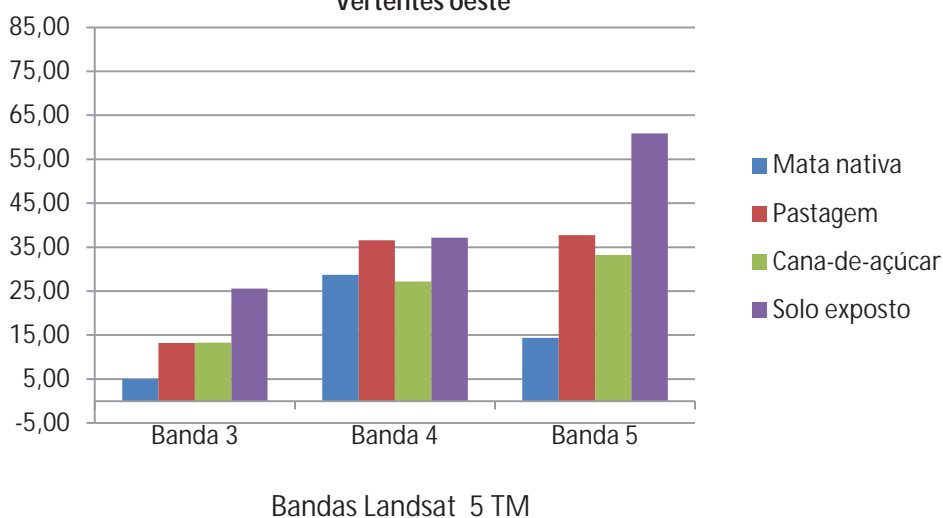


Figura 39. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2006).

Média de níveis de cinza por uso da terra - Argissolo, Cambissolo, Neossolo Litólico - 2011
Vertentes oeste

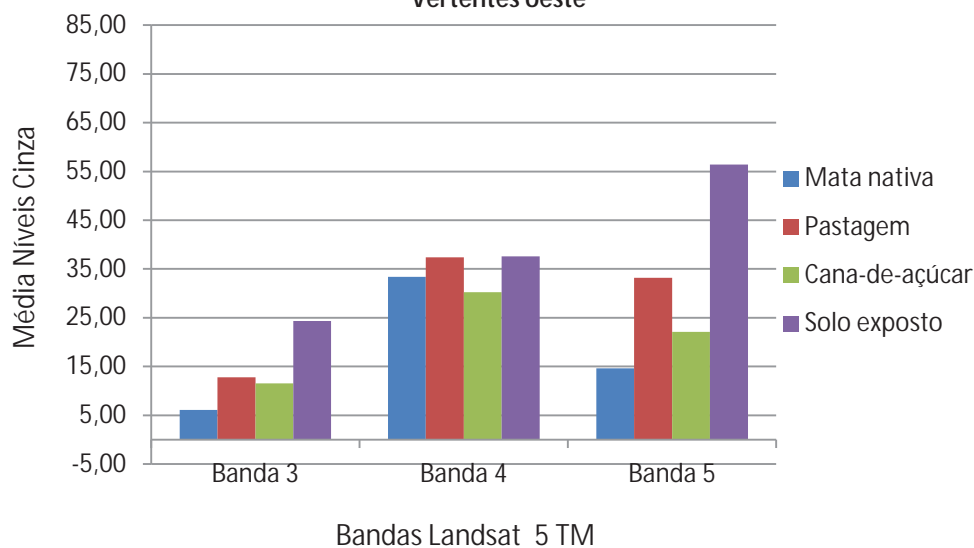


Figura 40. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2011).

Média de níveis de cinza por uso da terra - Argissolo, Cambissolo, Neossolo Litólico- 2006
Vertentes Leste

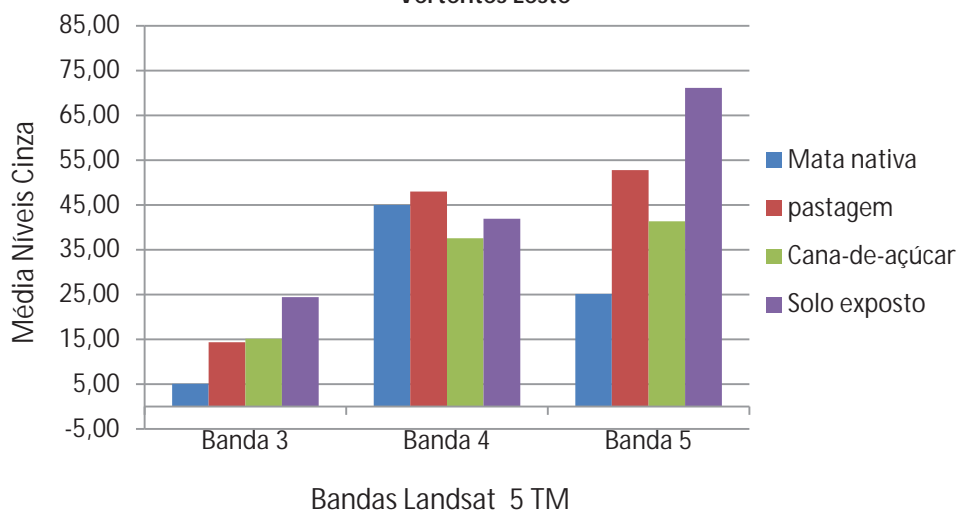


Figura 41. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Leste (cenário de 2006).

Média de níveis de cinza por uso da terra - Argissolo, Cambissolo, Neossolo Litólico- 2011
Vertentes Leste

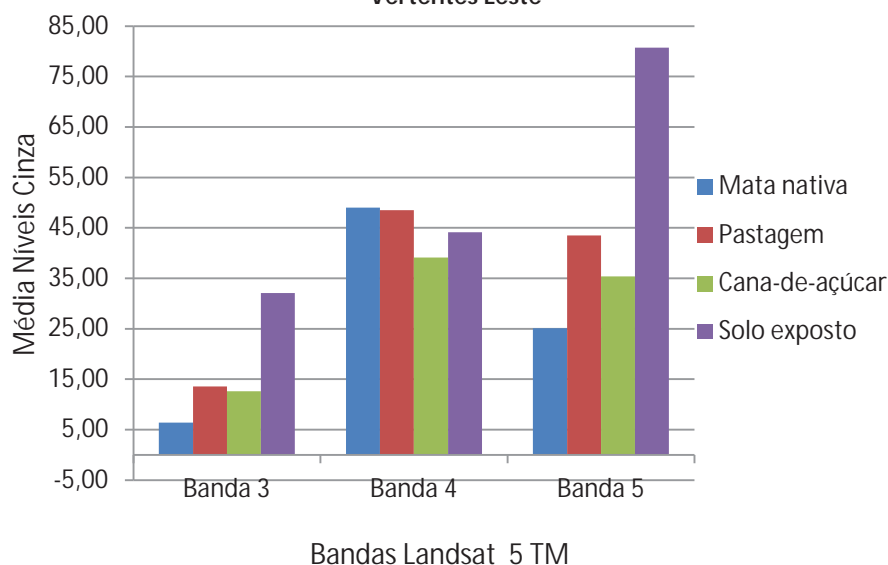


Figura 42. Média de níveis de cinza por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Leste (cenário de 2011).

Para as imagens NDVI, é possível observar que os valores apresentados nas amostras das vertentes voltadas para a face contrária de iluminação solar apresentaram-se menores quando comparadas as amostras obtidas nas vertentes voltadas para a face iluminada. Tendo isso em vista, o sombreamento das áreas gerado pelo ângulo de incidência solar assim como as características do relevo demonstram ser fatores que interferem nas respostas espectrais dos alvos e conseqüentemente alteram os valores das respostas espectrais da vegetação. Quando da comparação dos cenários, tem-se que as áreas de mata nativa apresentaram valores mais elevados em ambos os cenários. Da mesma maneira, as áreas de pastagem também apresentaram valores aproximados para ambos os cenários. Os demais usos identificados (cana-de-açúcar e solo exposto) não apresentaram valores aproximados para ambos os cenários, o que se deve as características do cultivo de cana-de-açúcar e das áreas de solo exposto oriundas deste tipo de uso. Por não ter o conhecimento das características deste tipo de cultivo (estagio fenológico, tipo de espécie) no momento da obtenção das imagens, não é possível aferir sobre os valores obtidos nas imagens NDVI assim demonstradas na figura 43.

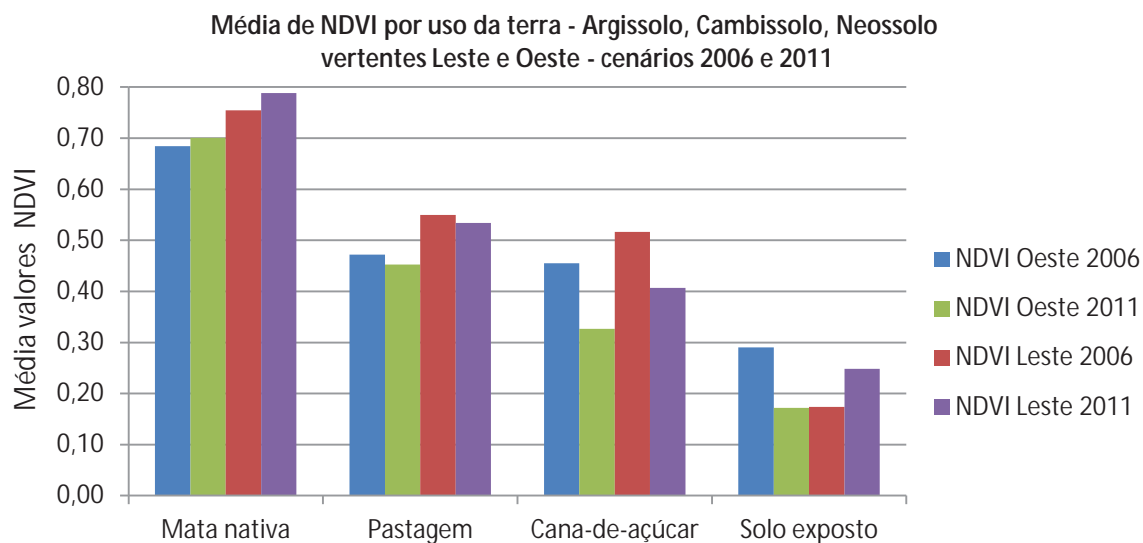


Figura 43. Média de NDVI por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico

No que tange as imagens RS, também foi possível observar a interferência da iluminação das vertentes no momento da obtenção das imagens orbitais, o que pode ser observado nos maiores valores do índice de vegetação da razão simples encontrados nas vertentes voltadas para a face iluminada (leste). Quando da observação dos valores encontrados, tem-se que as áreas de mata densa apresentaram valores muito elevados quando da comparação com os demais usos. Tal resultado deve-se ao fato de que as áreas densamente vegetadas apresentam baixos valores de radiação eletromagnética refletida na banda 3, o que faz com que os valores deste tipo de razão se elevem. Tal problemática pode ser verificada na figura 44, onde se têm os valores de RS das áreas de mata nativa superiores aos demais usos encontrados na bacia.

Os demais tipos de uso da terra, como as áreas de pastagem, cana-de-açúcar e solo exposto, apresentaram o mesmo padrão de valores que nas imagens NDVI, sendo que as áreas de mata nativa apresentaram elevados valores, seguido das áreas de pastagem, cana-de-açúcar e solo exposto.

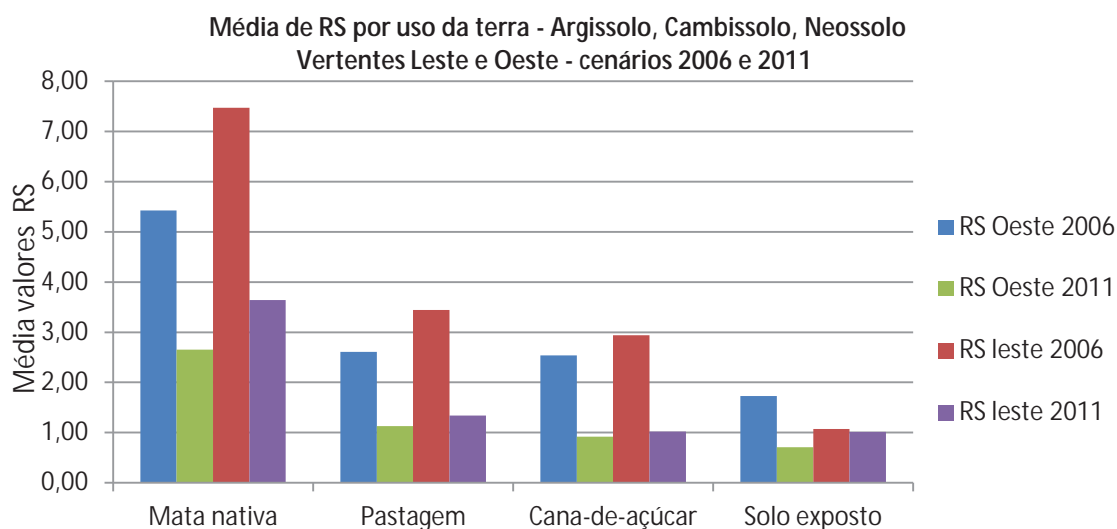


Figura 44. Média de SR por uso da terra em áreas com ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelo, Cambissolo e Neossolo Litólico – Vertentes Oeste (cenário de 2006).

No que tange aos valores encontrados para cada tipo de solo, foi possível observar que nas áreas de solo exposto, as manchas de Neossolo quartzarênico apresentaram elevados valores de reflectância nas bandas 3 e 5 quando da comparação com as demais unidades de solo identificadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Tais valores demonstram a interferência das características físicas deste tipo de solo (textura arenosa, baixa capacidade de armazenamento de água, tonalidade clara) na resposta espectral das amostras analisadas. Da mesma maneira, nas imagens NDVI e RS, devido a elevada reflectância destas manchas de solo na banda 3, tem-se que as áreas de solo exposto apresentaram os menores valores quando comparadas aos demais tipos de solo.

No geral, as manchas de latossolo vermelho amarelo assim como de Cambissolo, Argissolo Vermelho Amarelo e Neossolo Litólico apresentaram valores aproximados.

Tabela 18. Média de níveis de cinza por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2006).

Médias (níveis de cinza) por uso da terra e por unidade de solo – Cenário 2006										
Uso	Fator C	Bandas (níveis de cinza)								
		Banda 3			Banda 4			Banda 5		
		LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL
Mata Nativa	0,00004	7,19	5,81	6,24	40,15	33,65	41,22	15,65	19,56	19,86
Pastagem	0,01	15,16	14,50	13,20	49,88	50,90	42,95	48,03	51,87	38,32
Cana-de-açúcar	0,05	12,26	14,69	12,04	42,40	40,19	34,68	28,25	33,88	28,76
Solo exposto	1	25,80	30,45	28,24	39,83	34,71	40,88	58,37	81,61	68,59

Tabela 19. Média de níveis de cinza por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2011).

Médias (níveis de cinza) por uso da terra e por unidade de solo – Cenário 2011										
Uso	fator C	Bandas (níveis de cinza)								
		Banda 3			Banda 4			Banda 5		
		LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL
Mata Nativa	0,00004	7,50	6,88	5,02	43,58	38,93	36,89	12,92	18,90	19,77
Pastagem	0,01	13,52	14,50	13,80	48,82	50,30	42,30	39,72	45,88	45,28
Cana-de-açúcar	0,05	16,85	15,00	14,23	35,75	41,56	32,38	40,79	45,94	37,30
Solo exposto	1,00	25,80	24,65	24,99	39,46	32,20	39,56	62,77	52,94	66,01

Tabela 20. Média de NDVI e RS por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2006).

Médias (NDVI e RS) por uso da terra e por unidade de solo – Cenário 2006								
Uso da terra	Fator C	NDVI			RS			
		LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL	
Mata Nativa	0,00004	0,72	0,69	0,74	6,31	5,54	3,15	
Pastagem	0,01	0,52	0,54	0,49	3,13	3,25	1,24	
Cana-de-açúcar	0,05	0,52	0,45	0,37	3,23	2,25	0,97	
Solo exposto	1	0,17	0,06	0,21	1,11	0,78	0,86	

Tabela 21. Média de NDVI e RS por uso da terra e por unidade de solo (cenário de 2011).

Médias (NDVI e RS) por uso da terra e por unidade de solo – Cenário 2011							
Uso da terra	Fator C	NDVI			RS		
		LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL
Mata Nativa	0,00004	0,70	0,69	0,72	5,77	5,17	6,45
Pastagem	0,01	0,56	0,55	0,51	3,31	3,18	3,03
Cana-de-açúcar	0,05	0,38	0,48	0,49	2,17	2,44	2,74
Solo exposto	1	0,21	0,15	0,23	1,26	1,08	1,40

5.5.2 Associação dos valores de NDVI e RS para o fator C

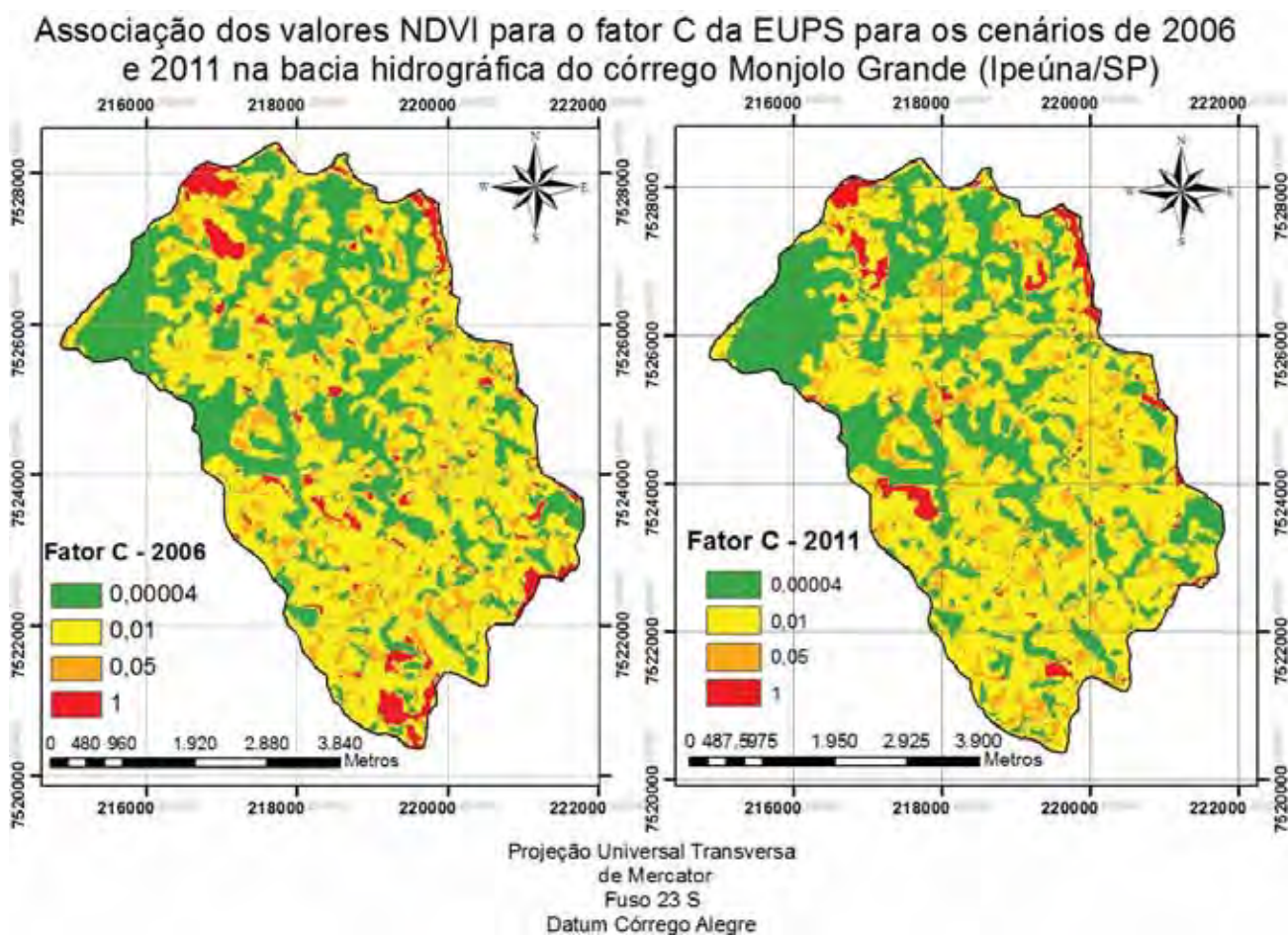
Tendo em vista os valores demonstrados no item 5.5.1, procedeu-se na associação dos valores médios de cada tipo de uso com os valores correspondentes ao fator C da EUPS encontrados na bibliografia. Desta maneira, para ambos os cenários, foram obtidas escalas de associação de valores para as imagens NDVI bem como para as imagens RS (tabela 22). A obtenção das escalas para a associação com os valores do fator C considerou a média de cada tipo de uso (para todas as unidades de solo) e em cada cenário, sendo assim obtidos os valores abaixo descritos.

Tabela 22. Média de NDVI por uso da terra e respectiva associação com o fator C da EUPS

Associação de valores NDVI para valores do fator C							
Uso da terra	NDVI por Grupos de Solos (2006)			NDVI por Grupos de Solos (2011)			Associação de valores
	LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL	
Mata Nativa	0,72	0,69	0,74	0,70	0,69	0,72	0,7 a 1
Pastagem	0,52	0,54	0,49	0,56	0,55	0,51	0,5 a 0,7
Cana-de-açúcar	0,52	0,45	0,37	0,38	0,48	0,49	0,2 a 0,5
Solo exposto	0,17	0,06	0,21	0,21	0,15	0,23	-1 a 0,2

Para as imagens NDVI foi associado o intervalo de valores de -1 a 0,2 com as áreas de solo exposto; o intervalo de 0,2 a 0,5 para as áreas de cana-de-açúcar; o intervalo de 0,5 a 0,7 para as áreas de pastagem e por fim o intervalo de 0,7 a 1 para as áreas de mata nativa.

Nas figuras 45a e 45b são ilustrados os resultados obtidos da associação dos valores NDVI com os valores do Fator C, sendo possível identificar similaridade das cartas obtidas com os mapas de uso da terra. Neste contexto, tal metodologia de associação dos valores NDVI com o uso da terra e consequentemente com o fator C apresentou bons resultados.



Figuras 45a e 45b. Associação dos valores NDVI para o fator C da EUPS na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (cenários 2006 e 2011).

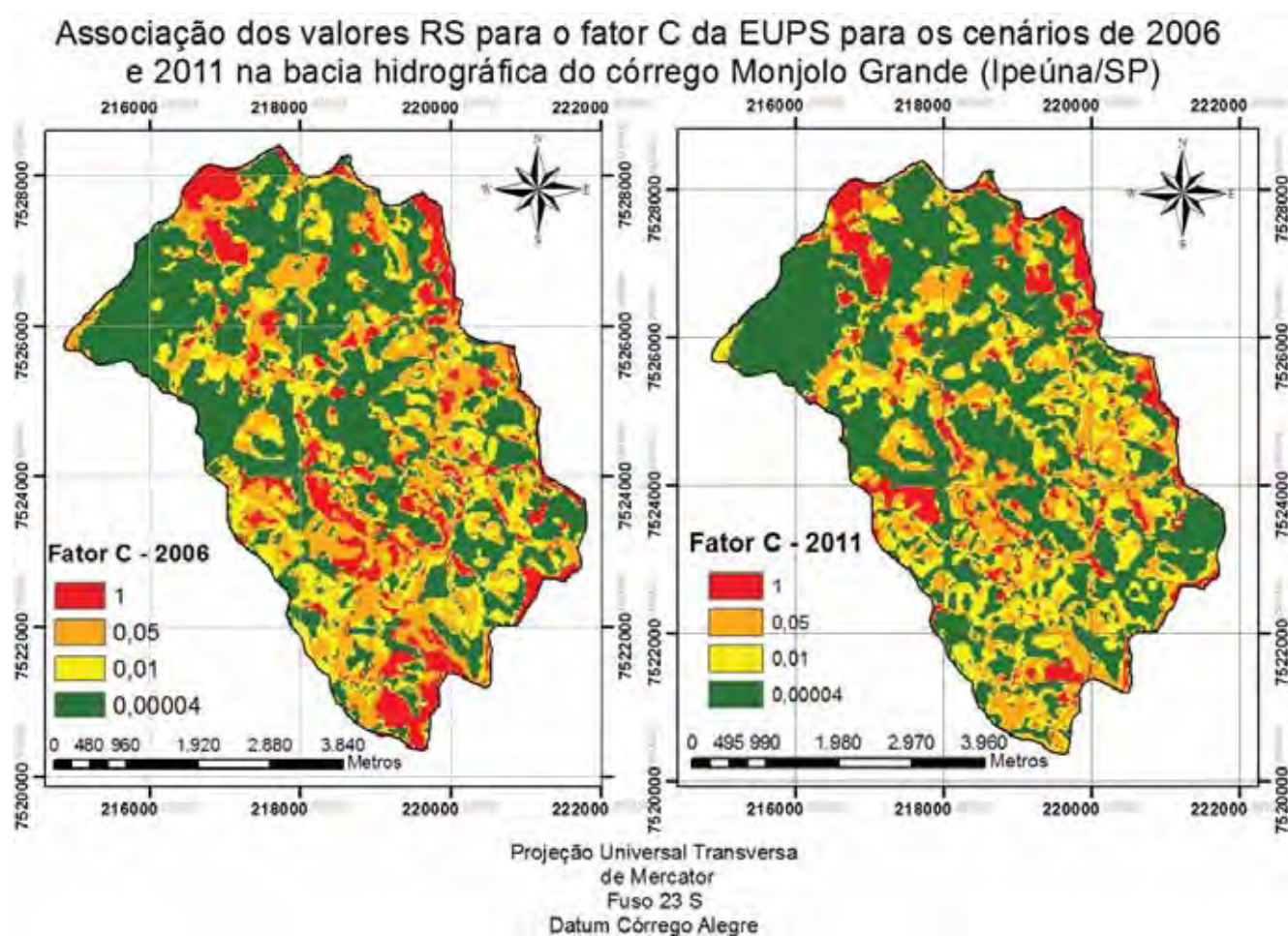
Da mesma maneira, para as imagens RS foi associado o intervalo de 0 a 1,2 com as áreas de solo exposto; o intervalo de 1,2 a 2,7 com as áreas de cana-de-açúcar; o intervalo de 2,7 a 3,5 com as áreas de pastagem e por ultimo os valores superiores a 3,5 com as áreas de mata nativa.

Tabela 23. Média de RS por uso da terra e respectiva associação com o fator C da EUPS

Associação de valores RS para valores do fator C							
Uso da terra	RS por Grupos de Solos (2006)			RS por Grupos de Solos (2011)			Associação de valores
	LVA	RQ	CX/PVA/NL	LVA	RQ	CX/PVA/NL	
Mata Nativa	6,31	5,54	3,15	5,77	5,17	6,45	> 3,5
Pastagem	3,13	3,25	1,24	3,31	3,18	3,03	2,7 – 3,5
Cana-de-açúcar	3,23	2,25	0,97	2,17	2,44	2,74	1,2 – 2,7
Solo exposto	1,11	0,78	0,86	1,26	1,08	1,40	0 - 1,2

No entanto, diferentemente da associação dos valores NDVI com o valor C, a associação dos valores RS com o fator C não alcançou bom resultados, na medida

em que não foi possível alcançar uma similaridade das classes de uso da terra identificadas nas figuras 18 e 19 com as mesmas classes identificadas nas figuras 46a e 46b. Nesta associação, a classe de uso da terra relacionada com as áreas de cultivo de cana de açúcar apresentou ampla ocorrência em toda a área estudada, o que não é verificado nos mapas de uso da terra. Da mesma maneira, as áreas de pastagem apresentaram pouca ocorrência, o que também não confere com a realidade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.



Figuras 46a e 46b. Associação dos valores RS para o fator C da EUPS na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (cenários 2006 e 2011).

Desta maneira, as imagens NDVI, no que tange a obtenção do fator C, mostraram-se como o melhor produto em detrimento das imagens índice de vegetação oriundas da razão simples.

5.6 Dados dos fatores do modelo EUPS

Após a krigagem dos valores de erosividade média dispostos na tabela 24, obteve-se um modelo de continuidade espacial do fator R apresentado nas figuras 48 e 49.

A área de estudo apresenta isovalores de erosividade variando de 7000 a 8000 MJ.Mm/ha.h.ano, sendo que o potencial erosivo concentra-se na estação chuvosa, entre os meses de novembro a março (figura 47 e 49).

Tabela 24. Distribuição da precipitação média mensal e do cálculo de EI_{30} .

Meses	Precipitação (mm)*	EI_{30} (MJ.mm/ha.h.ano)*
Janeiro	228,66	1549,78
Fevereiro	197,25	1199,99
Março	147,66	731,29
Abril	60,86	209,71
Mai	47,34	158,43
Junho	27,39	39,42
Julho	14,54	15,99
Agosto	28,77	68,72
Setembro	52,55	121,06
Outubro	114,98	476,88
Novembro	144,91	689,09
Dezembro	202,84	1215,48

* Baseado nas médias de todos os postos pluviométricos utilizados (tabela 4)

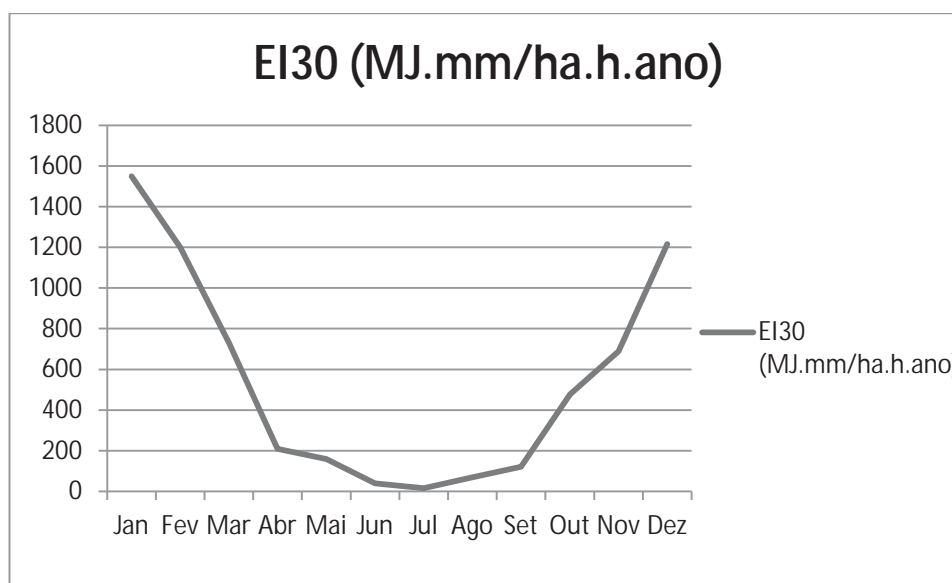


Figura 47. Distribuição mensal da erosividade (EI_{30}) na área de estudo.

É na estação chuvosa (novembro a março) que se concentra 83% do total anual do potencial erosivo pelas chuvas, enquanto o período seco concentra somente 9,4%.

Também é válido ressaltar que nos meses de novembro e dezembro, quando se verificam elevados valores de erosividade e conseqüentemente maior potencial erosivo, tem-se a ocorrência de áreas de solos exposto decorrente do final do período de safra/entresafra da cana-de-açúcar, as quais, menos protegidas pela vegetação, tornam-se mais vulneráveis ao processo erosivo.

As figuras 48 e 49 apresentam a distribuição espacial dos valores de erosividade total anual na área da bacia em estudo.

Tabela 25. Postos Pluviométricos e valores de erosividade (fator R).

Municípios	Postos	Localização		Altitude m	R MJ.mm/ha.h.ano
		Latitude	Longitude		
Americana	Americana	22°42'	47°17'	540	6008,917079
Americana	(CPEF)	22°44'	47°20'	530	5643,631436
Araras	Faz. Belmonte	22°18'	47°27'	720	6707,824021
Araras	Faz. Santana	22°15'	47°23'	660	6217,948522
Araras	Faz. Santa Cruz	22°16'	47°19'	600	6792,083373
Brotas	Campo Alegre	22 14'	47 59'	780	4655,983316
Brotas	Campo Redondo	22 22'	47 59'	660	5001,64533
Brotas	Brotas (CPFL)	22 17'	48 08'	620	6299,962607
Brotas	Faz. São Sebastião	22 20'	48 06'	680	6747,790123
Brotas	Usina Jacare	22 25'	48 01'	810	8103,219596
Brotas	Brotas	22 17'	48 07'	680	6972,209235
Charqueada	Charqueada	22 31'	47 47'	600	7969,000781
Charqueada	Recreio	22 35'	47 41'	510	4884,811896
Cordeiropolis	(Emsa)	22°28'	47°24'	730	6704,373929
Corumbataí	Corumbataí	22 13'	47 37'	600	6384,982235
Descalvado	Faz. Monte Alegre	21°57'	47°42'	840	8485,45
Descalvado	Faz. Santa Rita	21°58'	47°42'	780	8965,36
Descalvado	Descalvado	21°56'	47°37'	650	6817,88
Ipeúna	Ipeúna	22 26'	47 43'	630	8455,662361
Itirapina	Itirapina	22 14'	47 48'	790	5987,463664
Itirapina	Faz. Paraíso	22 16'	47 45'	800	7820,34915
Itirapina	Usina do Lobo	22 10'	47 54'	690	6954,475154
Itirapina	Graúna	22 18'	47 45'	610	6826,492982
Itirapina	Visc. de Rio Claro	22 09'	47 48'	740	5761,442417
Leme	Criciúma (Leme)	22°10'	47°17'	600	6669,83
Limeira	Limeira	22°34'	47°22'	640	6155,348773
Piracicaba	Santa Terezinha	22°41'	47°42'	500	5728,223043
Piracicaba	Tanquinho	22°34'	47°36'	590	6340,160675
Piracicaba	Artemis	22°41'	47°46'	470	6584,974841
Piracicaba	Piracicaba (Efs)	22°42'	47°39'	530	5041,161141
Pirassununga	Piraçununga	22°01'	47°26'	630	5446,38
Pirassununga	Piraçunuga	22°02'	47°25'	670	7560,87
Pirassununga	estação experimental	21°56'	47°23'	560	6728,01
Pirassununga	Báguasçu	21°53'	47°19'	600	8184,84
Pirassununga	Gov. Fernando Costa	21°58'	47°28'	640	7540,72
Porto Ferreira	Porto Ferreira	21°51'	47°30'	580	8484,47
Rio Claro	Rio Claro	22 25'	47 33'	600	6748,507792
Rio Claro	Faz. São José	22 20'	47 29'	600	6682,505699
Rio Claro	Ajapi	22 17'	47 33'	670	5652,052087
Sta Gertrudes	Santa Gertrudes	22°29'	47°31'	620	6485,487772
São Carlos	Santa Eudoxia	21°47'	47°47'	620	8000,114577
São Carlos	Us.Capão Preto	21°52'	47°48'	610	6962,523907
São Carlos	Vila Carmem	22°01'	47°54'	820	6478,948044
São Pedro	São Pedro	22 32'	47 55'	600	7618,41757
Sta C. da Conceição	Sítio São Geraldo	22°07'	47°25'	620	6975,65

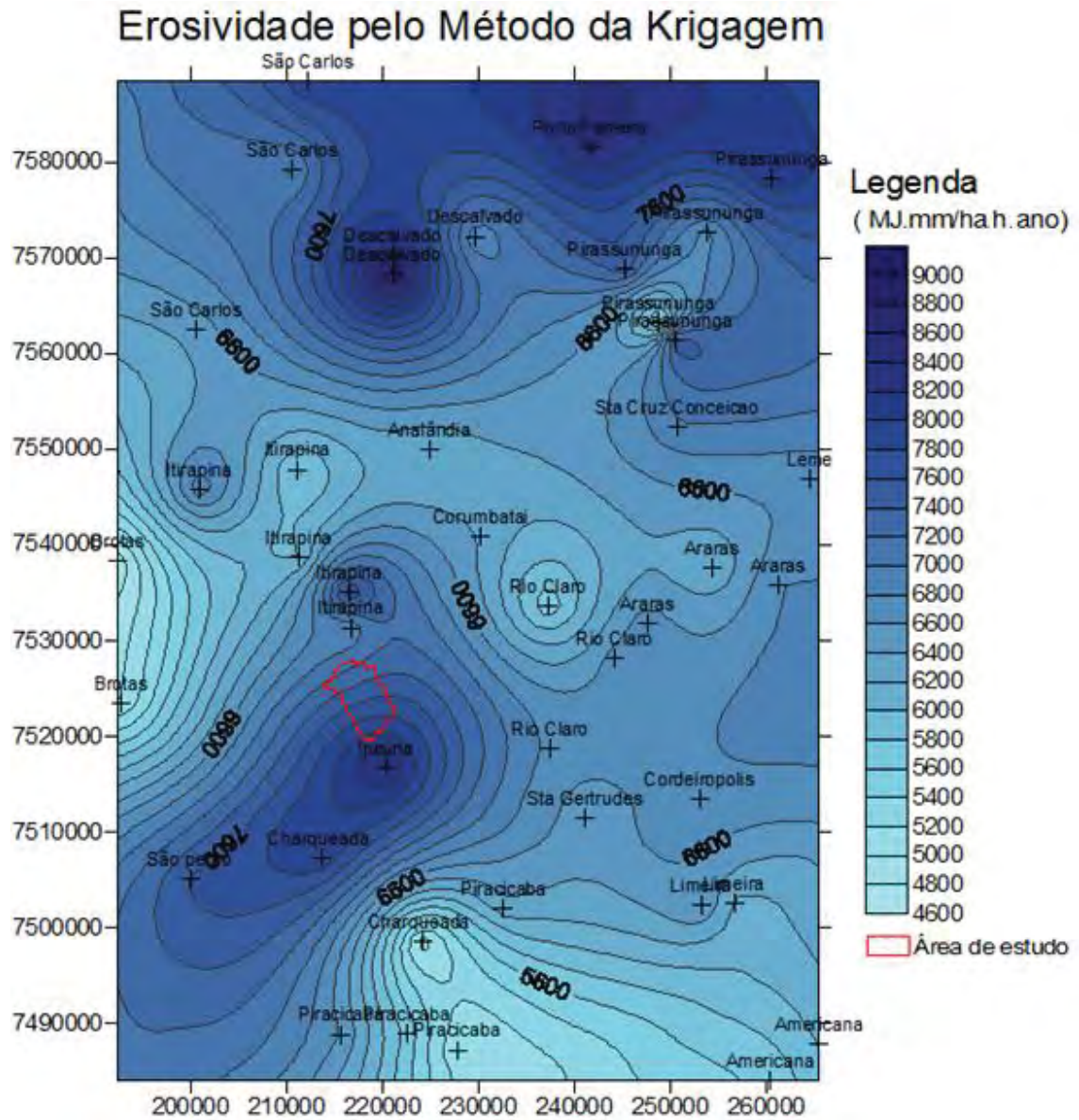


Figura 48. Espacialização dos isovalores de erosividade na área de estudo.

Fator R (erosividade) na bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)

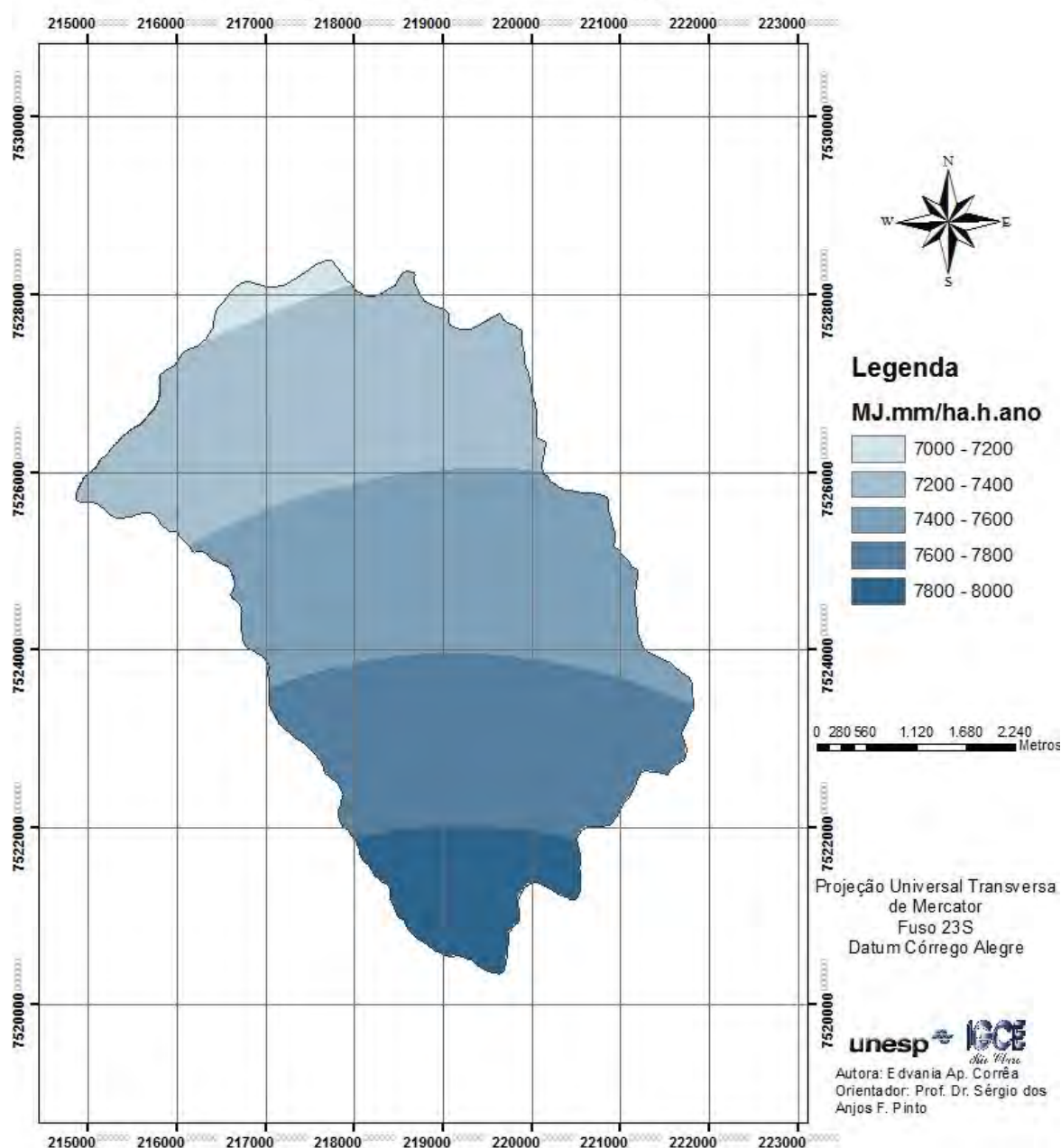


Figura 49. Classes de erosividade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

O grau de declividade (inclinação do terreno), assim como o comprimento da encosta, constituem os fatores que determinam a velocidade do escoamento superficial, caracterizando assim o potencial de carregamento pela erosão em termos de tamanho e quantidade de material.

Na área de estudo, verifica-se a predominância de classes de declividade variando de 6 a 12% e de 12 a 20%, as quais totalizam 70,7% e correspondem a

tipo de relevo classificado como ondulado. Também possui expressiva ocorrência a classe de declividade variando de 40 a 75%, a qual sendo correspondente de tipos de relevo classificados como montanhoso, possui abrangência em 12,57% da área de estudo. Com menor ocorrência têm-se as classes de declividade variando de 0 a 3% e >75% as quais correspondem a 2,98% e 0,84% da área de estudo respectivamente (tabela 26, figura 50).

Tabela 26. Classes de declividade na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Classe de Declividade (%)	Área (%)
0 - 3	2,98
3 - 6	7,74
6 - 12	26,95
12 - 20	43,77
20 - 40	5,15
40 - 75	12,57
> 75	0,84

Declividade da Bacia Hidrográfica do Corrego Monjolo Grande-SP

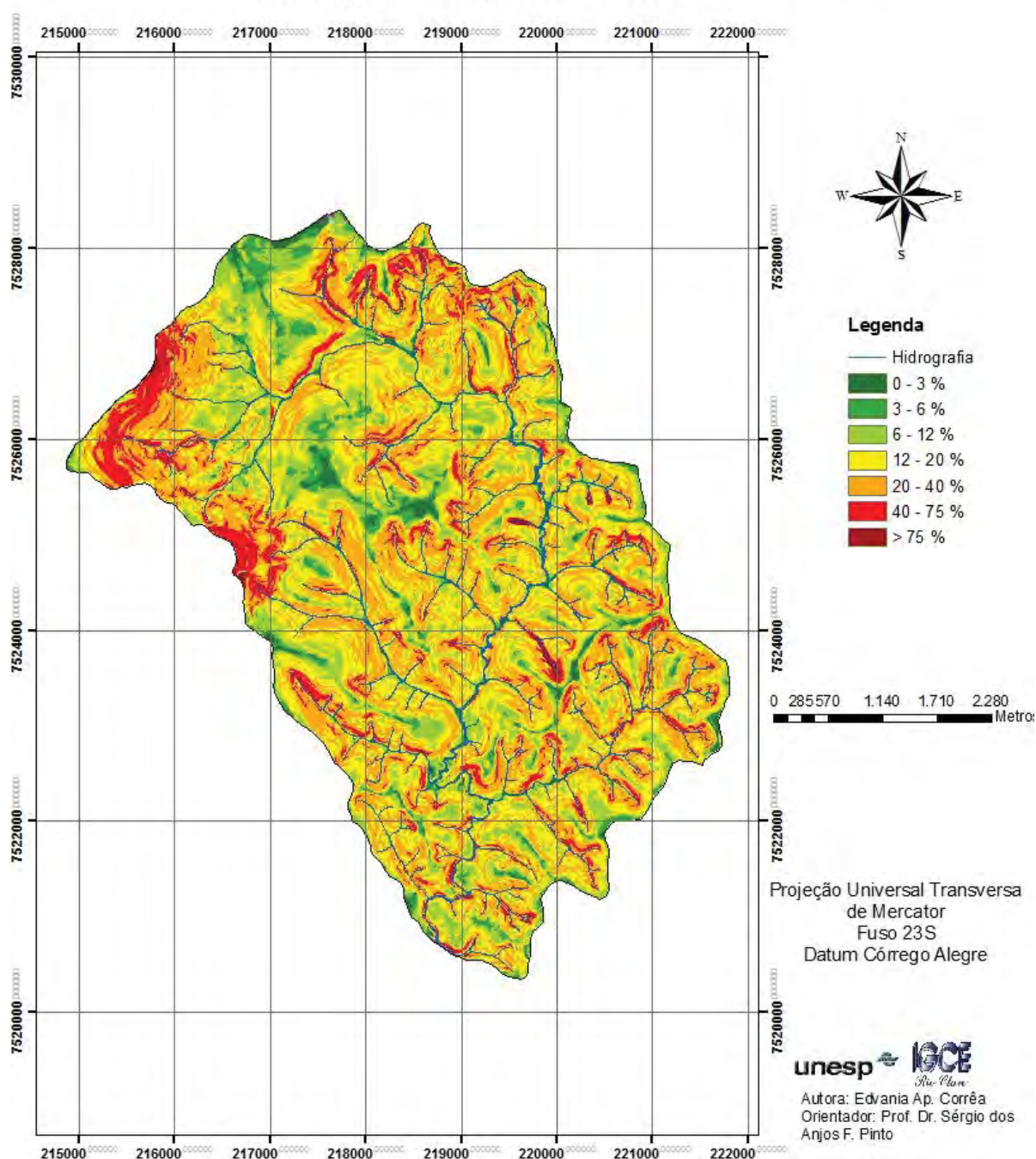


Figura 50. Declividade da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

O fator L (comprimento de vertente), obtido através do modelo proposto por Desmet e Govers (1996), apresentou, para a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, valores variando de 0,520697 a 4,24211 (valores adimensionais). As regiões localizadas nos interflúvios (topos de morros e divisores d'água), as quais representam os setores de infiltração das águas pluviais, apresentaram, conforme a

figura 51, os menores valores de comprimento de rampa, enquanto que as áreas de vertente (regiões com convergência d'água) apresentaram os maiores valores, demonstrando a aplicabilidade do método para a região de estudo.

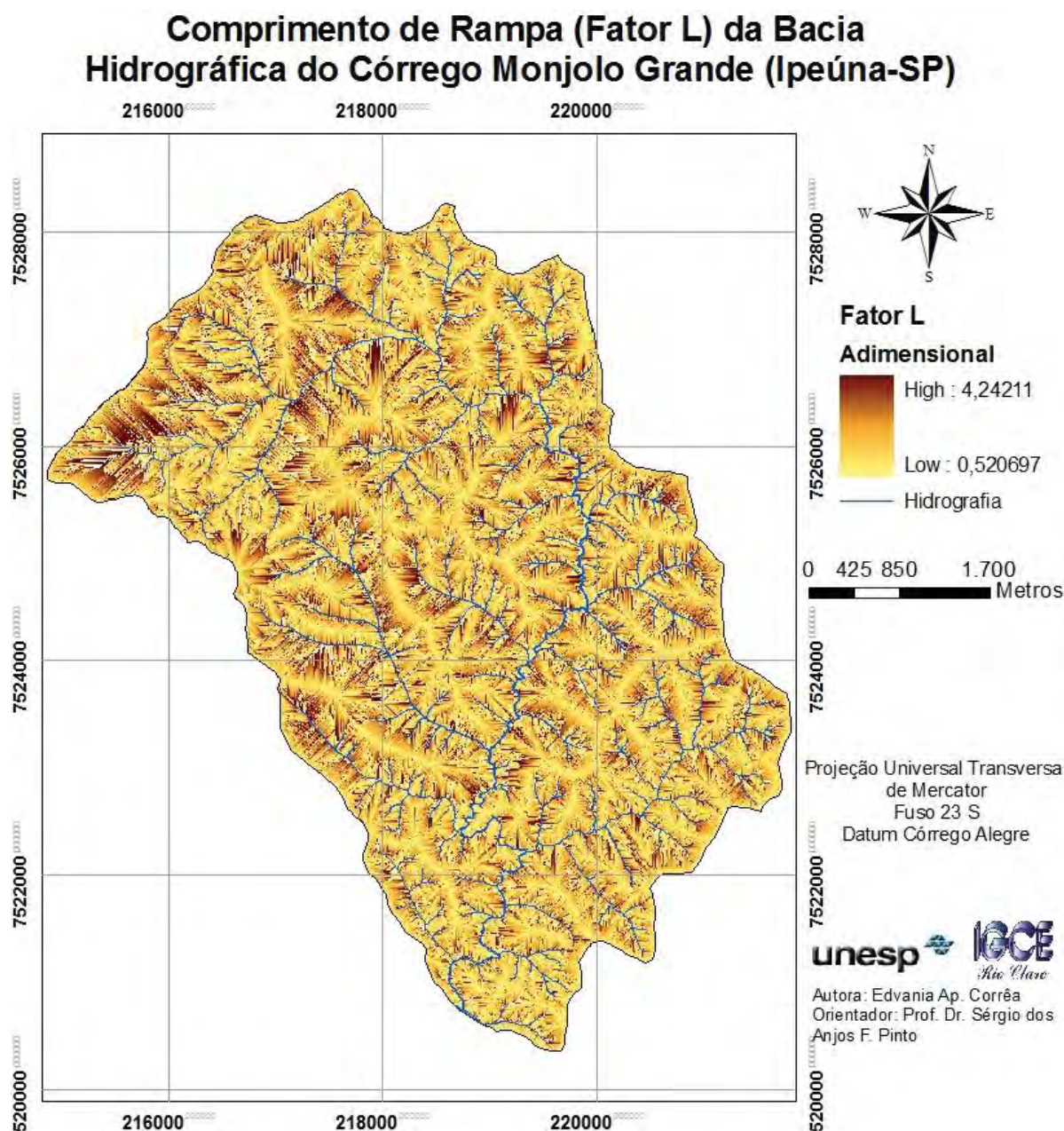


Figura 51. Fator L (comprimento de vertente) obtido pelo método proposto por Desmet e Govers (1996) para a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

Com a obtenção do fator L através do método proposto por Desmet e Govers (1996) - equação 13 - e conjuntamente com o fator S, foi obtido o fator topográfico (equação 14), o qual é apresentado na figura 52. Os valores obtidos para o fator topográfico variam de 0 a 12,2621 (valores adimensionais), demonstrando que nas

áreas com convergência de fluxo e de elevada declividade tem-se valores de LS elevado, e nas áreas de interflúvios com baixa declividade e ausência de convergência de fluxo, verifica-se valores baixos de LS.

Fator topográfico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande - Ipeúna/SP

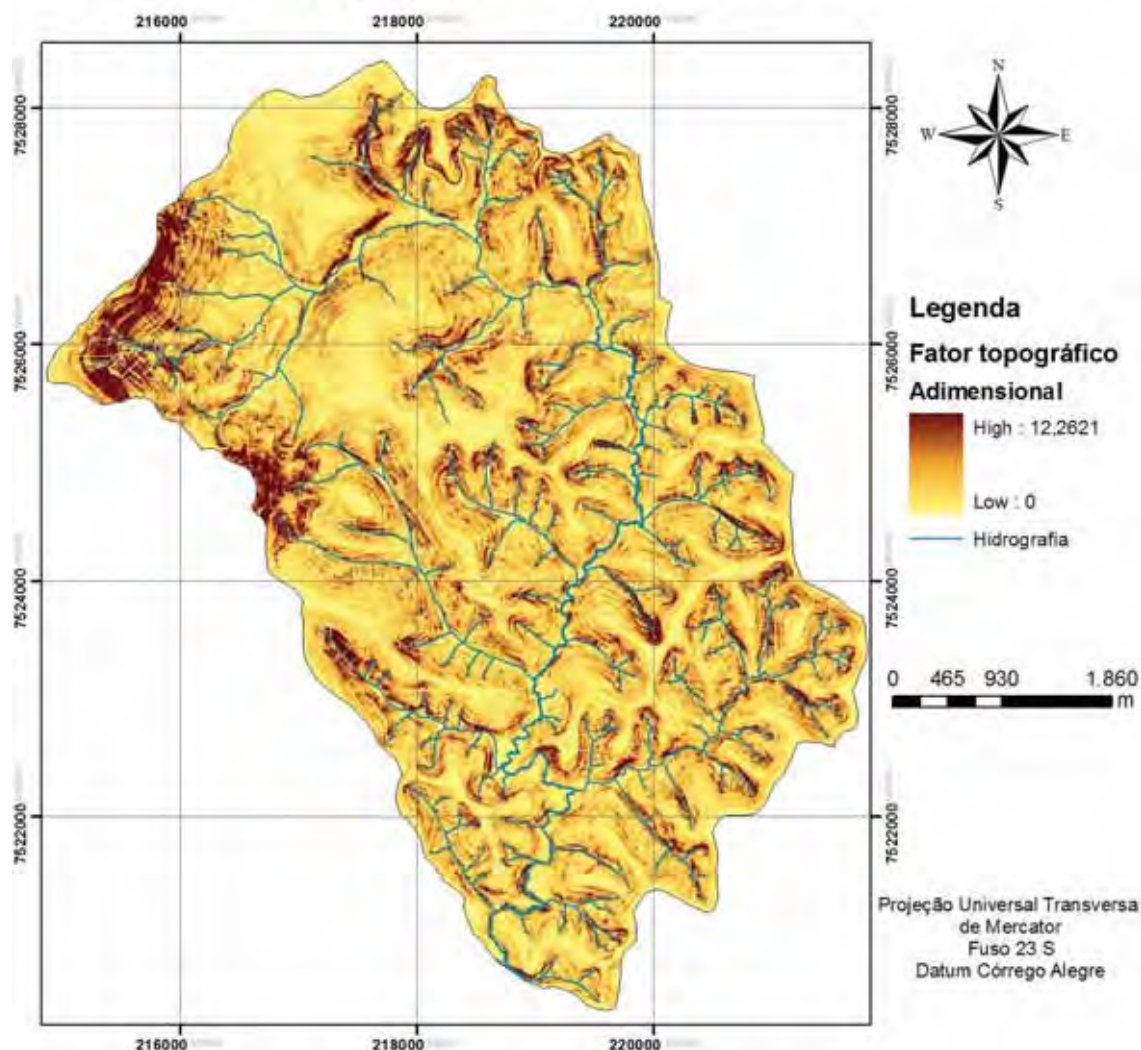


Figura 52. Fator topográfico obtido da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP).

5.7 Potencial natural de erosão (PNE) e predisposição aos riscos de erosão (PRE)

Com a integração dos fatores naturais do meio físico representados pela erosividade (fator R), erodibilidade (fator K) e fator topográfico, correspondente ao comprimento de declive e declividade (fator LS), foi obtido o mapa de Potencial Natural de Erosão da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (figuras 53a e 53b).

Conforme as figuras 53a e 53b, assim como a tabela 27, têm-se o predomínio de PNE muito baixo, baixo e médio em toda a área de estudo. Tais classes predominam em 35,16%, 24,76% e 24,34% da área de estudo, correspondendo a um total de 84,26% de ocorrência em toda extensão da área de estudo. Em menor ocorrência têm-se as classes denominadas como alto (200-600 t ha⁻¹ ano⁻¹), muito alto (600-1000 t ha⁻¹ ano⁻¹) e extremamente alto (>1000 t ha⁻¹ ano⁻¹) as quais correspondem, respectivamente a 14,30%, 1,24% e 0,19% do total da área de estudo.

Como observado nessas figuras, as classes de PNE com valores superiores a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹ ocorrem em setores de maior declividade e na presença de solos mais vulneráveis como Neossolo Litólico e Cambissolos.

Tabela 27. Classes de Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Classes do potencial natural de erosão para a Bacia Hidrográfica do Córrego Monjolo Grande		
	PNE (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área total (%)
Muito baixo	0 - 50	35,16
Baixo	50 - 100	24,76
Médio	100 - 200	24,34
Alto	200 - 600	14,30
Muito alto	600 - 1000	1,24
Extremamente alto	> 1000	0,19

Fonte: BERTONI & LOMBARDI NETO (1999); SCOPEL (1988) e NASCIMENTO (1998)

Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna-SP)

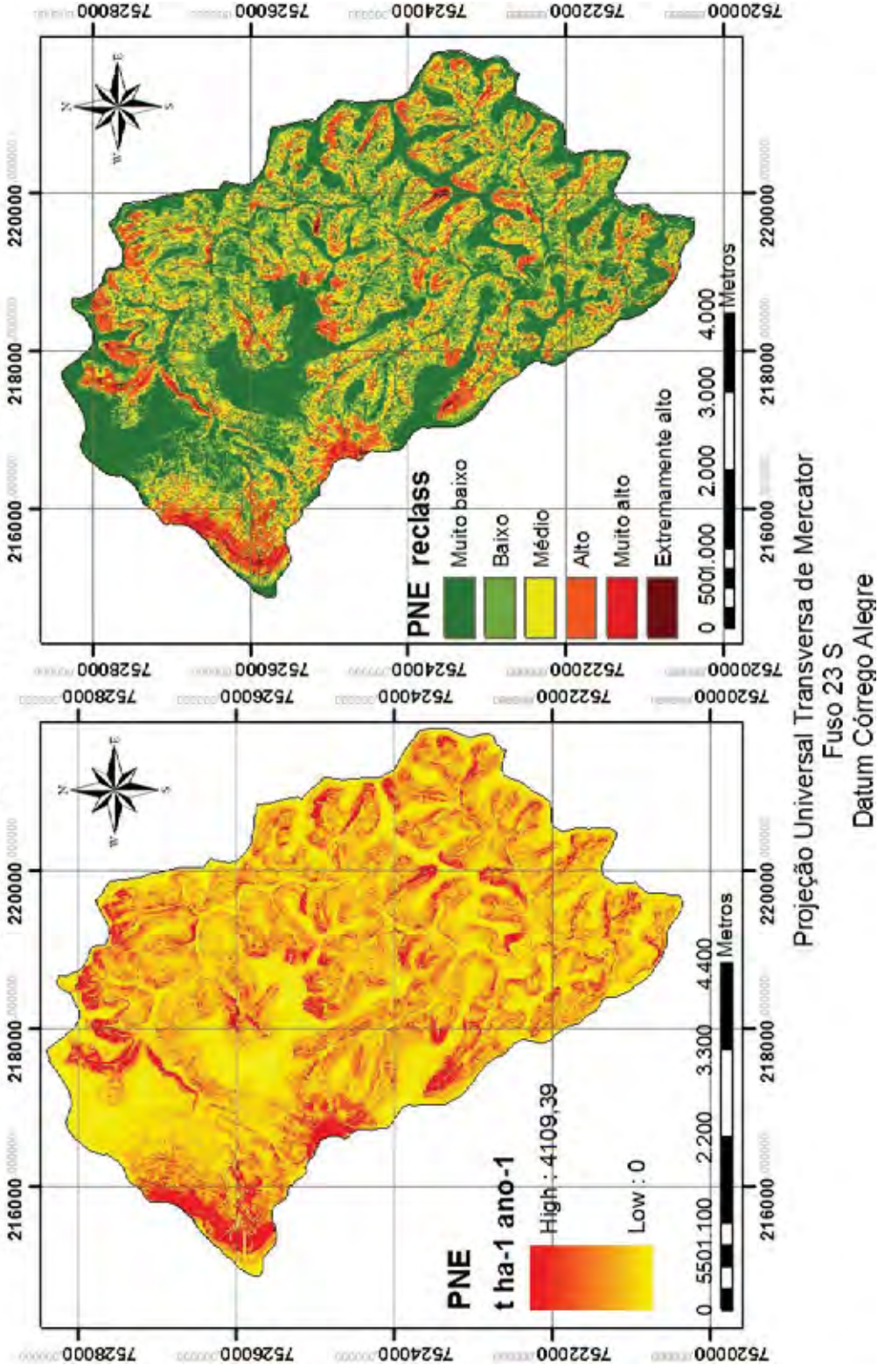


Figura 53a e 53b. Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP

5.8 Uso permissível da terra (CP permissível)

Quando se associam os valores de potencial natural aos riscos de erosão (PNE) com as práticas conservacionistas (Fator P) e os valores de perdas toleráveis para cada unidade de solo (T), obtêm-se a erosão tolerável, a qual constitui um atributo indicativo para o uso adequado da terra em termos dos limites de tolerância de perdas para cada tipo de solo, considerando-se, na determinação, a prática mínima de plantio em nível (fator P) (DONZELLI et al., 1992).

O mapa de risco de erosão permissível é um indicador do provável ajuste da ocupação agrícola dos solos, em referência às características de elementos do meio físico, intervenientes no processo de erosão (STEIN et.al., 1987).

Para a área de estudo foram obtidas 8 grupos de risco de erosão permissível as quais estão indicadas na tabela 28 e na figura 54.

Tabela 28. Classes de uso e manejo permissível (UMP) e grupos de risco de erosão na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

Classes de UMP	Grau de risco de erosão	Indicação Geral de uso e manejo	Área (%)
Não especificado		Limitações por deficiência de drenagem	3,307915
< 0,001	Extremamente alto	Manutenção da cobertura natural	0,000347
0,001 - 0,010	Muito alto	Silvicultura	2,294283
0,010 - 0,017	Alto	Pastagem com manejo, silvicultura	5,283162
0,017 - 0,048	Médio	Pastagem com manejo	21,80748
0,048 - 0,088	Baixo	Pastagem sem manejo	16,88496
0,088 - 0,200	Muito baixo	Cultura perene e semi-perene sem manejo	18,22907
> 0,200	Extremamente baixo	Cultura anual	32,19278

A classe não especificada correspondente às áreas planas, com excesso de água e limitações por deficiência de drenagem, localizadas nas proximidades dos cursos d'água, correspondendo a 3,30% da área de estudo (DONZELI ET al., 1992).

O grupo classificado com grau extremamente alto de erosão tem como recomendação de uso a manutenção da cobertura vegetal visando diminuir a susceptibilidade de tais áreas à erosão hídrica do solo. Essa classe ocorre em 0,0003% da área de estudo, podendo ser observada nas áreas com elevada declividade, as quais correspondem a encostas e cumes de morros.

Já as classes "Muito alto" e "Alto" correspondem as áreas caracterizadas por problemas de declive muito acentuado, o que limita a mecanização, além de

apresentar um elevado potencial de erodibilidade. Em tais classes os usos mais adequados são a silvicultura, para a classe “Muito alto” e a pastagem com manejo ou silvicultura, para a classe “Alto”. Na área de estudo tem-se que 2,29% correspondem a áreas com risco de erosão classificado como muito alto e 5,28% correspondem as áreas com risco de erosão classificado como alto. Quanto às práticas conservacionistas para a classe com risco de erosão “Alto”, tem-se como indicação as pastagens que promovam a proteção do solo contra a erosão em declives mais acentuados, além das práticas de calagem e adubação fosfatada no plantio, consorciação, manejo de pastoreio, etc. (DONZELI ET AL., 1992).

As classes classificadas com risco de erosão “Médio” e “Baixo” ocorrem em áreas com declive de até 20% ou com médio-alto potencial de erodibilidade, onde as práticas conservacionistas são complexas, sendo que os usos recomendados são o de pastagem com manejo, para a classe “Médio” e pastagem sem manejo, para a classe “Baixo”. Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, tais classes de risco de erosão ocorrem, respectivamente, em 21,80% e em 16,88%. No que tange às práticas conservacionistas, tem-se o terraceamento em desnível e as faixas de retenção como as práticas mais recomendadas.

Já as classes com risco de erosão “Muito baixo” e “Extremamente baixo” ocorrem, geralmente, em áreas com declividade de até 12% em terras classificadas como produtivas e com limitações moderadas devido às características do solo ou erosão, sendo próprias para culturas perenes ou semi-perenes sem manejo (classe “Muito baixa”) e para culturas anuais com práticas intensivas para conservação do solo contra a erosão (“Extremamente baixa”). 18,22% da área de estudo foi classificada com risco de erosão muito baixo e 32,19% foi classificada com risco de erosão extremamente baixo. Dentre as práticas de manejo indicadas, tem-se: plantio em nível, alternância de capinas, culturas em faixas e fertilizações para a manutenção da produtividade (DONZELI, et al., 1992).

Diante do exposto, tem-se que a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresenta elevada porcentagem de áreas aptas às atividades agrícolas e pastoris, as quais devem ser realizadas com as devidas práticas conservacionistas, conforme indicado, visando a conservação do solo e da água.

Classes de uso-manejo permissível (UMP) da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande - Ipeúna/SP

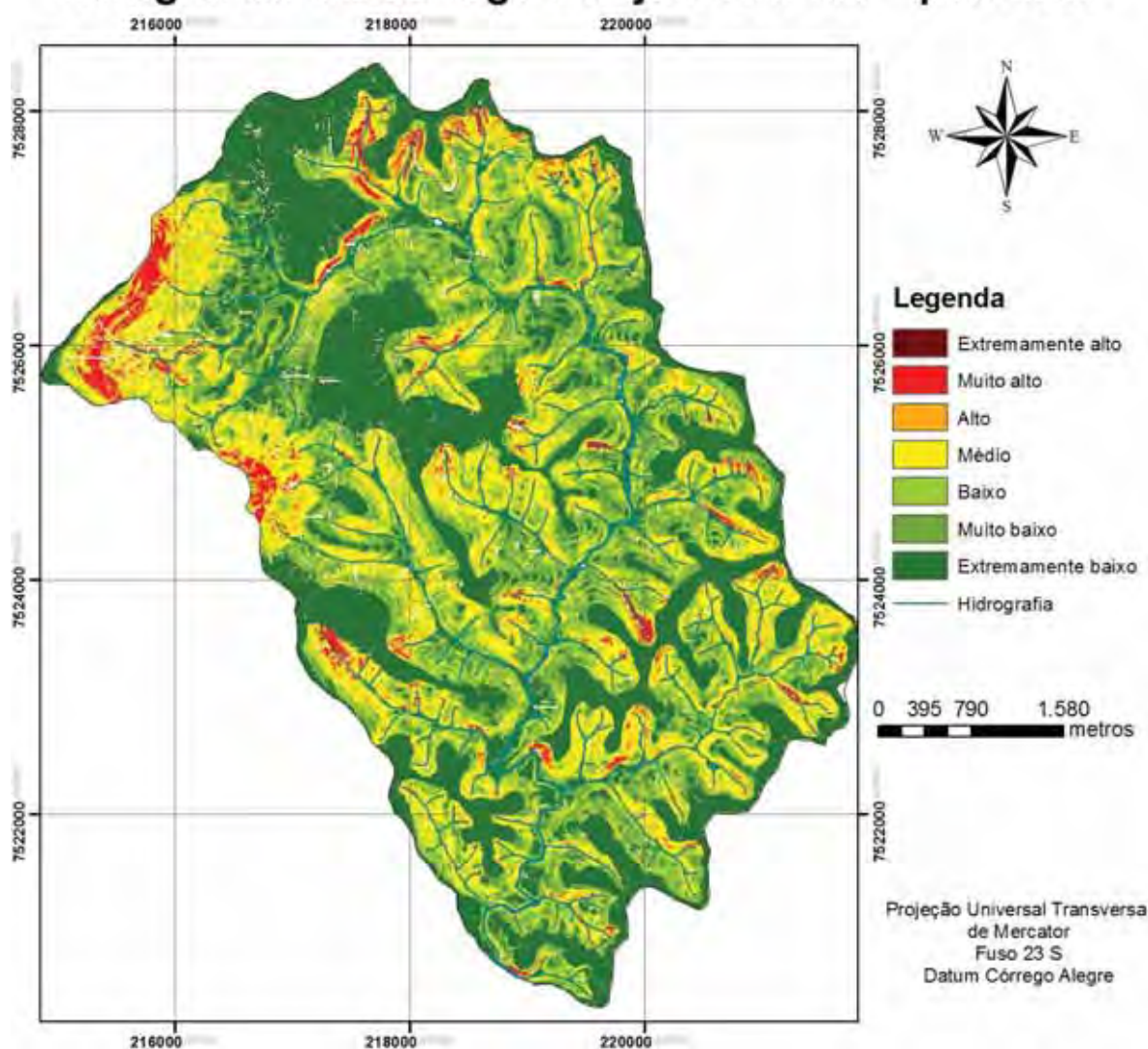


Figura 54. Classes de uso-manejo permissível (UMP) da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

5.9 Classes de capacidade de uso sustentável e adequado da terra

Com o cruzamento dos planos de informação referentes às classes de declividade e tolerância de perda de solo e posterior reclassificação dos resultados conforme disposto na metodologia, foi obtida a carta de capacidade de uso da terra conforme apresentado na figura 55.

Conforme a tabela 29, tem-se que 22,9% da área de estudo apresenta as classes Illef e Illf, as quais são tidas como terras produtivas, com limitações moderadas das características do solo ou erosão, ocorrentes em solos arenosos presentes em declives de 6 – 12% ou com médio potencial natural de erodibilidade.

Tabela 29. Classes de capacidade do uso da terra da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Classes de Capacidade de Uso da Terra	
<i>Classes</i>	<i>Área (%)</i>
Va	3,31
IIIef	9,42
IIIf	13,48
IVe	24,06
VIe	17,65
VIp	1,02
VIIe	0,95
VIIep	4,43
VIIp	18,50
VIII	7,18

Quanto à classe IVe, tem-se a sua ocorrência em 24,06% da área de estudo, a qual caracteriza-se por ocorrer em terras declivosas, com médio-alto potencial de erosão. Em tais áreas, é indicado o uso para culturas perenes e pastagens que não exigem movimentação anual dos solos. O uso com culturas anuais só deve ser recomendado sob manejo desenvolvido em rotação com pastagens.

Quanto às áreas planas e mal drenadas (classe Va), estas ocorrem em 0,96% da área de estudo, sendo que a utilização com culturas anuais e pastagens apropriadas para áreas úmidas requer controle da flutuação do lençol freático.

A classe VI é constituída de terras de boa fertilidade natural e produtividade, apresentando problemas de declives muito acentuados e alto potencial de erodibilidade. Na área de estudo foram obtidas as subclasses VIe e VIp as quais constituem 17,65% e 1,02% da área de estudo. A sub classe VIe possui terras com declives de 20-40% ou 12-20% com elevado potencial de erodibilidade. Já a subclasse VIp ocorre em áreas com solo raso, de boa fertilidade natural. Os usos indicados são as culturas perenes e pastagens com práticas moderadas de conservação (práticas de calagem e adubação fosfatada no plantio, consorciação, manejo de pastoreio, etc.)

A classe VII, a qual possui as sub classes VIIe, VIIp e VIIep está presente em 23,88% da área de estudo, sendo esta caracterizada por terras acidentadas, indicadas somente para casos especiais de algumas culturas permanentes e adaptadas em geral para pastagens ou silvicultura, com problemas complexos de conservação.

Por último tem-se a classe VIII, a qual ocorre em 7,18% da área de estudo, sendo a mesma caracterizada como imprópria para cultura, pastagem ou silvicultura, podendo ser utilizada como abrigo de fauna e flora.

A figura 55 apresenta a distribuição das classes de capacidade de uso das terras na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

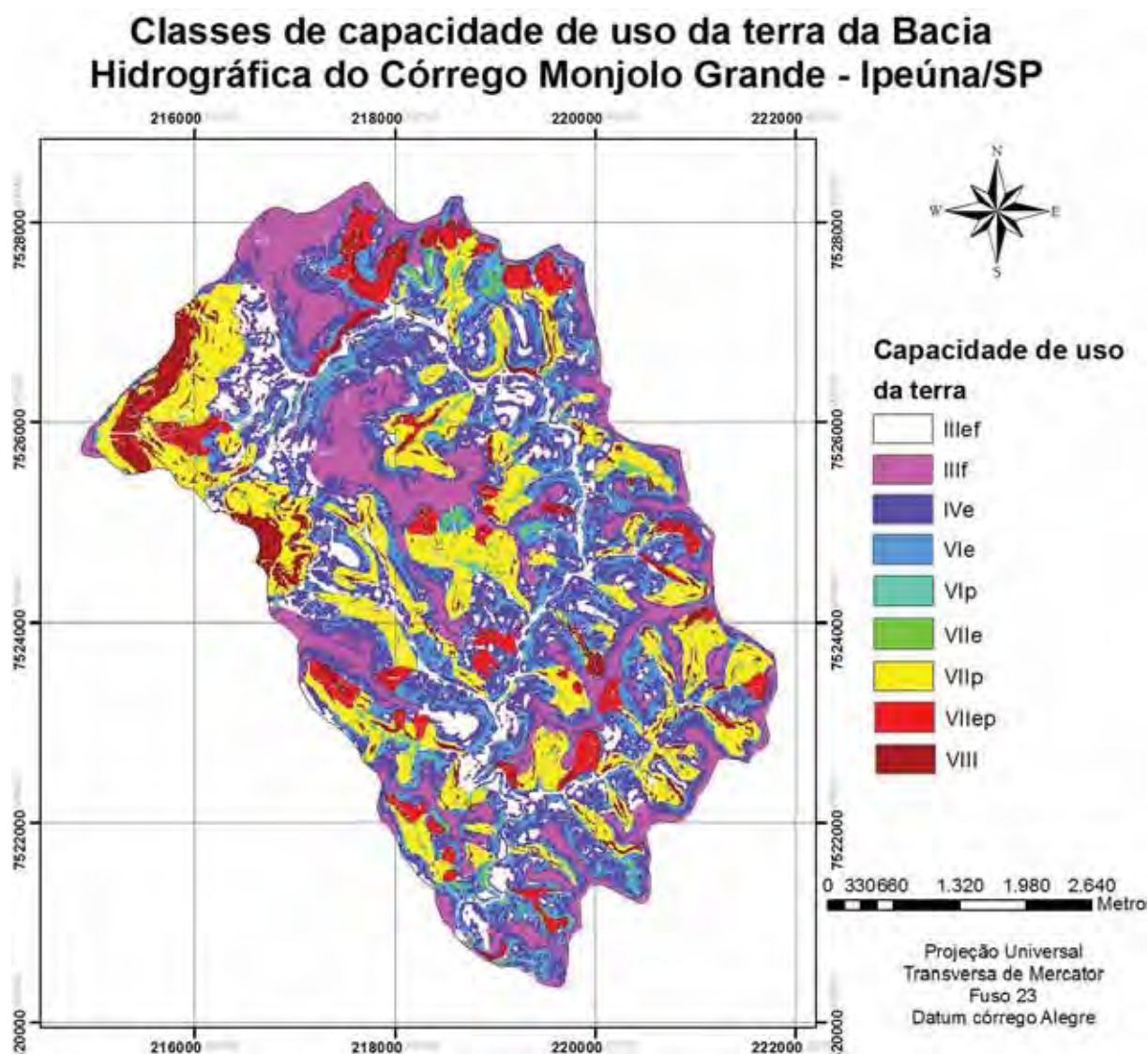


Figura 55. Classes de capacidade de uso da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

Por sua vez, a carta de capacidade de uso sustentado da terra foi obtida a partir da combinação dos planos de informação referentes às classes de capacidade de uso e classes de uso e manejo permissível.

Os dados das tabelas 30 e 31 indicam as ocorrências das classes desse tema na área de estudo e sua caracterização. A figura 56 apresenta a distribuição das classes de capacidade de uso sustentado.

Na classe sIII tem-se a ocorrência de 2 subclasses de manejo, sendo sIIIe1f e sIIIe2f adequadas para todas as prática agrícolas e indicadas para culturas anuais devido a baixas restrições de uso da terra. Na área de estudo, tais subclasses ocorrem em 22,72%.

Da classe sIV foram obtidas também duas subclasses de manejo, sendo sIVe e sIVe1 as quais mostram-se adequadas para pastagem realizadas sem manejo. No entanto, a prática de culturas anuais mostra-se pouco adequada para essas áreas, na medida em que pode favorecer a degradação dos solos devido a susceptibilidade da área aos riscos de erosão. Quanto à sua ocorrência na área de estudo, tem-se que 23,90% da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresenta áreas classificadas com a classe sIV.

Tabela 30. Classes de uso sustentado da terra na bacia hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

Classes de uso sustentado da terra	
<i>Classes</i>	<i>Área (%)</i>
sIIIe1f	18,993
sIIIe2f	3,734
sIVe	19,830
sIVe1	4,079
sVle	17,715
sVIp	1,069
sVle1p	0,003
sVIIe	0,947
sVIIp	18,421
sVIIep	4,468
sVIII	7,019
sVa	3,720

Da mesma maneira, a classe sVI apresentou duas subclasses de manejo, sVle e sVle1, as quais representam 18,78% da área de estudo. Tais subclasses são adequadas para a prática de pastagens que possuam elevado vigor de biomassa sendo inadequadas para a prática de pastagens degradadas.

Tabela 31. Adequação de uso e manejo para as classes de capacidade de uso sustentado.

Capacidade de uso	Adequado para:	Pouco adequado para:
sIIIe1f; sIIIe2f	Cultura anual (ca)	
sIVe; sIVe1	Pasto (aceita sem manejo; degradado - pb)	Cultura anual (ca)
sVIp; sVIe1p	Pasto (aceita sem manejo específico, com razoável vigor de biomassa; não degradado - pa)	Pasto (pb)
sVIIe	Reflorestamento (re)	
sVIIp; sVIIep	Mata (reserva para abrigo de flora e fauna (m)	Reflorestamento já instalado (re)
sVIII	Mata (reserva para abrigo de flora e fauna (m)	Pasto sujo (ps) existente (sem manejo) Cobertura residual (cr) existente (sem manejo)
sVa	Pasto adaptado a solos úmidos Pasto sujo (reserva para abrigo de flora e fauna - ps); Cobertura residual (reserva para abrigo de flora e fauna - cr), Mata (reserva para abrigo de flora e fauna - m)	

ca – cultura anual

re - reflorestamento

pb – pasto com baixo índice de biomassa

ps – pasto sujo

Adaptado de Nogueira (2000)

m – mata

Cr – cobertura residual

pa – pasto com alto índice de biomassa

A classe sVa ocorre em 3,72% da área de estudo, correspondendo a áreas adequadas para cobertura anual adaptada a solos úmidos, pasto adaptado a solos úmidos, pasto sujo, cobertura residual e mata (reserva para abrigo de flora e fauna).

Já na classe sVII ocorreram três subclasses de manejo, sVIIe, sVIIp e sVIIep, as quais representam 23,83% da área de estudo. A subclasse sVIIe mostra-se adequada para silvicultura. Da mesma maneira, as subclasses sVIIp e sVIIep são indicadas para servir como abrigo da flora e fauna silvestre sendo ocupadas por mata nativa, ocorrentes em 22,88% da área de estudo.

Por último, tem-se a classe sVIII, a qual tem como uso indicado a manutenção da mata nativa, sendo utilizada como abrigo para a flora e fauna silvestre. Na área de estudo, 7,01% da bacia em estudo apresenta áreas classificadas como sVIII.

Classes de capacidade de uso sustentado da terra da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP)

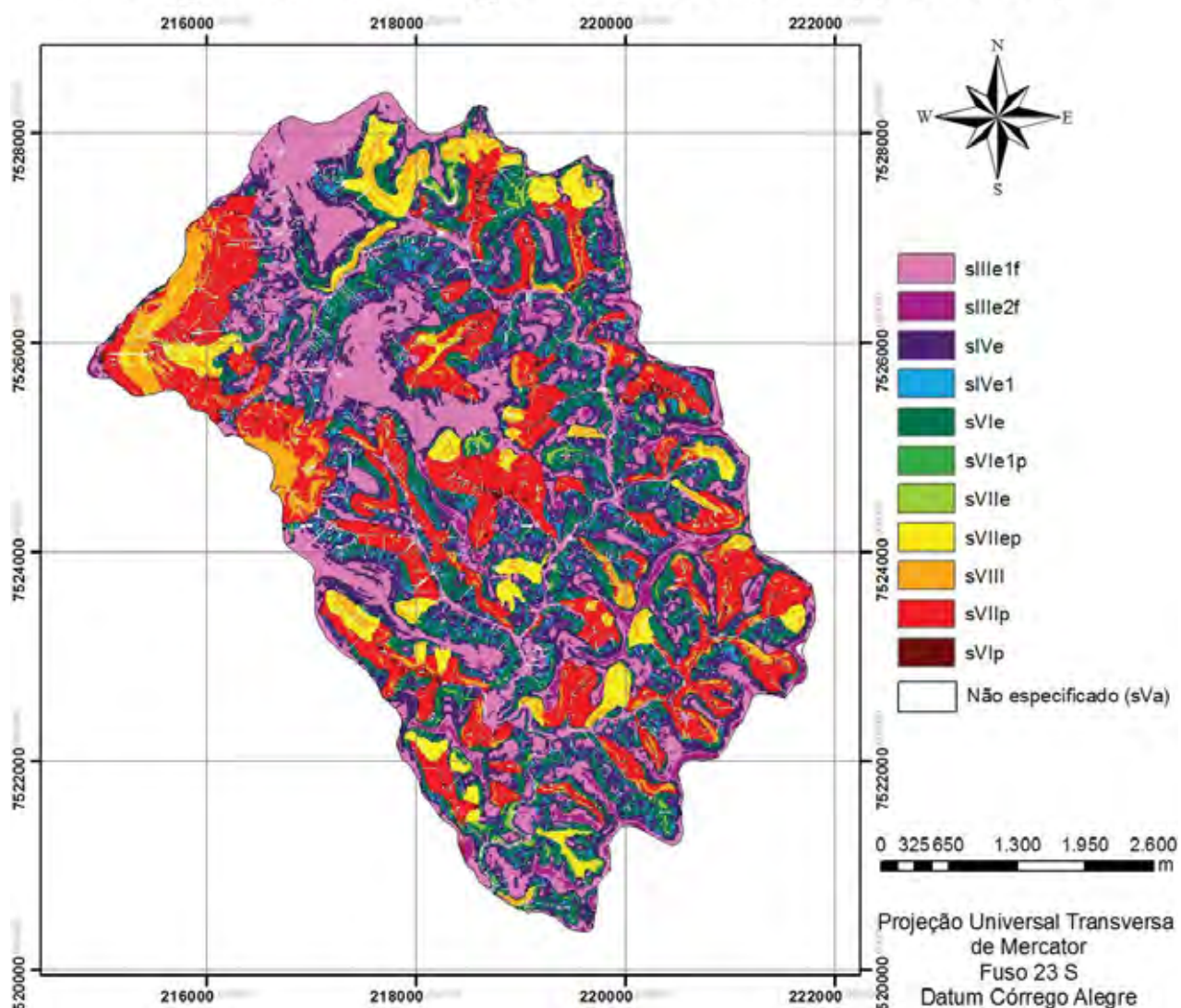


Figura 56. Classes de capacidade de uso sustentado da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

Com o cruzamento dos planos de informação referentes à carta de capacidade de uso sustentado da terra e uso das terras (cenário 2006) foi obtida a carta de adequabilidade do uso da terra na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (figura 57). A tabela 32 ilustra a ocorrência em área das classes adotadas.

Tabela 32. Adequabilidade do uso das terras na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

Adequabilidade do uso das terras (cenário 2006)		
Classes	Recomendação de uso	Área (%)
ADE1	Adequado, aceita a partir de ca	1,71
ADE3	Adequado, aceita a parti de pt	25,43
ADE5	Adequado, aceita a partir de re	0,28
ADE8	Adequado, reserva para abrigo	12,28
TOTAL		39,70
SBR4	Sobre utilizado, aceita a partir de pt	2,93
SBR5	Sobre utilizado, aceita a partir de re	0,42
SBR6	Sobre utilizado, aceita a partir de ca	1,11
SBR7	Sobre utilizado, aceita pt vedado	7,76
SBR8	Sobre utilizado, reserva para abrigo	1,10
TOTAL		13,32
SUB1	Sub utilizado, aceita a partir de ca	16,12
SUB3	Sub utilizado, aceita a partir de pt	3,54
SUB4	Sub utilizado, aceita pt vedado	3,34
TOTAL		23,00
APP		23,98
TOTAL		100,00

Adaptado: Nogueira (2000)

ca = cultura anual
pt = pastagem
re = silvicultura

ADE = uso adequado
SBR = uso sobre utilizado
SUB = uso sub utilizado

A classe SBR corresponde às áreas com uso inadequado da terra, as quais apresentam uso muito impactante para o local, requerendo modificações visando minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente. A sub classe SBR4 ocorre em 2,93% da área de estudo, correspondendo às áreas que deveriam apresentar usos a partir de pastagens, mostrando-se inadequado o uso com culturas anuais e perenes. A sub classe SBR5 ocorre em 0,42% da área de estudo, correspondendo às áreas que deveriam apresentar usos como silvicultura e mata nativa. Já a sub classe SBR6, a qual ocorre em 1,11% da área de estudo, corresponde às áreas que comportam usos a partir de culturas anuais, apresentando, no entanto, áreas com solo exposto. Também a sub classe SBR7, a qual ocorre em 7,76% da área de estudo, corresponde a áreas que deveriam apresentar usos a partir de pasto vedado². Por último tem-se a sub classe SBR8 ocorre em 1,10% da área de estudo, correspondendo a áreas que deveriam servir como reserva da flora e fauna

² Pasto vedado consiste no descanso de uma parte da área de pastagens da propriedade, antes do término do período chuvoso, com o objetivo de acumular e transferir forragem que será consumida no período da seca.

silvestre. No geral, 13,32% da área da bacia apresentam áreas com uso sobre utilizado.

Quanto a classe SUB a qual constitui áreas que poderiam abrigar tipos de uso da terra mais intensivos, tem-se as sub classes SUB1, SUB3 e SUB7. A sub classe 1 está presente em 16,12% da área de estudo, correspondendo às áreas que poderiam ser utilizadas com culturas anuais. Já 3,54% da área da bacia correspondem a áreas que poderiam ser utilizadas com pastagens. Por último, a sub classe 4, correspondente a 3,34% da área de estudo, representa as áreas que deveriam apresentar tipos de uso a partir de pasto vedado, podendo também ser utilizadas para silvicultura e manutenção da flora e fauna nativa. No geral, 23% da área de estudo apresentou áreas classificadas como sub utilizadas, sendo indicada a manutenção do uso atual ou a aplicação dos respectivos usos para cada sub classe listada.

No que tange as áreas classificadas como adequadas, tem-se um total de 39,70% da área de estudo com usos classificados como adequado.

A área de estudo apresentou 62,7% de uso da terra (em 2006) classificado como adequado e sub utilizado, demonstrando, no geral, que a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentou adequadas condições de uso da terra, o que favorece a conservação dos recursos naturais.

Adequabilidade do uso das terras para o cenário de 2006 na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande Ipeúna/SP

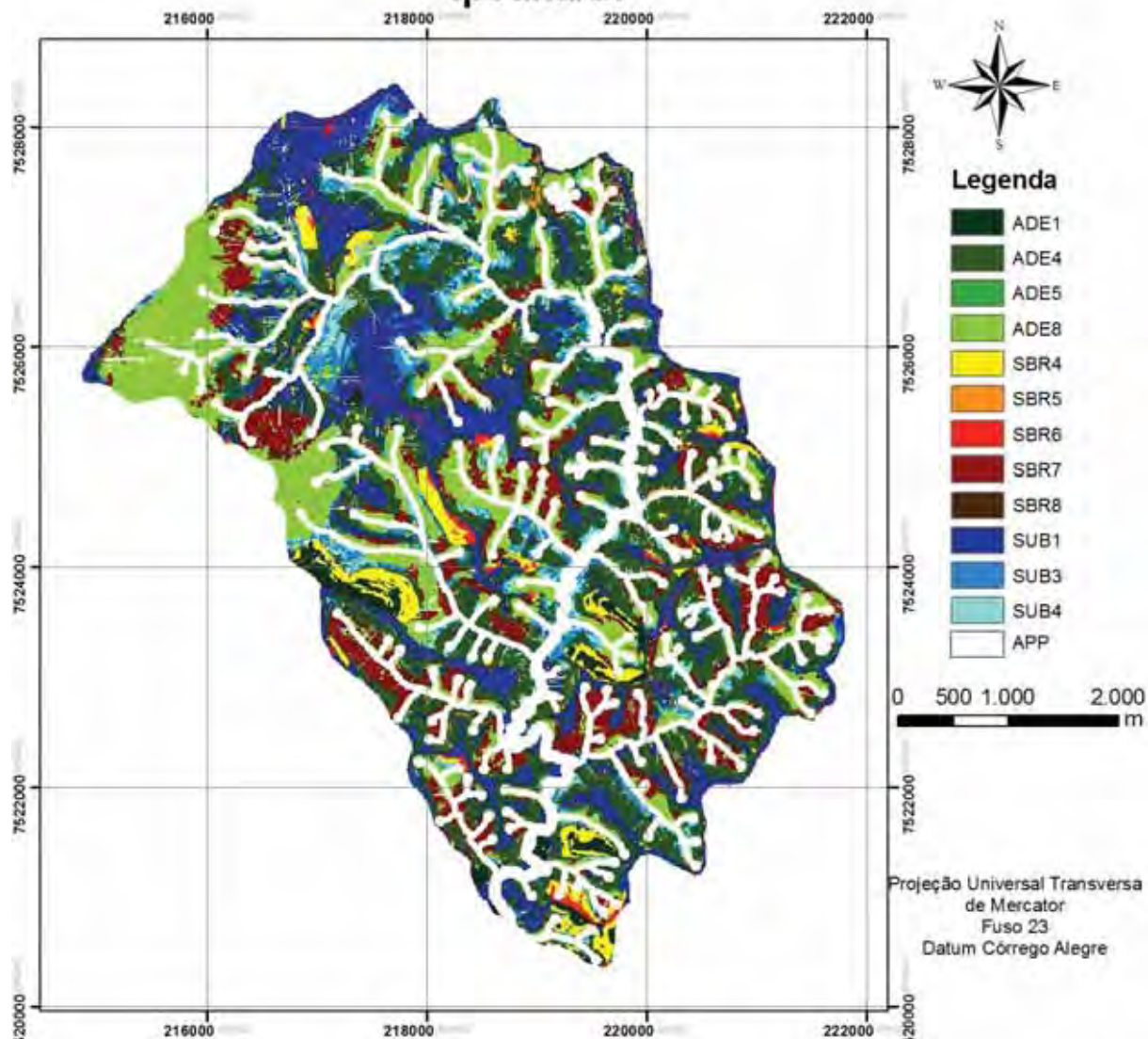


Figura 57. Adequabilidade do uso das terras na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, Ipeúna/SP.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A base cartográfica composta pelas cartas topográficas na escala de 1:10.000, assim como as imagens orbitais provenientes do sensor TM Landsat 5, fotografias aéreas e os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) utilizados, foram essenciais para a modelagem da erosão da área de estudo, assim como para a obtenção de dados do fator C (uso/cobertura do solo) a partir do NDVI (índice de vegetação de diferença normalizada) e do SR (Razão Simples). Isso indica que a obtenção de informações qualitativas a respeito da estimativa da perda de solo por erosão hídrica e os respectivos produtos desta modelagem podem ser obtidos a partir de produtos cartográficos simples e de imagens orbitais que são disponíveis gratuitamente. Tendo isto em vista, verifica-se que a aplicabilidade da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) assim como a estimativa de dados do fator C a partir do NDVI e do RS, podem ser conduzidas de forma simples para muitas regiões do país.

Da mesma maneira, a utilização da fotopedologia como técnica alternativa para a obtenção de esboços pedológicos mostrou-se uma importante ferramenta na medida em que torna-se uma opção para a caracterização de unidades de solo quando não se dispõe de levantamentos de detalhe obtidos por procedimentos convencionais.

Por sua vez, os valores do fator R (erosividade) demonstraram que há valores mais elevados de erosividade no norte da área de estudo, sendo que 84% do total anual do potencial erosivo se concentram nos meses de novembro a março. A aplicação do método proposto por Desmet e Govers (1996) para a obtenção do fator L (comprimento de vertente) apresentou bons resultados na área de estudo, sendo possível identificar as áreas de interflúvios assim como as áreas de concentração de água. Consequentemente, a modelagem do fator LS demonstrou de forma consistente as condições de variação de declividade e convergência/divergência de fluxo nas vertentes, permitindo que a modelagem de erosão hídrica seja também aplicada em bacias hidrográficas de relevo mais complexo.

A utilização das fotografias aéreas e imagens orbitais assim como dos aplicativos presentes nos SIGs, como a segmentação e a classificação não supervisionada, apresentaram-se como opções importantes na classificação e mapeamento do uso da terra.

Por sua vez, a obtenção dos mapas do fator C para os cenários analisados a partir das imagens NDVI e RS mostrou-se como uma técnica alternativa na obtenção de dados necessários para a quantificação dos riscos de erosão em uma bacia hidrográfica. Tal metodologia permitiu a associação dos valores NDVI com os valores do fator C, possibilitando a identificação de diferentes coberturas do solo a partir das imagens orbitais. Nesse contexto, os produtos oriundos das imagens NDVI mostraram-se mais eficientes quando da comparação com os produtos oriundos das imagens RS na medida em que houve maior similaridade das associações de valores NDVI com as cartas de uso da terra.

Quanto ao indicador potencial natural de erosão, predomina na área a classe PNE baixo, demonstrando que as características físicas da bacia, no geral, influenciam conjuntamente para poucas taxas de perdas potencial de solo por erosão hídrica. Os maiores valores de potencial natural de erosão se associam às áreas de maiores declividades (correspondentes as encostas de morros e áreas com declividade superior a 30%) correspondentes as vertentes com vales encaixados. Considerando o uso e manejo da terra (fator C), a área de estudo apresentou, predominantemente, perda de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) nula a pequena, sendo que os maiores valores estimados de perda de solo se associam às áreas de maiores declividades localizadas em encostas de morros e em vertentes com vales encaixados as quais apresentaram usos da terra voltados para pastagem e culturas anuais.

A classe de capacidade de uso da terra, assim como a classe de capacidade de uso sustentado da terra, possibilitou quantificar o uso agrícola da área de estudo, e, a partir da utilização das classes de capacidade de uso/manejo permissíveis, foi possível indicar as áreas da bacia em que o uso está ajustado às condições permissíveis determinadas pelas condições do meio físico.

Por fim, a utilização do SIG, assim como do Sensoriamento Remoto, foi eficiente para a obtenção dos objetivos propostos nesta pesquisa.

A utilização das informações oriundas da resposta espectral da vegetação na modelagem de erosão em uma bacia hidrográfica constitui tema a ser trabalhado em demais estudos visando melhorar as associações aqui expostas assim como efetuar correlações do fator uso/cobertura vegetal com as respostas espectrais dos vegetais.

6. BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, F. F. M. de. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Boletim Instituto Geográfico e Geológico**, 41, p. 169-263, 1964.

ALMEIDA, J. R. de, TERTULIANO, M. F. **Diagnose dos Sistemas Ambientais: Métodos e Indicadores**. In: CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. T. Avaliação e Perícia Ambiental. 4^o ed. Rio de Janeiro: Bertrand, 2002.

ANDRELLO, A. C. **Aplicabilidade do ¹³⁷Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos**. 2004. 192 f. Tese, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

ANDREOZZI, S. L. **Planejamento e Gestão de Bacias Hidrográficas: uma abordagem pelos caminhos da sustentabilidade sistêmica**: 2005. 151 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

ANTUNES, M. A. H., FREIRE, R. M. B., BOTELHO, A. da S., TONIOLLI, L. H. Correções Atmosféricas de imagens de satélites utilizando o modelo 6S. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 21.; 2003, Belo Horizonte/MG. **Anais...**, Belo Horizonte: CBC, 2003. 6p. Disponível em http://www.cartografia.org.br/xxi_cbc/174-SR21.pdf. Acesso em maio/2010.

AQUINO, L.H.M. de. **Análise de parâmetros biofísicos para indicação de áreas de risco de erosão através de técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas: o exemplo de uma sub-bacia de contribuição do reservatório de Peti (MG)**. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte, PUCMinas, 2002.

AQUINO, L.H.M. de; PINTO, S.A.F. Caracterização de indicadores de erosão na bacia do rio Santa Bárbara, entorno imediato do reservatório de Peti (MG). In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 21.; 2003, Belo Horizonte (MG). **Anais...**, São José dos Campos (SP), INPE, 2003.

ARAÚJO JUNIOR, G. J. L. D. **Aplicação dos modelos EUPS e MEUPS na Bacia do Ribeirão Bonito (SP) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 1997, 122f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, 1997.

ASSIS, A. F. **Conservação do solo**. Campinas: CATI, 1976. 41p.

ATLAS ambiental da Bacia do Rio Corumbataí. Rio Claro: CEAPLA, IGCE, UNESP, 2001. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas>>. Acesso em 01 mar 2009.

BAPTISTA, G.M.M. **Diagnóstico ambiental da perda laminar de solos por meio de geoprocessamento.** 1997, 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília. 1997.

BRASIL. **Lei Federal nº 4771/65**, de 15 de setembro de 1965, alterada pela Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2001.

BRASIL. **Resolução do CONAMA 302**, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2002a.

BRASIL. **Resolução do CONAMA 303**, de 20 de março de 2002, Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2002b.

BELLINAZI JUNIOR, R.; BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. Ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE CONTROLE DE EROSÃO RURAL NO ESTADO DE SÃO PAULO, 1981, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IBGE, 1981. p. 117-137.

BERLATO, M.A.; FONTANA, D.C. **El Niño e La Niña: impactos no clima, na vegetação e na agricultura do Rio Grande do Sul; aplicações de previsões climáticas na agricultura.** Porto Alegre: UFRGS, 2003. 110p.

BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. Manual técnico de manejo e conservação do solo e água: embasamento técnico do programa estadual de microbacias hidrográficas. Volume 1, n 38. **Manual CATI**, Campinas, 1993. 15 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 7. ed. São Paulo: Editora Ícone, 1986 - 2010.

BERTONI, J.; PASTANA, F.I.; LOMBARDI NETO, F. & BENATTI JUNIOR, R. **Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo, no Instituto Agrônomo.** Campinas, Instituto Agrônomo, 1972. 56p. (Circular, 20).

BLOISE, G. L. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; REATTO A.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. S. & CARVALHO, A. P. F. (2001). **Avaliação da Suscetibilidade Natural à Erosão dos Solos da Bacia do Olaria-DF. Planaltina**: Embrapa Cerrados. 1 CDROM. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 14).

BOCCO, G.; VALENZUELA, C.R. Integration of GIS and image processing in soil erosion studies using ILWIS. **ITC Journal**, v. 4, p. 309-319, 1988.

BOWKER, D. E., DAVIS, R. E., MYRICK, D. L., STACY, K., JONES, W. T. **Spectral Reflectances of natural Targets for use in Remote Sensing Studies**. Washington, DC, NASA, 1985 (NASA RP 1139).

BRAUN, W. A. G. Contribuição ao estudo da erosão no Brasil e seu controle. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 591-642, 1961.

CAMPBELL, J.B. **Introduction to remote sensing**. 2.ed. New York: Guilford Press, 1996. 622p.

CANTY, M.J.; NIELSEN, A.A.; SCHMIDT, M. Automatic radiométric normalization of multitemporal satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v.91, p.441-451, 2004.

CASSETI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. São Paulo: Contexto, 1991.

CASTRO, A.G. **Técnicas de sensoriamento remoto e sistemas geográficos de informações no estudo integrado de bacias hidrográficas**.1992. 145 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.1992.

CAVALLI, A. C. **Utilização de dados espectrais dos sensores TM/ LANDSAT-5 e AVHRR/NOAA-14 como indicadores de processos de degradação do solo**. 1999. 153p. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

CHAVEZ, Jr. P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote sensing of environment**, v. 24, p. 459-479, 1988.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise de sistemas de Geografia**. São Paulo: Hucitec, 1979.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2° ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda., 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blucher Ltda., 1981.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher. 1999. 236 p.

COSTA, A. L. C. **Estudo da vulnerabilidade à erosão com aplicação da Equacao Universal de perdas de solo na alta Bacia Hidrográfica do rio Jacaré Pepira, utilizando SIG/SPRING**. 2005. 168f. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

CORRECHEL, V. **Avaliação de Índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ¹³⁷C**. 2003. 79f. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ, Piracicaba, 2003.

CROSTA, A.P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Instituto de Geociências. Editora Unicamp. 1992. 170p.

DAI, X.; KHORRAM, S. The effects of image misregistration on the accuracy of remotely sensed change detection. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 36, n. 5, p. 1566-1577, 1998.

DE MARIA, I.C. & LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 263-270, 1997.

DE JONG, S. M. **Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a mediterranean environment**. 1994. 177f. Nederlandse geografische studies. France. Dept. Physical Geography, Utrecht University, 1994.

DE JONG, S.M., PARACCHINI, M.L., BERTOLO, F., FOLVING, S., MEGIER, J., DE ROO, A.P.J. Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. **Catena**, 37 (3–4), p. 291–308, 1999.

DE JONG, S.M., RIEZEBOS, H.T. SEMMED: a distributed approach to soil erosion modelling. In: Spiteri, A., **RemoteSensing '96: Integrated Applications for Risk Assessment and Disaster Prevention for the Mediterranean**. Balkema, Rotterdam, pp. 199–204, 1997.

DEMATTE, J. A. M. Capítulo III - **O sensoriamento remoto – fotointerpretação e fotopedologia**. Material de aula: Sensoriamento remoto aplicado a Levantamento de solos. Pós Graduação em Ciências do Solo e Nutrição de Plantas. ESALQ/USP, 2009.

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

DOBSON, J.C. A conceptual framework for integrating Remote Sensing, GIS and Geography. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 59:1491-1496, 1993.

DONZELI, P.L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S.A.F.; NOGUEIRA, F.P.; ROTTA, C.L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para o planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. Campinas, **Documentos IAC**, v. 29, p.91-119,1992.

ESTES, J.E.; McGUIRE, D.J.; FLETCHER, G.A.; FORESMAN, T.W. Coordinating hazardous waste management activities using geographical information systems. **International Journal of Geographical Information Systems**,1(4):359-377,1987.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 1999.412 p.

EPIPHANIO, J. C. N., FORMAGGIO, A. R. Abordagens de uso de número digital e de reflectância em sensoriamento remoto com dados de satélite. In.: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 5., 1988. Natal. **Anais...**, São José dos Campos: INPE, 1988, p. 400-405.

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION. A framework for land evaluation. **Soils Bulletin** n.32, 1995.

FEITOSA, M. V. **Variação temporal do Índice de Vegetação (NDVI) correlacionada ao uso e manejo do solo para a estimativa da erosão**. 2006. 128f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas, 2006.

FERNANDÉZ, G. A. V, **Análise da erosão do solo usando a EUPS, através de técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento**.1996. 143f Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE. São José dos Campos, 1996.

FREIRE, O. Uso agrícola do solo: impactos ambientais. In: QUEIROZ, T. A. **Análise ambiental: estratégias e ações**. Rio Claro: Editora LTDA, 1995.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de Geoprocessamento**. 2002. 118f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ/USP, Piracicaba, 2002.

GALETI, P. A., **Práticas de controle á erosão**. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, São Paulo, 1973.

GAMEIRO, M. G. **Avaliação de métodos para obtenção dos fatores “L” e “S” da EUPS numa microbacia, via geoprocessamento e banco de dados**. 1997. 118f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, São José dos Campos, 1997.

GARCIA, G. J. **Sensoriamento remoto: Princípios e interpretação de imagens**. São Paulo: Nobel, 1982.

GLERIANI, J. M.; ANTUNES, M. A. H.; EPIPHANIO, J. C. N. Coeficientes da transformação espectral tasseled cap para uma cena com predomínio de latossolo roxo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11, 2003, Belo Horizonte. **Anais** Belo Horizonte, INPE, p. 101-107, 2003.

GRAÇA, P. M. L. de A. **Monitoramento e caracterização de áreas submetidas à exploração florestal na Amazônia por técnicas de detecção de mudanças**. 2004. 275f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE. São José dos Campos, 2004.

GREGORY, K. L., WALLING, D. R. **Drainage Basin from and process: a geomorfological approach**. London: Edward Arnold, 1985.

GOODCHILD, M.F. A spatial analytical perspective on geographical information systems. **International Journal of Geographical Information Systems**, 1 (4):327-334, 1987.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: Conceitos, Temas e aplicações**. 2 edição. Rio de Janeiro: Bertrand, 2005.

GURTLER, S.; EPIPHANIO, J. C. N.; LUIZ, A. J. B.; FORMAGGIO, A. R. **Planilha eletrônica para o cálculo da reflectância em imagens TM e ETM+ LANDSAT**. Revista Brasileira de Cartografia, Rio de Janeiro, v. 2, n. 57 p. 162-167, 2005.

HALL, F.G.; STREBEL, D.E.; NICKESON, J.E.; GOETZ, S.J. Radiométric rectification: toward a common radiométric response among multidade, multisensor images. **Remote Sensing of Environment**, v.35, n.1, p.11-27, Jan. 1991.

HUDSON, N.W. and JACKSON, D.C. Results achieved in the measurement of erosion and runoff in Southern Rhodesia. **Proceedings of the Third Inter-African Soils Conference**. Dalaba: 575–83, 1959.

HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing Environment**, v. 25, p. 53-70, 1988.

HUETE, A.R., JACKSON, R.D, Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies, **Remote Sens. Environ**, v. 25, p.89-105, 1988.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-NE-D**. Escala 1:10.000, 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-SE-B**. Escala 1:10.000, 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-NE-F**. Escala 1:10.000, 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-NO-E**. Escala 1:10.000, 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-SE-S**. Escala 1:10.000, 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (São Paulo). Folha: **SF-23-Y-A-I-3-SO-A**. Escala 1:10.000, 1979.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1981.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Orientações para o combate à erosão no Estado de São Paulo - bacia do Peixe - Paranapanema. São Paulo, **IPT-Relatório Técnico** n.23.739, 1986.

ITALIANO, W. L. et al. Técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica aplicadas no Projeto de gestão hídrica do município de

Jaboticabal-Córrego Rico Limpo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11, 2003, Belo Horizonte. **Anais....** São José dos Campos: INPE, 2003.

JACKSON, R. D.; HUETE, A. Interpreting vegetation indices. **Preventive Veterinary Medicine**, v. 11, p.185-200, 1991.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. In. **Ozean Journal of Applied Sciences** v 3, n 1, p. 77-85, 2010. Disponível em http://ozelacademy.com/OJAS_v3n1_8.pdf. Acesso em set.2010.

KOFFLER, N.F. **Sistema de análise ambiental para planejamento agrícola**. Versão 2.0. Rio Claro: CEAPLA, 1993. 35p.

KOFFLER, N. F. Carta de declividade da bacia do Rio Corumbataí para análise digital (SIG). **Geografia**, Rio Claro, v. 19, n. 2. p. 167-182, 1994.

LAL, R. Erodibility and erosivity. In: LAL, R. et al. **Soil erosion research methods**. Washington: Soil and Water Conservation Society, 1988. p. 141-160.

LAL, R. Trends in word agricultural use: potencial and constraints. In: LAL, R.; STEWART, B. (Ed). Soil Management, experimental basis for sustainability and environmental quality. **Boca Raton: CRC Press**, 1995. P521-535.

LANDIM, P. M. B. **O Grupo Passa Dois (P) na Bacia do Rio Corumbataí (SP)**. 1967. 98f. Tese (Doutorado em Geociências). Faculdade de Filosofia de Ciências e Letras, Rio Claro, 1967.

LANG, R.D. and MCCAFFREY, L.A.H. 1984. Ground cover: its effects on soil loss from grazed runoff plots,Gunnedah. **Journal of the Soil Conservation Service NSW** 40: 56–61.

LEONARDI, S. S.; SOUZA, S. M.; FONSECA, L. M. G. Comparação do desempenho de algoritmos de normalização radiométrica de imagens de satélite. In: Simpósio Brasileiro Sensoriamento Remoto, 11, 2003, Belo Horizonte, **Anais....**, INPE, p. 2063 – 2069

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, 178p.

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema**

de capacidade de uso. 4ª aproximação, 2ª imp. rev. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175p.

LIMA, E.R.V. **Análise espacial de indicadores da erosão do solo através de técnicas estatísticas e de geoprocessamento, com apoio do modelo EUPS.** 2000. 296f. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

LIN, C. W.; LIN, W. T.; CHOU, W. C. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. In. **Soil & Tillage Research** v 68, p. 143-152, 2002.

LIU, H. Q.; HUETE A. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 33: 457-465, 1995.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da Chuva: Sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, 51(2):189-196, 1992.

MAGUIRE, D.J.; GOODCHILD, M.F.; RHIND, D.W. **Geographical Information Systems.** New York, Longman Scientific & Technical, 1994.

MANNIGEL, A. R.; PASSOS e CARVALHO, M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. **Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo.** Acta Scientiarum, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARBLE, D.F.; PEUQUET, D.J. (eds). Geographic Information Systems and Remote Sensing. Chapter 22, vol.1, **Manual of Remote Sensing.** American Society of Photogrammetry (USA), 1983.

MARKHAM, B. L.; BARKER, J. L. Landsat MSS and TM post calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperature. **EOSAT Landsat Technical Notes**, N 1, August, 8p., 1986.

MEYER, L.D.; HARMON, W.C. Interrill runoff and erosion: Effects of row-sideslope shape, rain energy, and rain intensity. **Transactions of the ASAE**, St Joséph, v.35, n.4, p.1199-1203, 1992.

MELLO, M. P. de. **Classificação espectro-temporal de imagens orbitais para o mapeamento da colheita da cana-de-açúcar com queima da palha.** 2009. 130f.

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE, São José dos Campos, 2009.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 9 set. 2009.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 1a Edição. São José dos Campos, SP. p. 250. 2001.

MOREIRA, R. J. Críticas ambientalistas à revolução verde. **Revista Estudos Sociedade e Agricultura**, Rio de Janeiro, v. 15, p. 39-52, 2000.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 3^o ed. Inglaterra: Blackwell Publishing. p.304. 2005.

MORGAN, K.M., NALEPA, R. Aplicación of aerial photograph end computer analisys to the USLE for áreawide erosion studies. **Journal of Soil and Water Conservation**. 37 (6): 374-59, 1982.

MORRISON, R.B.; COOLEY, M.E. Application of ERTS-1 multispectral imagery to monitoring the present episode of accelerated erosion in Southern Arizona. In: **NASA. Symposium on Significant Results Obtained from the Earth Resources Technology Satellite-1**. Proceedings of Symposium held at New Carralton, M.D., Mar.5-9, 1973, Washington, D.C., 1973, v.1, section A, p.283-290. (NASA SP 327).

NAGHETTINI, M; PINTO, E. J. de A. **Hidrologia Estatística**, Belo Horizonte: CPRM Serviço Geologico do Brasil, 2007, 552p.

NIELSEN, A.A.; CONRADSEN, K.; SIMPSON, J.J. Multivariate alteration detection (MAD) and MAF processing in multispectral, bitemporal image data: New approaches to change detection studies. **Remote Sensing of Environment**, New York, v.64, n.1, p.11-19, 1998.

NOGUEIRA, F. P. **Uso agrícola sustentado das terras do município de Vera Cruz, SP: proposta metodológica**. 2000. 84f. Tese (Doutorado em Geociência e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2000.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto – Princípios e Aplicações**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1992.

OLIVEIRA, A. M. M. D **Análise da Dinâmica do Uso da Terra: O estudo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão São João, SP.** 2000. 127f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

OLIVEIRA, J. B., PRADO, H. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos.** II Memorial Descritivo, Campinas: Instituto Agrônômico, 1984. 118p.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M. & CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida.** Campinas, Instituto Agrônômico/EMBRAPA Solos. Campinas. 1999. 64p.

PASCHOAL, A. D. Modelos sustentáveis de agricultura. **Agricultura Sustentável**, Jaguariúna, v. 2, n. 1, p. 11-16, 1995.

PRADO, H. **Solos do Brasil: Gênese, Morfologia, Classificação, Levantamento e Manejo.** 3 ed. Piracicaba, 2003, 275 p.

PEREIRA, L. H.; PINTO, S.A.F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Corumbataí – SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas. In: Simpósio Brasileira de Sensoriamento Remoto, 13, 2007 Florianópolis (SC), **Anais...**, São José dos Campos – SP: INPE, p. 1321-1328, 2007.

PERSON, R. L.; MILLER, R. D. Remote mapping of starting crop biomass for estimate of the productivity of the shortgrass prairie. In. **International Symposium on Remote Sensing and Environment**, 8. Ann Arbor, 1972. Proceedings. Ann Arbor : MI, ERIM, 1972. v. 2, p. 1355-1373.

PINTO, S.A.F. **Utilização de técnicas de sensoriamento remoto para a caracterização de erosão do solo no SW do Estado de São Paulo.** 1983.122f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). São José dos Campos, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE, 1983.

PINTO, S.A.F. **Sensoriamento Remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão de solos.** 1991, 149f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

PINTO,S.A.F. **Contribuição metodológica para análise de indicadores da erosão do solo utilizando técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelo predictivo.** 1996, 136f. Tese (Livre-Docência). Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1996.

PONZONI, F.J. Comportamento Espectral da Vegetação. In: MENESES, P.R.; MADEIRA NETO, J.S., (Eds). **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: UNB/EMBRAPA, 2001.

PONZONI, F. J., SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

PRADO, H. **Solos do Brasil-gênese, morfologia, classificação, levantamento, manejo agrícola e geotécnico**. 3 ed. Piracicaba. 2003.

PRADO, H.; OLIVEIRA, J.B & ALMEIDA, C.L.A. **Levantamento pedológico semi-detalhado do Estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos**. Campinas. Instituto Agrônomo, 1981. Escala 1:100.000.

PRUSKI, F. F. **Conservação do solo e da água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Editora UFV. 2006.

RICHARDSON, A. J. WIEGAND, C. L. Distinguishing vegetation from soil background information. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 43, n. 12, p. 1541-1552, 1977.

ROSSATI, J. C. **Detecção da doença “mela-das-sementes da braquiária” em gramíneas forrageiras através de técnicas de sensoriamento remoto**. 2006. 162f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas). Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2006.

ROUSE J.W., HAAS R.H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS, Proceedings, **3rd ERTS Symposium**, D. C.: NASA. Goddard Space Flight Center, vol.1, p. 309-317. 1973.

SACHS, I. **Gestão negociada e contratual da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2000.

SANTOS, E. R. **Caracterização ambiental das cabeceiras do Rio Aquidauana/MS e identificação dos impactos do uso e ocupação na qualidade dos recursos hídricos**. 2000. 127f. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

SANTOS, R.F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Of. de Textos, 2004.

SAVABI, M.R. Modeling subsurface drainage and surface runoff with WEPP. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, 119:801-813, 1993.

SCHOBENHAUS, C. **Geologia do Brasil**. Brasília, DNPM, 1984, p 501.

SILVA, A. M.;SCHULZ, H. E;CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003. 138 p.

SILVA, V. C. da. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do rio Paracatu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, n. 1, p.29-34, 2003.

SIVAL, A. S da. **Análise Morfológica dos solos e erosão**. In. GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. Erosão e conservação dos solos: Conceitos, Temas e aplicações. 2 ed. Rio de Janeiro, 2005.

SIVERTUN, A.; REINELF, L.E.; COSTENSSON, R. A GIS method to aid in non-point source critical area analysis. **International Journal of Geographical Information Systems**, 2(4):365-378, 1988.

SOUTO, A. R. CRESTANA, S. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnica de SIG em uma microbacia hidrográfica. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.4, n.3, p.429-435, 2000.

SOUZA, M. L. **Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e à gestão urbanos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 560p.

STRAHLER, A.N. Quantitative slope analysis. **Bulletin of the Geological Society of America**, 67:571-596, 1956.

TOMLINSON, R.F. Current and potential uses of geographical information systems- the North American experience. **International Journal of Geographical Information Systems**, v. 1, p. 203-218, 1987.

TRICART, J. As relações entre a morfogênese e a pedogênese. **Notícias Geomorfológicas**. Campinas, v.8, n. 15: p. 5-18, 1968.

TRICART, J.; CAILLEUX, A. **Introduction à la Géomorphologie Climatique**. Paris, Société d'Éditions d'Enseignement Supérieur, 1956.

TUCCI, C. M. I. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade/Edusp/ABRH, 2000.

TUCKER, C. J., AND SELLERS, P. J. **Satellite remote sensing of primary productivity**. International Journal of Remote Sensing, v.7, n. 11, p.1395-1416. 1986.

U.S.D.A. Soil Conservation Service. **Guide for soil conservation surveys**. Washington, 1948.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na Bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001.162 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALERIANO, M. M. **Estimativa de variáveis topográficas por geoprocessamento para modelagem da perda de solos**. 1999. 146f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

VALÉRIO FILHO, M. **Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de Bacias Hidrográficas**. In: FERREIRA, M.E. & CRUZ, M.C.P. Solos Altamente Suscetíveis à Erosão. Jaboticabal: Faculdade Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP - Jaboticabal e Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, p. 223-242, 1994.

VEIGA FILHO, A. A.; SOUZA, M. V. M.; MARTIN B, N. B.; YANAGUISH, C. T.; MATSUNAGA, M. Análise de investimentos em adoção de tecnologias e conservação do solo no estado de São Paulo. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 39, n.1, p.133-154, 1992.

VALLE JUNIOR, R. F. do. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 2008. 220f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

VAN DER KNIJFF, J.M., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L. (2000), *European Soil Erosion Risk Assessment*. EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE GENERAL JRC JOINT RESEARCH CENTRE, Space Applications Institute European Soil Bureau.

VENEZIANI JUNIOR, J. C. T. **Utilização de Índices de Vegetação para estimativa da Proteção do Solo pela cobertura Vegetal: Uma contribuição para o uso da**

Equação Universal das Perdas de solo. 2004. 137f. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

VERMOTE E, TANRE D, DEUZE JL, HERMAN M & MORCRETTE JJ. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S), 6S User's Guide Version 1. **NASA-GSFC**, Greenbelt, Maryland, 134 p.,1996.

VIEIRA, L.S., **Manual da Ciência do Solo.** São Paulo, Editora Agronômica Ceres, 1975.

WANG, G., WENTE, S., GERTNER, G.Z., ANDERSON, A. Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods with Landsat Thematic Mapper images. In **International Journal of Remote Sensing** v. 23, n.18, p. 3649–3667, 2002.

WEILL, M.A.M. **Estimativa da erosão do solo e avaliação do seu impacto na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP), através do Índice de Tempo de Vida.** 1999. 100f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

WILLIAMS, J. R. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. **USDA**, p. 244-251. 1975.

WILSON, J.P Estimating the topographic factor in the universal soil loss equation for watersheds. **Journal soil and water conservation.** Ankeny, v. 41, n.3, p.179-184, 1986.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions of th American Geophysical Union**, v.39, n. 2, p.285–91, 1958.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Washington: **Department of Agriculture**, n. 282, 1965.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington: **Agriculture Handbook**, n 537, 1978.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions American Geophysical Union** , Washington, v. 39, n. 2, p.285-291, 1985.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSCH, D.D. & ANDERSON, W.P. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal Soil Water Conservation**, v. 44, p.168-173, 1989.