

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ESTIMATIVA DE PERDAS DE
SOLO POR EROSÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DAS
PEROBAS, MUNICÍPIO DE SANTA CRUZ DO RIO PARDO – SP**

JULIO CESAR DEMARCHI

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Mestre em
Agronomia (Energia na Agricultura)

BOTUCATU – SP
Novembro - 2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ESTIMATIVA DE PERDAS DE
SOLO POR EROSÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DAS
PEROBAS, MUNICÍPIO DE SANTA CRUZ DO RIO PARDO – SP**

JULIO CESAR DEMARCHI

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Célia Regina Lopes Zimback

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Mestre em
Agronomia (Energia na Agricultura)

BOTUCATU – SP
Novembro - 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Demarchi, Julio Cesar, 1986-
D372g Geotecnologias aplicadas à estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP / Julio Cesar Demarchi. - Botucatu : [s.n.], 2012
xv, 150 f. : il. color., tabs., fots., maps.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2012
Orientador: Célia Regina Lopes Zimback
Inclui bibliografia

1. Equação universal de perdas de solo. 2. Solos - Análise - Modelos matemáticos. 3. Modelagem de dados. 4. Sensoriamento remoto. 5. Sistemas de informação geográfica. 6. Solo - Uso - Planejamento. I. Zimback, Célia Regina Lopes. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ESTIMATIVA DE PERDAS DE SOLO POR EROÇÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DAS PEROBAS, MUNICÍPIO DE SANTA CRUZ DO RIO PARDO - SP"

ALUNO: JULIO CESAR DEMARCHI

ORIENTADOR: PROFA. DRA. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

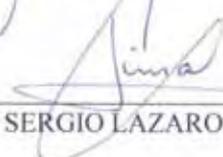
Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFA. DRA. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK



PROFA. DRA. MARIA CRISTINA PERUSI



PROF. DR. SERGIO LAZARO DE LIMA

Data da Realização: 19 de dezembro de 2012.

“Quanto mais somos em humildade, tanto mais próximos estamos da nobreza”.

(Rabindranath Tagore)

“... Cada um de nós compõe a sua história e cada ser em si carrega o dom de ser capaz, de ser feliz”.

(Almir Sater / Renato Teixeira)

OFEREÇO

A *Deus*, pela vida a mim concedida, por todas as conquistas e graças a mim concedidas, pelo amparo nos momentos difíceis e por me manter equilibrado diante das adversidades. Tudo posso Naquele que me fortalece!

Ao meu pai,

José Florindo, que partiu desta vida no início do curso de mestrado, pelo exemplo de retidão, seriedade e humildade e pela força que sempre me deu para alcançar meus objetivos. Tenho certeza de que, como agricultor, está muito feliz em ter um filho mestre em Agronomia.

À minha mãe,

Leonice, minha companheira de todos os momentos e exemplo de amor e dedicação aos filhos e a todos, por todas as renúncias e sacrifícios empreendidos para que eu pudesse conduzir meus estudos, e pelo colo e ombro amigo sempre disposto a me acolher durante as dificuldades.

Às minhas irmãs,

Lilian e Juliana, melhores exemplos de luta e perseverança, pelo carinho, brigas e por todos os momentos até aqui vividos que indubitavelmente me fizeram uma pessoa melhor.

AGRADEÇO

À minha orientadora, **Prof^a. Dr^a. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK**, por todos os ensinamentos e orientações a mim dispensados, pela confiança, pela total dedicação ao crescimento de seus alunos como pesquisadores e como pessoas, mas principalmente pela amizade construída durante estes anos de saudável convivência.

À Prof^a. Dr^a. **MARIA CRISTINA PERUSI** e ao Prof. Dr. **EDSON LUÍS PIROLI**, meus grandes mestres da graduação e os grandes responsáveis pela realização do mestrado, a quem procuro sempre me espelhar como pesquisador, como ser humano e cidadão. Não tenho dúvida de que sem a confiança e ajuda deles, tudo teria sido mais difícil.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de vida e de sabedoria.

Agradeço imensamente ao Prof. Dr. Paulo Fernando Cirino Mourão e à Prof^a. Dr^a. Andréa Aparecida Zacharias, Coordenador e Vice-Coordenadora Executiva da Unesp – Câmpus de Ourinhos, pela concessão do afastamento do trabalho para cursar as disciplinas e realizar a pesquisa do mestrado, sem o qual a realização da pós-graduação não seria possível.

À Coordenadoria do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Energia na Agricultura), representada pelos Profs. Drs. Marco Antonio Martin Biaggioni, Adriano Wagner Ballarin e Zacarias Xavier de Barros, pelo apoio total aos discentes e excelente gestão do programa;

A todas as pessoas que colaboraram na realização dos trabalhos de campo: tio Valdir, amigo Domingos, primo Ronaldo, servidor da Unesp Jakson, aluno de graduação Wilyan, tio Simeão e minha mãe Leonice, pessoas que não hesitaram em sujar suas roupas e fazer esforço físico para me ajudar nas amostragens de solo.

À Prof^a. Dr^a. Carla Cristina Reinaldo Gimenes de Sena, pelo “apoio moral”, grande incentivo e amizade construída durante a convivência no trabalho.

Ao meu cunhado Marcos, pelo apoio e por ter-me aberto as portas de sua casa durante as viagens semanais a Botucatu.

Aos amigos do Grupo de Estudos e Pesquisas Agrárias Georreferenciadas (GEPAG), pelos poucos, mas enriquecedores momentos que passamos juntos, pela ajuda nos assuntos acadêmicos e pelo constante incentivo e partilha das inseguranças, dúvidas e conquistas, em especial à Alessandra, Ana Paula, Anderson, Fábio, Bruna, Thiago, Diego, Juliano, Jorgiana, Ramon, Waylson, Lessa, Buri, Francienne, Leslie, Nádia, Paula e Indiamara.

Ao Prof. Dr. Sérgio Lázaro de Lima e à Prof^a. Dr^a. Maria Helena Moraes, pelos ensinamentos prestados ao longo do curso.

Ao Rodrigo José Pisani, pela incansável e valiosa ajuda nos mapeamentos e uso dos SIGs, por sempre tirar minhas dúvidas e pelo incentivo nos momentos difíceis.

Aos meus colegas de trabalho, que “seguraram as pontas” durante minhas ausências para a realização do mestrado e pela amizade que se fortalece a cada dia. A lista é grande, então não citarei nomes.

Aos amigos do trajeto diário “Santa Cruz – Ourinhos” Leandro, Adolfo e Diogo.

Aos funcionários da FCA, em especial aos servidores da Biblioteca e do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo.

Aos amigos (alunos e ex-alunos) da Unesp – Ourinhos: Juliana Alves, Wellington Domingos, Lucinda, Éolo, Weslei Reghini, Wesley Arcassa, Aline Louise, Franciele, Ticiane, Gabriel Damasceno, Juliana Zanata, Camila Al Zaher, Régis Rosseto e Lucas Vituri.

Aos amigos Sílvio Ienaga, Célia Piccin, Karina Delgado e Domingos e aos primos Carlos Henrique e Adriana.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE FIGURAS.....	XIV
RESUMO.....	1
SUMMARY.....	3
1 INTRODUÇÃO.....	5
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	8
2.1 Geotecnologias e análise ambiental.....	8
2.1.1 Fotointerpretação e fotopedologia.....	8
2.1.2 Sensoriamento Remoto.....	9
2.1.3 Sistemas de Informação Geográfica.....	11
2.2 Erosão do solo.....	13
2.3 Modelos de estimativa de erosão laminar: a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE).....	15
2.3.1 Fator R (Erosividade da chuva).....	16
2.3.2 Fator K (Erodibilidade do solo).....	18
2.3.3 Fator LS (Comprimento de rampa e declividade).....	20
2.3.4 Fator C (Uso e manejo do solo).....	27
2.3.5 Fator P (Práticas conservacionistas).....	28
2.3.6 Vantagens e limitações da USLE/RUSLE.....	30
2.4 Aplicações da USLE/RUSLE na estimativa de perdas de solo por erosão.....	31
2.5 Capacidade de uso da terra.....	36
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	40
3.1 Material.....	40
3.1.1 Descrição da área de estudo.....	40
3.1.2 Material cartográfico.....	46
3.1.3 Imagens orbitais e fotografias aéreas.....	46
3.1.4 Amostras de solos.....	48
3.1.5 Dados pluviométricos.....	48

	Página
3.1.6 Sistemas computacionais.....	49
3.2 Metodologia.....	49
3.2.1 Elaboração da base cartográfica da área de estudo.....	49
3.2.1.1 Fusão de imagens ALOS.....	50
3.2.2 Levantamento detalhado de solos.....	50
3.2.2.1 Delimitação prévia das unidades de solos em fotografias aéreas e planejamento da amostragem.....	51
3.2.2.2 Amostragem de solo.....	52
3.2.2.2.1 Análises físicas de solo.....	54
3.2.2.2.2 Análises químicas de solo.....	54
3.2.2.3 Classificação e elaboração do mapa de solos.....	55
3.2.3 Obtenção dos fatores do modelo RUSLE.....	58
3.2.3.1 Cálculo da erosividade da chuva (fator R).....	58
3.2.3.2 Mapeamento da erodibilidade do solo (fator K).....	59
3.2.3.3 Elaboração do mapa do fator LS (comprimento de rampa e declividade).....	60
3.2.3.4 Mapeamento de uso do solo e do fator C (uso e manejo do solo).....	61
3.2.3.5 Elaboração do mapa de práticas conservacionistas (fator P).....	62
3.2.3.6 Determinação do Potencial Natural de Erosão (PNE).....	63
3.2.3.7 Determinação da perda de solo (modelo RUSLE).....	64
3.2.4 Tolerância de perda de solo.....	65
3.2.5 Cálculo da capacidade de uso-manejo permissível ou risco de erosão natural.....	66
3.2.6 Determinação do risco de erosão simulado (es).....	67
3.2.7 Cálculo da expectativa de erosão (ee).....	68
3.2.8 Análise de correlação linear e regressão linear entre fatores da RUSLE e perda de solo.....	69
3.2.9 Elaboração do mapa de capacidade de uso da terra.....	70
3.2.10 Simulação de perda de solo.....	76
3.2.10.1 Adequação do uso e manejo à capacidade de uso da terra.....	76

	Página
3.2.10.2 Ocupação com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível.....	78
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
4.1 Caracterização ambiental e agrícola da sub-bacia hidrográfica.....	79
4.1.1 Erosividade da chuva (fator R).....	79
4.1.2 Solos.....	81
4.1.2.1 Levantamento detalhado de solos.....	81
4.1.2.2 Erodibilidade do solo (fator K).....	84
4.1.2.3 Tolerância de perda de solos.....	86
4.1.3 Relevo.....	90
4.1.3.1 Declividade.....	90
4.1.3.2 Comprimento de rampa e declividade (fator LS).....	92
4.1.4 Uso e manejo do solo (fator C).....	93
4.1.5 Práticas conservacionistas (fator P).....	97
4.1.6 Capacidade de uso da terra.....	100
4.2 Diagnóstico de perda de solo por erosão.....	108
4.2.1 Potencial Natural de Erosão (PNE).....	108
4.2.2 Estimativa de perda de solo (modelo RUSLE).....	110
4.2.3 Risco de erosão natural (e) ou capacidade de uso-manejo permissível.....	114
4.2.4 Risco de erosão simulado (es).....	117
4.2.5 Expectativa de erosão (ee).....	120
4.3 Simulação de perda de solo.....	122
4.3.1 Adequação do uso, manejo e práticas conservacionistas à capacidade de uso da terra.....	123
4.3.2 Ocupação com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível.....	130
4.4 Considerações finais.....	135
5 CONCLUSÕES.....	138
6 REFERÊNCIAS.....	140

LISTA DE TABELAS

Nº	Página
1	Valores do fator P para algumas práticas conservacionistas..... 29
2	Subfator P para áreas agrícolas terraceadas.....30
3	Subclasses de capacidade de uso da terra e fatores limitantes..... 38
4	Características dos sensores dos satélites Landsat-5, ALOS e IRS-P6..... 47
5	Estações pluviométricas: localização e denominação..... 48
6	Valores do fator C (uso e manejo do solo) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 62
7	Classes de Potencial Natural de Erosão (PNE)..... 64
8	Classes indicativas de perda de solo.....65
9	Fatores de correção f em função da relação textural (RT) da fração argila.....66
10	Classificação do índice de erosão natural (e) ou $C_{\text{permissível}}$ relacionado à capacidade de uso da terra.....67
11	Classificação do risco de erosão simulado (es)..... 68
12	Classificação da Expectativa de erosão (ee).....69
13	Critérios de julgamento das classes de capacidade de uso da terra..... 71
14	Classificação e notas atribuídas aos intervalos de pH e V %..... 73
15	Classificação e notas atribuídas aos intervalos de CTC e matéria orgânica.....73
16	Classificação da fertilidade aparente em função da somatória das notas atribuídas aos atributos químicos dos solos..... 73
17	Critérios de determinação da permeabilidade e drenagem dos solos..... 74
18	Notas atribuídas ao tipo de solo e à declividade em relação à contribuição para o deflúvio..... 74
19	Intervalos de enquadramento dos critérios de deflúvio..... 75
20	Usos, manejos (fator C) e práticas conservacionistas (fator P) adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas para estimativa de perda de solo por erosão..... 77

Nº	Página
21 Precipitação média mensal, índice de erosão (EI) médio mensal e EI acumulado (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ e %) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	80
22 Unidades de solo presentes na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	81
23 Erodibilidade dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas (t.ha.h.ha ⁻¹ .MJ ⁻¹ .mm ⁻¹) por classe de solo.....	84
24 Valores médios de textura e densidade do solo dos horizontes superficiais e subsuperficiais, profundidade dos horizontes, relação textural da fração argila e fator f das classes de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	87
25 Tolerância de perda dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹) por classe de solo.....	88
26 Classes de declive e respectivas áreas na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	91
27 Classes de fator LS da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	93
28 Usos e manejos do solo e respectivas áreas na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	95
29 Práticas conservacionistas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	98
30 Critérios de julgamento para determinação da capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.....	101
31 Classes de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	104
32 Classes de Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	108
33 Classes de perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	112
34 Correlação e regressão linear entre os fatores da RUSLE e a variável A (perda de solo).....	113
35 Classes de risco de erosão natural (e) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	116
36 Classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	119

Nº	Página
37 Classes de expectativa de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas.....	121
38 Simulação do uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: área das classes de perda de solo.....	126
39 Área das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra.....	129
40 Simulação da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa: área das classes de perda de solo.....	130
41 Área das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa.....	133

LISTA DE FIGURAS

Nº	Página
1	Mapa de localização da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 41
2	Erosão laminar, em sulcos e depósito de sedimentos na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 45
3	Localização dos pontos de amostragem e trincheiras para levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 52
4	Amostragem de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 53
5	Mapa detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 82
6	Mapa de erodibilidade dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 85
7	Tolerância de perda dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)..... 89
8	Mapa de declividade da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 91
9	Fator topográfico (LS) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 92
10	Mapa de uso e manejo do solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 94
11	Mapa de práticas conservacionistas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 98
12	Práticas conservacionistas (fator P) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 100
13	Mapa de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 103
14	Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 109
15	Perda de solo por erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 111
16	Mapa de risco de erosão natural (e) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 115
17	Risco de erosão simulado (es) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 118
18	Expectativa de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 121
19	Uso e manejo da terra adequados à capacidade de uso na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 124
20	Simulação de perda de solo: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas..... 125
21	Risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra..... 128

Nº	Página
22 Simulação de perda de solo: Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa.....	131
23 Risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa.....	134

RESUMO

A erosão do solo constitui o principal fator de degradação das terras agrícolas. Ela é influenciada por fatores climáticos, pela suscetibilidade natural dos solos, características do relevo e intervenção antrópica através do uso, manejo do solo e das práticas conservacionistas, que podem acelerá-la ou reduzi-la. O objetivo deste trabalho é realizar uma estimativa de perda de solo por erosão hídrica na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, localizada no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, através da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), utilizando ferramentas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. Foi elaborado o mapa detalhado de solos da sub-bacia, a partir do qual se determinou a erodibilidade, a tolerância de perda de solo e se efetuou a classificação das terras no sistema de capacidade de uso. Os mapas de erosividade da chuva, fator topográfico, uso e manejo do solo e práticas conservacionistas foram elaborados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) a partir de dados do programa netErosividade SP, do modelo digital de elevação do terreno e de imagens de satélite, respectivamente. Foram determinados o Potencial Natural de Erosão, a perda de solo (cenário atual), a Capacidade de uso-manejo permissível, o Risco de Erosão Simulado e a Expectativa de Erosão da sub-bacia.

Dois cenários de perda de solos foram simulados: 1) adequação do uso, manejo e práticas conservacionistas à capacidade de uso, e 2) áreas agricultáveis ocupadas por cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível. A estimativa de perda de solo através da RUSLE evidenciou que a erosão resulta da interação de fatores dos meios físico e antrópico, mas sofreu maior influência do fator C (uso e manejo do solo). O mapa de capacidade de uso-manejo permissível, associado à capacidade de uso da terra, permitiu a indicação dos usos e manejos máximos permitidos para que as perdas de solo não superem a tolerância. O Risco de Erosão Simulado e a Expectativa de Erosão evidenciaram as áreas cuja perda de solo é superior à tolerância e quantificaram a intensidade do processo em relação aos limites toleráveis. Os fatores C e P adequados à capacidade de uso da terra não promoveram a redução da erosão em áreas de Potencial Natural de Erosão elevado, e o cenário de ocupação por cana-de-açúcar e plantio em nível apresentou taxas de erosão superiores aos demais cenários e maior porcentagem da área total acima dos limites toleráveis.

Palavras-chave: Planejamento de uso da terra; RUSLE; SIG; Sensoriamento Remoto; modelagem ambiental.

GEOTECHNOLOGY APPLIED TO ESTIMATION OF SOIL LOSS BY WATER EROSION IN RIBEIRÃO DAS PEROBAS SUB-BASIN, SANTA CRUZ DO RIO PARDO COUNTY, SÃO PAULO STATE. Botucatu, 2012. 150 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: JULIO CESAR DEMARCHI

Adviser: CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

SUMMARY

Soil erosion is the main factor of agricultural land degradation. It is influenced by climatic factors, natural susceptibility of soils, topography characteristics and by human intervention, through land cover, management and support practices, which can increase it or reduce it. This work aims to perform an estimation of soil loss by water erosion in Ribeirão das Perobas Sub-basin, located in Santa Cruz do Rio Pardo, São Paulo state, through Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), using GIS and Remote Sensing tools. It was elaborated the detailed soil map of the sub-basin, from which were determined the erodibility, soil loss tolerance and it was performed the land classification into the land use capacity system. Rainfall erosivity, topographic factor, cover-management and support practices maps were elaborated in GIS (Geographical Information System), using the netErosividade SP program, the digital elevation model and the satellite images, respectively. The Natural Potential of Erosion, the soil loss (current scenario), the Permissible Land Cover-Management Capacity, the Simulated Erosion Risk and the Sub-basin Erosion Expectation were determined. Two soil loss scenarios were simulated: 1) adequacy of the cover-management and the support practices to the land use capacity, and 2) farming areas occupied by sugarcane crops without management and contour tillage. The soil loss estimation through RUSLE showed that erosion results from the interaction of natural and anthropogenic factors, but it suffered more influence of the C factor (soil cover and management). The Permissible Land Cover-Management map, associated with the land use capacity, indicated the maximum permitted land cover and management so that the soil loss does not exceed the soil loss

tolerance. The Simulated Erosion Risk and the Erosion Expectation showed the areas where soil loss is greater than the tolerance and they quantified the intensity of the process in relation to tolerable limits. The C and P factors appropriated to the land use capacity did not promote the reduction of erosion in areas of high Natural Potential of Erosion, and the scenario of sugarcane crop with contour tillage showed higher erosion rates than the other scenarios and greater percentage of the total area above soil loss tolerance.

Keywords: Land use planning; RUSLE; GIS; Remote Sensing; environmental modelling.

1 INTRODUÇÃO

A erosão natural dos solos exerce grande influência na alteração e evolução da superfície terrestre. O processo sofre influência da dinâmica climática, sobretudo da intensidade e distribuição anual das chuvas; das propriedades e características do solo; e das condições topográficas, com destaque para o comprimento de rampa e a declividade. A ação do homem, no entanto, pode acelerar e intensificar o processo erosivo, em certos casos acima dos limites toleráveis. Tal ação tem como consequências a redução da fertilidade do solo e das áreas disponíveis para o uso agrícola, o assoreamento dos cursos d'água em razão do depósito de sedimentos nos fundos de vale, o comprometimento das estradas rurais, os impactos negativos na produção de alimentos e na qualidade de vida do agricultor, entre outros prejuízos.

O quadro atual de degradação das terras agrícolas requer o desenvolvimento de modelos de predição e quantificação das perdas de solo por erosão que possibilitem a adoção de sistemas de cultivo e manejo do solo, bem como de práticas conservacionistas adequadas que reduzam este processo em intensidade, aumentem a produtividade agrícola e a renda no campo. O modelo mais conhecido e utilizado na estimativa de erosão é a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), desenvolvida no National Runoff and Soil Loss Data Center (Purdue University, Estados Unidos) em 1954 e

sistematizada por Wischmeier e Smith (1978), cujas variáveis são: a erosividade da chuva, a erodibilidade do solo, o comprimento de rampa e declividade do terreno, o uso e manejo do solo e as práticas conservacionistas empregadas. Este modelo foi revisado por Renard et al. (1997), que aperfeiçoaram os métodos de determinação de seus fatores, constituindo a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE).

Além dos modelos de quantificação de perda de solo por erosão, uma metodologia bastante utilizada no planejamento do uso das terras agrícolas é o sistema de classificação das terras segundo sua capacidade de uso, o qual considera as características do meio físico e as limitações de uso da terra. As técnicas de Geoprocessamento, implementadas nos Sistemas de Informações Geográficas, são importantes aliadas do planejamento e avaliação do uso e degradação do solo, permitindo a realização de estimativas de perdas de solos por erosão, a classificação das terras segundo a capacidade de uso, a simulação da degradação do solo através de cenários e diversas análises espaciais com rapidez e precisão, através da álgebra de mapas.

A Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, situada no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, está ocupada por diversos usos agrícolas como cana-de-açúcar, culturas anuais, pastagem, reflorestamento com eucalipto, entre outros, e apresenta evidências de processos erosivos. Ademais, é caracterizada por diversas classes de solo, com diferentes graus de resistência à erosão. A inexistência de estudos voltados à estimativa dos processos erosivos na região, a necessidade de planejamento e racionalização do uso das terras agrícolas, somados à atual conjuntura econômica e ambiental e à possibilidade de teste das metodologias de quantificação de perda de solo e planejamento da ocupação das terras, acima enumeradas, fazem com que o presente trabalho seja relevante para a melhoria da qualidade ambiental, bem como para o desenvolvimento econômico e social local.

Este trabalho partiu da premissa de que, embora as regiões apresentem diferentes graus de suscetibilidade à erosão hídrica inerentes aos aspectos do meio físico, as atividades antrópicas manifestadas no uso/manejo dos solos agrícolas e nas práticas conservacionistas podem acelerar ou reduzir os processos erosivos. Nesse sentido, o uso do solo sem respeitar sua capacidade de uso provocará perdas de solo acima dos limites toleráveis.

O objetivo geral deste trabalho foi realizar uma estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Ribeirão das Perobas, localizada no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, utilizando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE).

Os objetivos específicos foram:

1) Determinar a tolerância de perda de solo das classes de solo e avaliar o potencial natural de erosão, a capacidade de uso-manejo permissível do solo, o risco de erosão simulado e a expectativa de erosão da sub-bacia;

2) Elaborar o mapa detalhado de solos da área de estudo;

3) Classificar as terras de acordo com o Sistema de Capacidade de Uso;

4) Realizar simulações de perda de solo em dois cenários de uso/manejo do solo e de práticas conservacionistas: adequação à capacidade de uso da terra e áreas agricultáveis totalmente ocupadas por cana-de-açúcar sem manejo, com plantio em nível, em franca expansão na área.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Geotecnologias e análise ambiental

2.1.1 Fotointerpretação e fotopedologia

De acordo com o *Manual of Photographic Interpretation* da Sociedade Americana de Fotogrametria, fotointerpretação “é o ato de examinar diferentes imagens fotográficas com o fim de identificar objetos e determinar seus significados” (ANDERSON; RIBEIRO, 1982). De acordo com os autores, ela compreende o conjunto de técnicas simples voltadas ao exame de fotografias tiradas por aviões. Geralmente, estas fotografias são verticais, ou seja, possuem eixos principais perpendiculares ao terreno. A fotointerpretação não é uma disciplina, mas uma técnica ligada a várias áreas profissionais, como Engenharia Florestal, Agronomia, Geografia, Agrimensura, Cartografia etc. (LOCH, 2008).

A Fotopedologia é a parte da Fotointerpretação que se dedica aos estudos de solos através da técnica da visão estereoscópica (tridimensional) fornecida por um par aerofotográfico com o auxílio de estereoscópios, permitindo a execução de estudos de naturezas diversas sobre solos, desde os estudos teóricos até as pesquisas aplicadas, como execução de levantamentos, planejamentos conservacionistas etc. Nos levantamentos de solos,

a fotografia aérea serve não apenas como base cartográfica preliminar, auxiliando os trabalhos de campo no traçado de roteiros mais interessantes, mas também possibilita a separação de unidades de solos diretamente sobre as fotografias com grande precisão e permite, ainda, grande rendimento do trabalho (AMARAL; AUDI, 1972).

Um levantamento de solos tem como objetivos determinar as características desse recurso natural, classificá-lo em unidades definidas por um sistema uniforme de classificação, estabelecer seus limites em mapas e prever ou determinar seu comportamento para diferentes aplicações (interpretação). A interpretação dos levantamentos de solos consiste em desagregar ou reorganizar os conhecimentos neles contidos para fins específicos, eliminando-se os detalhes que não interessam à finalidade de um determinado trabalho. A partir do mapa de solos, podem ser obtidos mapas de profundidade do solo, declividade, textura, disponibilidade e deficiência hídrica e nutricional, distribuição do alumínio, suscetibilidade à erosão (erodibilidade), impedimento à mecanização, entre outros (ZIMBACK, 2003).

2.1.2 Sensoriamento Remoto

O Sensoriamento Remoto pode ser definido como sendo a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves ou outras plataformas com o objetivo de estudar fenômenos, eventos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que a compõem em suas mais diversas manifestações (NOVO, 2008).

O Sensoriamento Remoto é de fundamental importância para a Cartografia, tanto na produção de mapas quanto na atualização cartográfica. Com o advento de novos processos tecnológicos, sobretudo na área de informática, a agilidade e a redução de custos na obtenção de imagens orbitais para aplicações cartográficas vêm acompanhadas de uma qualidade cada vez maior no que diz respeito à resolução espacial, obtida através de sensores multiespectrais de alta tecnologia, atendendo aos requisitos de precisão planimétrica exigidos nos mapeamentos sistemáticos. Ademais, seu custo é inferior ao dos recobrimentos aéreos (ROSA, 2005).

O conhecimento das formas atuais de uso e ocupação do solo, bem como seu uso histórico, tem sido um fator imprescindível aos estudos que se desenvolvem nas diferentes regiões, tornando-se de fundamental importância à medida que os efeitos do seu mau uso provocam a deterioração do meio ambiente, tendo como resultados os processos de erosão intensos, a desertificação, as inundações, os assoreamentos de cursos d'água, entre outros. Nesse contexto, a utilização de produtos de sensoriamento remoto é essencial para a obtenção e atualização constante dos registros de uso do solo. A utilização destes dados é muito ampla no planejamento e diagnóstico de impactos ambientais, como na identificação de áreas com processos erosivos avançados, avaliação de impactos ambientais, inventário de recursos hídricos, controle de inundações, formulação de políticas econômicas, etc. (ROSA, 2009).

De acordo com Jensen (2009), os produtos de sensoriamento remoto podem ser analisados através de uma ampla variedade de técnicas, as quais são divididas em processamento analógico (visual) e digital de imagens. O processamento analógico (visual) faz uso dos elementos fundamentais de interpretação de imagens, como escala de cinza, tom, cor, altura (profundidade), tamanho, forma, sombra, textura, localização, associação com aspectos do ambiente e arranjo. As evidências construídas a partir destes elementos se convergem para identificar fenômenos nas imagens e julgar sua significância. Com o surgimento de imagens de alta resolução, a interpretação visual na tela do computador está em uso crescente.

O processamento digital de imagens consiste de inúmeros procedimentos realizados sobre as imagens de satélite e fotografias aéreas (JENSEN, 2009), como o pré-processamento, o processamento fotogramétrico de imagens utilizando imagens estereoscópicas, a extração de informações paramétricas, não paramétricas e não métricas, a modelagem de imagens em abordagem SIG, entre outros.

Moreira (2011) destacou alguns fatores que contribuem para o êxito da interpretação das imagens de satélite no processamento analógico ou digital e, entre eles, a época de obtenção da imagem, ou seja, a aquisição em períodos cujo estágio de desenvolvimento da cobertura vegetal facilita sua identificação, e o uso do critério multitemporal, procedimento amplamente utilizado nos mapeamentos de uso e ocupação do solo para identificação das culturas agrícolas, sobretudo as temporárias, e na análise das mudanças no uso do solo.

2.1.3 Sistemas de Informação Geográfica

Os SIGs constituem um conjunto poderoso de ferramentas para coleta, armazenamento, fácil recuperação, transformação e exibição de dados espaciais do mundo real para um determinado conjunto de finalidades. Os dados geográficos (ou espaciais) representam fenômenos do mundo real em termos de sua localização associada a um sistema de coordenadas conhecido, seus atributos não relacionados à localização e o relacionamento espacial entre diferentes fenômenos (BURROUGH; MCDONNELL, 2004).

As operações de Geoprocessamento realizadas em ambiente SIG visam à maior facilidade, segurança e agilidade nas atividades humanas referentes ao monitoramento, planejamento e tomada de decisão relativos ao espaço geográfico (ROSA, 2005). De acordo com Rosa (2011), os SIGs possibilitam a realização de diversos tipos de análise espacial, entre as quais se destacam: a sobreposição de mapas de diferentes tipos de dados que pertencem à mesma área; a pesquisa topológica, ou seja, as relações de adjacência, coincidência e conectividade entre entidades espaciais; as operações de buffering, ou delimitação de áreas tampão em torno de uma determinada entidade espacial; as pesquisas monocamada e multicamada, que utilizam um ou mais planos de informação para a realização de consultas, análises de redes e medições de distâncias, áreas e perímetros; as operações de Geoprocessamento, sendo as mais frequentes a junção, dissolução, corte, intersecção e união de elementos que possuem atributos em comum; a modelagem tridimensional, utilizada geralmente para fenômenos contínuos para facilitar a visualização da superfície em diferentes perspectivas; a interpolação, processo matemático através do qual se estima o valor de uma característica em locais onde a mesma não foi medida; e a modelagem cartográfica.

Um modelo cartográfico é um conjunto de regras e procedimentos utilizados para representar um fenômeno, prever um resultado e solucionar problemas espaciais, que consiste na sequência de processos inter-relacionados. Serve para testar cenários alternativos e fazer previsões através da alteração de variáveis. Ele será tanto mais útil e correto quanto mais variáveis se conseguir usar, e seus erros residem no fato de geralmente não ser possível identificar todas as variáveis intervenientes nos processos em análise. Os modelos são representados esquematicamente através da álgebra de mapas, que utiliza

operadores matemáticos e lógicos para representar as relações entre variáveis ou as combinações entre mapas (ROSA, 2011).

Assad et al. (1998) analisaram o uso de SIG e de ferramentas de Geoprocessamento na avaliação de terras para a agricultura com vistas à definição de práticas adequadas de manejo e de conservação do solo e da água, sendo elas a aptidão agrícola e a capacidade de uso das terras. Os SIGs apresentaram a vantagem de minimizar a complexidade e o grau de subjetividade de estimativas feitas a partir de cruzamentos de informações sobre o meio ambiente de forma manual, possibilitaram maior rapidez nas operações de sobreposição de mapas e de cálculo de áreas, a obtenção de tantos mapas temáticos quanto assim permitirem as variáveis disponíveis, além da facilidade de atualização e aperfeiçoamento dos diagnósticos feitos a partir da introdução de novos dados na base cartográfica digital.

De acordo com Medeiros e Câmara (2001), na perspectiva moderna de gestão do território, toda ação de planejamento, ordenação ou monitoramento do espaço deve levar em consideração os diferentes componentes do ambiente, incluindo o meio físico-biótico, a ocupação humana e seu inter-relacionamento. Os Sistemas de Informação Geográfica são amplamente utilizados em diversas dimensões dos problemas ligados aos estudos ambientais, tais como: mapeamento temático, diagnóstico ambiental, avaliação de impacto ambiental, ordenamento territorial e prognósticos ambientais. De maneira genérica, podem-se dividir os diferentes métodos de estudos ambientais em ambiente SIG em duas grandes classes: os baseados em localizações pontuais e os baseados na definição de áreas homogêneas.

Nos métodos baseados em localizações pontuais, a área de estudo é dividida em pequenas células (pixels), e cada célula é examinada e processada separadamente das demais. Nesse sentido, cada ponto é considerado individualmente, não havendo a garantia de uma coerência na organização do espaço no resultado, embora se acredite que a correlação implícita entre as variáveis assegure uma representação coerente no mapa final. Alguns exemplos de aplicação deste método são: os diagnósticos geoambientais, a aplicação do modelo USLE (Equação Universal de Perda de Solo) para estimativa da perda de solos por erosão, a identificação de áreas de risco de inundações e suscetíveis à ocorrência de movimentos de massa, entre outros.

Os métodos baseados em definição de áreas homogêneas utilizam o conceito de área-unidade, uma partição ideal do espaço geográfico que apresenta características individuais próprias, constituindo a base do sistema de classificação e organização do espaço de acordo com as características físico-bióticas e socioeconômicas. Um exemplo de análise ambiental em SIG baseada neste método é o Zoneamento Ecológico Econômico, cujo produto final é um mapa de classes de sustentabilidade ambiental das unidades territoriais básicas elaborado a partir do cruzamento entre mapas de vulnerabilidade do meio físico e potencialidade social e econômica (MEDEIROS; CÂMARA, 2001).

2.2 Erosão do solo

A erosão do solo é um processo que ocorre em três fases: a remoção de partículas; o transporte desse material, realizado pelos agentes erosivos; e a deposição do material transportado, quando não há energia suficiente para a continuidade do transporte (GUERRA, 2005). De acordo com Pruski (2009a), a erosão consiste no processo de desprendimento e arraste das partículas do solo provocado pela ação da água e do vento, constituindo a principal causa da degradação das terras agrícolas. Quanto ao agente causador da erosão, esta pode ser classificada em eólica ou hídrica. No Brasil, predomina fortemente a erosão hídrica em razão da localização intertropical e dos tipos climáticos predominantes, caracterizados pelos elevados índices pluviométricos.

Entre os principais tipos de erosão hídrica, destacam-se a erosão laminar, ou entressulcos, a erosão em sulcos ou ravinas e as voçorocas (WEILL; PIRES NETO, 2007).

Os fatores controladores da erosão, aqueles que determinam a variação em sua taxa, são: erosividade da chuva, erodibilidade do solo, características das encostas e natureza da cobertura vegetal. A intervenção do homem pode alterar esses fatores, acelerando ou retardando os processos erosivos (GUERRA, 2005). Segundo Weill e Pires Neto (2007), os principais fatores condicionantes da aceleração do processo erosivo em áreas agrícolas, provocados pelo homem, incluem a retirada da vegetação natural para a implantação dos agrossistemas e demais usos, o manejo incorreto dos solos produtivos, a exploração inadequada de terras marginais, a pressão de ocupação da terra por usos competitivos, o uso

intensivo das terras com potencial natural de erosão elevado e, sobretudo, a falta de planejamento da ocupação.

Como consequências do processo erosivo, Guerra (2005) destacou tanto os problemas nas áreas onde ele ocorre, como a redução da fertilidade do solo, a criação de ravinas e voçorocas, a deterioração das áreas agrícolas, quanto os problemas ambientais em nível local e em grandes áreas, como o assoreamento de rios e lagos pelo material erodido das bacias hidrográficas, a contaminação das águas dos rios pelos defensivos agrícolas impregnados nas partículas transportadas pela água em áreas agrícolas, o desaparecimento de mananciais, a acentuação dos efeitos de inundações e uma ampla gama de impactos ambientais.

Estudo publicado por Oldeman (1998) apontou, na América do Sul, redução na produtividade de áreas agrícolas e de pastagem em decorrência da degradação do solo de 4,1 % no cenário de menor degradação, e de 6,7 % no cenário de maior degradação das terras. A média mundial de redução da produtividade nestes dois cenários foi de 4,8 % e 8,9 %, respectivamente. Dados do final da década de 1940 apontam que o Brasil perdia anualmente, cerca de 500 milhões de toneladas de solo por erosão (WEILL; PIRES NETO, 2007). Atualmente, a expansão da fronteira agrícola e a ampliação do uso intensivo do solo fazem com que as perdas de solo por erosão hídrica sejam expressivamente maiores.

Dados estimados por Bellinazzi Junior et al. (1981) para a safra 1987/1988 mostraram que as perdas anuais de solo associadas aos diferentes usos das terras agrícolas no Estado de São Paulo com culturas anuais e temporárias superaram de forma expressiva os limites toleráveis, indicando que o uso e manejo adotados têm sido inapropriados para uma adequada conservação do solo. As perdas anuais de terra estimadas no Estado foram de aproximadamente 194 milhões de toneladas por ano. As culturas permanentes, pastagem e reflorestamento proporcionam maior cobertura à superfície do solo, resultando em perdas bem inferiores aos limites toleráveis. As perdas médias anuais de solo de algumas culturas no Estado de São Paulo, presentes na área de estudo, são: milho ($12,0 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), soja ($20,1 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), cana-de-açúcar ($12,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), mandioca ($33,9 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), pastagem ($0,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e reflorestamento ($0,9 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) (BELLINAZZI JUNIOR et al., 1981).

2.3 Modelos de estimativa de erosão: a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) foi desenvolvida no National Runoff and Soil Loss Data Center em 1954 pelo Agricultural Research Service em cooperação com a Universidade de Purdue, nos Estados Unidos, a partir da adaptação de algumas equações desenvolvidas na década de 1940 para as condições dos solos do Corn Belt, EUA. Alguns aperfeiçoamentos no modelo foram feitos por Wischmeier e Smith, publicados no “Agriculture Handbook 537”, em 1978, o qual se tornou seu texto básico (AMORIM et al., 2009).

Desde o desenvolvimento da USLE, as pesquisas continuaram a ser realizadas com o intuito de melhorar as estimativas de perdas de solo, culminando no desenvolvimento do modelo denominado Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) em 1997. Este modelo, desenvolvido por Renard et al. (1997) e publicado no “Agriculture Handbook 703”, manteve a estrutura da USLE, mas modificou expressivamente as metodologias de determinação dos fatores. Ambas as equações são expressas pela relação (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD et al., 1997):

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

Onde:

A representa a perda média anual de solo por erosão por unidade de área e de tempo, expressa em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$;

R é o fator erosividade da chuva, expresso em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$;

K é o fator erodibilidade do solo, expresso em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$;

L é o fator comprimento de rampa, adimensional;

S é o fator declividade, adimensional;

C é o fator uso e manejo do solo, adimensional;

P é o fator práticas conservacionistas, adimensional.

Os fatores condicionantes do meio físico intervenientes no processo de erosão laminar (R, K, L e S) constituem o Potencial Natural de Erosão, ou seja, correspondem

às perdas de solo em áreas continuamente destituídas de cobertura vegetal e sem qualquer intervenção antrópica (VALÉRIO FILHO, 1994). Os fatores C e P, por sua vez, constituem os componentes antrópicos da USLE/RUSLE, podendo ser modificados pelos agricultores de modo a ampliar a proteção do solo contra a erosão hídrica. Todos estes fatores são apresentados a seguir.

2.3.1 Fator R (Erosividade da chuva)

O fator erosividade da chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de provocar erosão em um solo sem proteção. Estudos extensivos mostraram que, quando os outros fatores relacionados à perda de solo são mantidos constantes, estas são diretamente proporcionais ao valor do produto de duas características da chuva: sua energia cinética total e sua intensidade máxima em 30 minutos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

A energia cinética da chuva pode ser obtida pela relação desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), em função de sua intensidade:

$$Ec = 0,119 + 0,0873 \cdot \log I \quad (2)$$

Onde: Ec é a energia cinética da chuva, dada em $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ e I é a intensidade da chuva, expressa em $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$.

A erosividade da chuva pode ser determinada pelo índice EI_{30} (energia cinética vezes intensidade máxima da chuva em 30 minutos), obtido para chuvas individuais com intensidade superior a $10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ através de registros pluviográficos. A soma de todos os valores mensais de EI corresponde ao índice de erosão mensal (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O índice de erosão EI_{30} é determinado pelo produto:

$$EI_{30} = Ec \cdot I_{30} \quad (3)$$

Onde: EI_{30} é o índice de erosão em $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Os autores consideraram o limite de E_c de $0,283 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$, correspondente à intensidade da chuva de $76 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$, uma vez que as gotas de tamanho médio não continuam a aumentar em chuvas de intensidade superior.

O fator R da USLE para dado local corresponde à média dos valores anuais de EI de um longo período de tempo (vinte anos ou mais). A RUSLE utiliza o índice de erosão EI (como porcentagem do índice de erosão anual) distribuído em vinte e quatro períodos, iniciados no 1º e no 16º dia de cada mês (RENARD et al., 1997).

Considerando que os dados pluviográficos são escassos ou inexistentes em países subdesenvolvidos e que as análises dos diagramas dos pluviógrafos são extremamente morosas e trabalhosas, diversos pesquisadores correlacionaram o índice de erosão com fatores climáticos de fácil medida e que não requerem registros de intensidade da chuva. Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) desenvolveram um modelo utilizando como variáveis os índices pluviométricos mensais e anuais para estimativa do índice de erosão (EI) médio anual, ou índice de erosividade da chuva (R), no município de Campinas – SP, a partir de dados pluviométricos e dados de perdas de solos de vinte e dois anos (1954-1975). O índice de erosão determinado pelo referido modelo apresentou correlação elevada com o coeficiente de chuva (razão entre a precipitação média mensal elevada ao quadrado e a precipitação média anual) e com as perdas de solo em terreno descoberto e em solo com cultura de algodão. Este e outros modelos são amplamente utilizados para obtenção do fator R (índice de erosividade médio anual).

Roque et al. (2001) determinaram o fator erosividade da chuva para o município de Piraju – SP através do índice de erosão EI_{30} , bem como sua distribuição sazonal, anual e mensal, o período de retorno e sua probabilidade de ocorrência a partir de registros pluviográficos de 874 chuvas erosivas no período de 1975 a 1997. A erosividade da chuva média anual obtida foi de $7.074 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, com probabilidade de ocorrência de 42,92 % e período de retorno de 2,33 anos. Os anos e meses de maior e menor erosividade da chuva também foram determinados. 78,5 % do total da erosividade anual foram observados nos meses de outubro a março, indicando que nesse período é esperada a maior parte das perdas anuais de solo por erosão. Um modelo matemático de correlação do tipo potencial entre o EI_{30} e o coeficiente de chuva do município foi ajustado, com coeficiente de correlação de 0,9629.

O Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV), em parceria com o Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), desenvolveu uma Rede Neural Artificial (RNA) capaz de estimar a erosividade da chuva de qualquer localidade do estado de São Paulo a partir de dados de latitude, longitude e altitude. Esta RNA foi implantada através do software “netErosividade SP”, o qual além de interpolar o fator R para as latitudes, longitudes e altitudes fornecidas pelo usuário, também calcula a erosividade da chuva das estações pluviométricas utilizadas para o desenvolvimento da RNA e de todas as localidades (municípios e distritos) a partir de dados consistidos de precipitação média anual de 1961 a 1990 (MOREIRA et al., 2006).

2.3.2 Fator K (Erodibilidade do solo)

A erosão pode ser mais fortemente influenciada pelo fator topográfico, características da chuva, cobertura e manejo da terra e práticas conservacionistas que pelas propriedades do solo. No entanto, alguns solos erodem mais facilmente que outros quando as demais condições são mantidas inalteradas. Esta diferença, inerente às propriedades do solo, é denominada erodibilidade do solo (DISSMEYER; FOSTER, 1980).

Bertoni e Lombardi Neto (2005) apontaram que as propriedades do solo que influenciam sua erodibilidade são aquelas que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, e que promovem a resistência às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento.

De acordo com Dissmeyer e Foster (1980), o fator erodibilidade do solo (K) da USLE representa a relação de perda de solo por unidade de índice de erosividade da chuva medida em uma parcela experimental de 22,1 metros de comprimento e 9 % de declividade, mantida em alqueive (preparada para o plantio no sentido do declive, arada durante a primavera para impedir o crescimento vegetativo e a formação de crostas superficiais, mas mantida descoberta) por dois anos. Como a sua determinação em parcelas experimentais é demorada, possui custo elevado e dificuldade de implantação, diversos pesquisadores propuseram métodos mais acessíveis de estimativa que utilizam valores de propriedades conhecidas dos solos.

Wischmeier e Smith (1978) propuseram um nomograma derivado de dados de solos do Meio-Oeste dos Estados Unidos, de textura média, baixa agregação e teor de silte menor que 70 %, para a determinação da erodibilidade do solo. Este nomograma adota como variáveis os teores de silte modificado (silte + areia muito fina), argila, matéria orgânica, estrutura do solo e permeabilidade do perfil.

Renard et al. (1997) relataram, porém, que este método não estimou corretamente a erodibilidade de solos de diferentes texturas e agregação das partículas, e propuseram diversas equações para a determinação do fator K da RUSLE para diferentes tipos de solo, baseadas suas propriedades: equação desenvolvida para solos vulcânicos do Hawaii; para solos do Meio-Oeste dos Estados Unidos considerando, entre outros fatores, o teor do mineral montmorilonita; para solos argilosos do Meio-Oeste dos Estados Unidos, utilizando como variável os teores de óxidos de ferro e de alumínio; e equação para estimativa do fator K em solos cujas propriedades não são conhecidas, que utiliza como variável apenas o diâmetro médio geométrico dos agregados.

Lombardi Neto e Bertoni (1975a) analisaram sessenta e seis perfis de dois agrupamentos de solos do Estado de São Paulo (solos com horizonte B textural e com horizonte B latossólico), nos horizontes superficiais e subsuperficiais, e determinaram a relação de erosão e erodibilidade através do método proposto por Middleton em 1930, com algumas modificações. Foram estabelecidas a relação de dispersão (teor de argila natural/teor de argila dispersa), a relação argila dispersa/umidade equivalente, e a relação de erosão entre a relação de dispersão e a relação argila dispersa/umidade equivalente. Os resultados evidenciaram que os solos com horizonte B textural são mais suscetíveis à erosão que os solos com horizonte B latossólico tanto nos horizontes superficiais como nos de subsuperfície, implicando a necessidade de adoção de usos e manejos distintos para os dois agrupamentos de solos.

Denardin (1990) desenvolveu uma equação para estimativa da erodibilidade dos solos através de seus parâmetros físicos e químicos, a partir de dados de erodibilidade de trinta e um solos do Brasil e quarenta e seis solos dos Estados Unidos, determinados no campo sob chuva natural e/ou simulada. As variáveis utilizadas na equação são: variável M (produto da porcentagem de silte + areia muito fina e porcentagem de areia + silte), permeabilidade do perfil do solo, diâmetro médio ponderado das partículas menores que

2 mm e fator R [areia (– areia muito fina) x matéria orgânica / 100]. Tal equação foi utilizada por Arraes (2009) para determinação da erodibilidade do solo na Microbacia do Córrego do Tijuco, situada nos municípios de Monte Alto e Jaboticabal – SP, sendo encontrados índices maiores que $0,04 \text{ t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ em Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos abruptos, textura arenosa/média, e índices entre 0,03 e $0,04 \text{ t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ em Latossolos Vermelhos Distróficos de textura média. A redução da erodibilidade se deu de forma proporcional ao aumento dos teores de argila e de matéria orgânica no solo.

Mannigel et al. (2002) propuseram a utilização da equação de Bouyoucos para a determinação indireta da erodibilidade dos horizontes superficiais e subsuperficiais de vinte e cinco perfis de solos descritos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos de 1999 (OLIVEIRA, 1999). Os resultados mostraram que a referida equação, cujas variáveis são as porcentagens dos separados do solo areia, silte e argila, não é apropriada para determinação da erodibilidade dos solos de textura com teores de areia + silte ou argila elevados. A erodibilidade do solo apresentou valores extremamente elevados quando o teor de areia + silte ultrapassou 840 g.kg^{-1} , e tendeu ao valor nulo em solos cujo teor de argila ultrapassou 840 g.kg^{-1} .

2.3.3 Fator LS (Comprimento de rampa e declividade)

A intensidade de erosão hídrica é grandemente afetada tanto pelo comprimento do declive quanto pelo seu gradiente. Estes dois efeitos, pesquisados e determinados separadamente, são representados na Equação Universal de Perda de Solo como fatores L e S, respectivamente. Porém, para aplicação prática da USLE, são considerados conjuntamente como um fator topográfico LS (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

De acordo com Renard et al. (1997), o fator LS na RUSLE representa a taxa de perda de solo em um dado comprimento de rampa e declividade em relação à perda de solo de uma encosta com comprimento de 22,1 m e declividade de 9 %, em que as demais condições são mantidas constantes. Os valores LS não são absolutos, mas referidos como 1,0 em terrenos com declive de 9 % e rampa de 22,1 m de comprimento.

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada utiliza os algoritmos de determinação dos fatores comprimento de rampa (L) e declividade (S) propostos por McCool et al. (1989) e McCool et al. (1987), respectivamente.

O fator comprimento de rampa é determinado a partir das seguintes equações, recomendadas por McCool et al. (1989):

$$L = (\lambda/\lambda_u)^m \quad (4)$$

Onde:

L é o comprimento de rampa, adimensional;

λ é a projeção horizontal do comprimento de rampa, em metros;

λ_u é o comprimento da parcela padrão adotada pela USLE/RUSLE, equivalente a 22,1 m;

m é o expoente do comprimento de rampa.

Esta equação, proposta por Wischmeier e Smith (1978) para o cálculo do fator L da EUPS, utiliza $m = 0,5$ para declividades superiores a 5 %, $m = 0,4$ para o intervalo de declividade entre 3 e 5 %, $m = 0,3$ para o intervalo de 1 a 3 % de declividade, e $m = 0,2$ para declividade < 1 % (FARINASSO et al., 2006).

McCool et al. (1989), no entanto, propuseram a determinação do expoente m a partir da equação abaixo, que considera a relação entre erosão em sulcos e erosão entressulcos.

$$m = \beta/(1 + \beta) \quad (5)$$

Onde β é a relação de erosão em sulcos e erosão entressulcos.

Portanto, o expoente m aproxima-se de zero quando a erosão entressulcos predomina e aproxima-se de 1 quando a erosão em sulcos prevalece fortemente. Em situações em que a taxa de erosão entressulcos é semelhante à taxa de erosão em sulcos, m é igual a 0,5.

A relação de erosão em sulcos e entressulcos β varia em função da declividade do terreno, sendo determinada a partir da equação proposta por McCool et al. (1989):

$$\beta = (\text{sen}\theta/0,0896)/(3,0.\text{sen}^{0,8}\theta + 0,56) \quad (6)$$

Onde θ é a declividade do terreno, em graus.

Os autores supracitados propõem a duplicação do valor de β em condições de maior ocorrência de erosão em sulcos em relação à erosão entressulcos, situação em que as perdas de solo sofrem grande aumento com o comprimento de rampa e os valores do fator C (uso e manejo do solo) são superiores a 0,7. Quando a erosão entressulcos for superior à erosão em sulcos (situações em que o fator C é inferior a 0,15), o escoamento superficial da água pluvial é pequeno comparado ao volume total de chuva em razão de altas taxas de infiltração ou baixa intensidade das chuvas e as perdas de solo são pouco dependentes do comprimento de rampa. Nesta condição, a variável β deve ser reduzida pela metade. A redução ou multiplicação de β deve ser realizada antes da determinação do expoente m (Equação 5).

O fator S (declividade) é determinado por equações diferentes de acordo com o declive da encosta s, expresso em porcentagem (McCOOL et al., 1987), ou seja:

$$S = 10,8.\text{sen}\theta + 0,03, \text{ quando } s < 9\% \quad (7)$$

$$S = 16,8.\text{sen}\theta - 0,50, \text{ quando } s \geq 9\%. \quad (8)$$

Onde S é o fator declividade da RUSLE e θ é o ângulo de declive da vertente, expresso em graus.

Os experimentos realizados pelos autores supracitados apontam que o fator S para declividades superiores a 9 % determinado pela equação proposta por Wischmeier e Smith (1978) são bastante superiores aos valores determinados pela Equação 8, ora proposta.

Em vertentes inferiores a 4 metros de comprimento, o fator comprimento de rampa não deve ser aplicado na avaliação da perda de solo, pois a erosão é

provocada principalmente pelo impacto das gotas de chuva e ocorre entre os sulcos, não sofrendo influência do comprimento de rampa (McCOOL et al., 1987). Estes autores propõem, para cálculo do fator S em comprimentos de rampa pequenos (inferiores a 4 metros), a equação derivada de Foster (1982):

$$S = 3,0. (\text{sen}\theta)^{0,8} + 0,56 \quad (9)$$

Onde S é o fator declividade e θ é o ângulo de declive da vertente, expresso em graus.

Van Oost e Govers (2000) desenvolveram um programa para cálculo automático do fator LS da RUSLE a partir de um modelo digital de elevação (MDE) do terreno, denominado Usle2D. Este programa substitui o comprimento de rampa (distância de determinado pixel ao divisor de águas ou início do terço superior da vertente) pela unidade “área de contribuição” a montante do fluxo do escoamento superficial para dentro de cada pixel, considera a convergência e/ou divergência do fluxo e possibilita o uso de diferentes algoritmos de roteamento do fluxo para cálculo da área de contribuição.

O fator L é determinado no software Usle2D a partir da equação desenvolvida por Desmet e Govers (1996a):

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_{i,j}^m \cdot (22,13)^m} \quad (10)$$

Onde:

$L_{i,j}$ é o fator comprimento de rampa para a coordenada i,j;

$A_{i,j-in}$ é a área de contribuição da entrada do pixel com coordenadas i,j, expressa em m²;

D é o tamanho do pixel, expresso em metros;

m é o expoente do fator L, calculado a partir do algoritmo escolhido pelo usuário.

$x_{i,j}$ é o coeficiente do aspecto do pixel com coordenadas i,j , determinado pela equação:

$$x_{i,j} = (\text{sen}\theta_{i,j} + \text{cos}\theta_{i,j}) \quad (11)$$

Onde θ é o ângulo da direção do fluxo em relação ao Norte, nas coordenadas i,j .

O software Usle2D possibilita o uso de três algoritmos de rota do fluxo na determinação do fator L. Estes algoritmos modelam a transferência do fluxo (água, sedimentos, nutrientes) na vertente para áreas ou pontos adjacentes ou encosta abaixo, ou seja, determinam o modo pelo qual o escoamento em determinado pixel, calculado por equações matemáticas representando processos, será distribuído (DESMET; GOVERS, 1996b).

Os algoritmos de rota do fluxo podem ser divididos em dois tipos: os **algoritmos de fluxo múltiplo**, os quais dividem o fluxo de saída de um pixel entre diversos pixels receptores, acomodando escoamento difuso; e os **algoritmos de fluxo simples**, os quais transferem todo o fluxo do pixel fonte a um único pixel declive abaixo, permitindo apenas fluxo convergente e paralelo. Os algoritmos de rota do fluxo disponíveis no software Usle2D apresentam as seguintes características (DESMET; GOVERS, 1996b):

- **Steepest descent (declive mais íngreme)**: algoritmo de fluxo simples, que calcula os gradientes de declive entre uma célula central e as células vizinhas de menor altitude em uma matriz 3 x 3 e direciona todo o fluxo a uma célula vizinha que possui o maior gradiente de declive. Para produzir um resultado suave, os gradientes de declive são baseados apenas nas diferenças de altitude, não havendo correções para a distância entre dois pixels vizinhos;

- **Multiple flow direction (direção do fluxo múltiplo)**: algoritmo de fluxo múltiplo, no qual a fração do fluxo transferida a cada pixel encosta abaixo de um pixel central em uma matriz 3 x 3 é proporcional ao produto da distância ponderada do gradiente de altitude e do fator de peso geométrico, que depende da direção do pixel:

$$A_i = A \cdot \frac{\tan\beta_i \cdot L_i}{\sum_{j=1}^k \tan\beta_j \cdot L_j} \quad (12)$$

Onde:

A_i é a fração do fluxo que drena em direção ao vizinho i (m^2);

A é a área encosta acima disponível para distribuição (m^2);

β_i é o gradiente de altitude em direção ao pixel vizinho i ;

L_i é o fator de peso geométrico para o fluxo em direção ao vizinho i (0,5 para distâncias cardinais e 0,354 para distâncias diagonais);

Σ é o somatório de todos os pixels vizinhos encosta abaixo.

- **Flux decomposition (decomposição do fluxo):** algoritmo de fluxo múltiplo baseado na decomposição de um vetor de fluxo que possui magnitude igual à área encosta acima a ser distribuída, somada à área do pixel central da matriz 3 x 3 e direcionada de acordo com o aspecto (orientação da vertente). O vetor de fluxo é dividido em dois componentes ordinais, sendo a magnitude de cada componente proporcional ao seno ou cosseno do ângulo do aspecto em relação ao Norte. Como a soma dos dois componentes é maior que a magnitude original, os componentes são normalizados de modo que a sua soma seja equivalente à magnitude do vetor. Este algoritmo distribui o fluxo a apenas dois pixels vizinhos, mas em vertentes de concavidade pronunciada, em que a distribuição do fluxo para dois pixels cardinais é impossível, o algoritmo é alterado para o “steepest descent” para que todo o fluxo seja direcionado a apenas um pixel vizinho.

Quatro algoritmos de determinação do expoente m da Equação 10 e de cálculo do fator LS estão disponíveis no software Usle2D. São eles: algoritmo de Wischmeier e Smith (1978), algoritmo de McCool et al. (1987, 1989), algoritmo de Govers (1991) e algoritmo de Nearing (1997). O algoritmo de McCool et al. (1987, 1989), recomendado por Renard et al. (1997) para a RUSLE, possibilita a escolha de três valores da relação entre erosão em sulcos e erosão entressulcos, a saber: baixa (erosão em sulcos < erosão entressulcos, fator $C < 0,15$), moderada (erosão em sulcos = erosão entressulcos) e alta (erosão em sulcos > erosão entressulcos, fator $C > 0,7$).

Silva e Schulz (2003) utilizaram o software Usle2D na determinação do fator LS da Bacia do Ribeirão Água Fria, localizada no município de Palmas – TO. O algoritmo de rota de fluxo utilizado foi o “Multiple flow” e o modelo algorítmico foi o de

Wischmeier e Smith (1978). Apesar da equidistância das curvas de nível de 40 m da carta topográfica utilizada na interpolação do modelo digital de elevação (MDE), os resultados obtidos foram satisfatórios, tendo as áreas de relevo forte ondulado, montanhoso e escarpado, com declividades acima de 20 %, obtido os mais altos valores de LS, e uma pequena porção da bacia, de relevo escarpado, obtido valor LS acima de 100.

Silva et al. (2010) determinaram o fator LS e as perdas de solo por erosão hídrica da Fazenda Canchim, da EMBRAPA Pecuária Sudeste, localizada em São Carlos – SP, utilizando o software Usle2D e a Equação Universal de Perda de Solo, respectivamente. No mapa do fator topográfico, 99,5 % dos dados foram inferiores a 40 e alguns pontos de valores discrepantes, superiores a 40, foram eliminados. Os resultados obtidos pareceram coerentes com os fatores C, K e LS da USLE.

Oliveira et al. (2010) compararam os algoritmos de cálculo do fator LS do software Usle2D na Bacia do Ribeirão Salobra, localizada no município de Terenos – MS, a saber: Wischmeier e Smith (1978), McCool et al. (1987, 1989) e Nearing (1997), a partir do MDE interpolado com dados da carta topográfica em escala de 1:100.000 e equidistância de curvas de nível de 40 m. A análise estatística dos resultados, realizada pelo método de Kruskal-Wallis com intervalo de confiança de 95 %, mostrou que os fatores LS calculados pelos três algoritmos são estatisticamente diferentes. As áreas de baixa declividade apresentaram fator LS semelhantes, mas as áreas de declive acentuado proporcionaram maiores diferenças entre os resultados.

A análise de correlação e regressão linear entre a declividade e o fator topográfico apontou, para as equações de McCool et al. (1987, 1989), Nearing (1997) e Wischmeier e Smith (1978), respectivamente, coeficientes de determinação de 83,77 %, 82,84 % e 75,10 %. Em virtude dos dois primeiros algoritmos contemplarem equações diferentes para o cálculo do fator S em declividades inferiores e superiores a 9 %, eles são mais sensíveis à variação da declividade, justificando a maior correlação entre declividade e fator LS que o algoritmo de Wischmeier e Smith (1978). Ademais, o fator declividade tem maior influência que o fator comprimento de rampa no cálculo do fator topográfico. Os autores recomendaram o uso dos algoritmos de McCool et al. (1987, 1989) e Nearing (1997) para o cálculo do fator LS em regiões de declividade superior a 9 % (OLIVEIRA et al., 2010).

2.3.4 Fator C (Uso e manejo do solo)

O fator C da Equação Universal de Perda de Solo corresponde à taxa de perda de solo de uma área cultivada em determinadas condições e a perda de solo de uma área de referência, continuamente mantida com solo preparado e sem qualquer tipo de cobertura vegetal (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O cultivo do solo promove a redução das perdas por erosão em razão da proteção oferecida pela cultura. Porém, esta redução depende das combinações de cobertura vegetal, sequência de culturas e práticas de manejo, além do estágio de crescimento e desenvolvimento da cultura durante o período das chuvas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

O fator C varia em função da erosividade da chuva e da erodibilidade do solo, para cada cultura e tipos de manejo ou cultivo do solo. Por esta razão, há grande dificuldade na determinação deste fator em virtude das diversas combinações possíveis de erosividade, cultura, sistema de cultivo, tipo de preparo e manejo e tipo de solo (BERTOL et al., 2002).

Bertoni e Lombardi Neto (2005) aplicaram o método desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978) para determinação do fator C de algumas culturas, sequência e manejo do Brasil. Para tal, dividiram o ano agrícola em cinco períodos: D – preparo do solo; período 1 – plantio; período 2 – estabelecimento, de um mês até dois meses após o plantio; período 3 – crescimento e maturação, de dois meses após o plantio até a colheita; e período 4 – resíduo, da colheita até o preparo do solo. Foram estabelecidas as razões de perda de solo para cada período de desenvolvimento de diversas culturas, as quais foram combinadas com o índice de erosão (EI) de cada período para a obtenção do fator uso e manejo anual de um determinado local.

O método de determinação do fator C da RUSLE é bastante diferente daquele da USLE. A razão média das perdas de solo (SLR) para uma dada condição de uso e manejo do solo é obtida pela multiplicação dos fatores uso prévio do solo, cobertura do solo pela copa da cultura, cobertura da superfície do solo por resíduos, rugosidade da superfície do solo e umidade do solo. O fator C anual é calculado pela multiplicação de cada SLR pelo

índice de erosão correspondente (obtido em períodos de 15 dias), soma dos produtos e divisão pelo índice de erosão anual (RENARD et al., 1997).

Stein et al. (1987) utilizaram os fatores C e P em conjunto (CP) para realizar uma estimativa da perda de solos por erosão na Bacia Hidrográfica dos Rios Peixe-Parapanema. O fator C foi determinado conforme a sistemática proposta por Bertoni e Lombardi Neto em 1985, fixando-se as datas, métodos e valores plausíveis para plantio, colheita, preparo do solo, manejo de restos culturais e produções médias esperadas, e utilizando-se um valor de erosividade da chuva obtido para um ponto do centro geográfico da bacia. O valor adotado de P foi “1”, já que não foi possível estabelecer valores confiáveis para toda a bacia, o que superestimou os resultados. Tais valores de CP são amplamente utilizados em estimativas de perdas de solo recentes, como a realizada por Borges (2009) na Bacia do Ribeirão Alam Grei, em Rio Claro - SP.

2.3.5 Fator P (Práticas conservacionistas)

O fator P da USLE representa o efeito das práticas conservacionistas, como o plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas, na erosão do solo. Expressa a relação entre a perda de solo com determinada prática conservacionista e a perda correspondente quando a cultura está implantada no sentido do declive, morro abaixo (AMORIM et al., 2009).

Os valores do fator P para algumas práticas conservacionistas expressos na Tabela 1 foram sistematizados por Bertoni e Lombardi Neto (2005) a partir de perdas de solo determinadas por Marques et al. (1961), em parcelas experimentais com sistemas coletores localizadas nas Estações Experimentais do Instituto Agrônomo em Pindorama e Campinas – SP cultivadas, respectivamente, com milho e algodão em terrenos com declividade de 10,8 % e 6,3 %, respectivamente, nos anos agrícolas de 1943/44 a 1958/59.

Tabela 1. Valores do fator P para algumas práticas conservacionistas

Práticas conservacionistas	Fator P
Plantio morro abaixo	1,0
Plantio em nível ou Terraço	0,5
Alternância de capinas + plantio em nível	0,4
Cordões de vegetação permanente (cana-de-açúcar)	0,2

Fonte: Bertoni e Lombardi Neto (2005).

Lagrotti (2000) calculou o fator P da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jardim. Considerando a prática de “plantio em nível” em toda a extensão da referida microbacia, aplicou o modelo descrito na Equação 13 para sua determinação, que utiliza a declividade do terreno como variável.

$$P = 0,69947 - 0,08991.S + 0,01184.S^2 - 0,000335.S^3 \quad (13)$$

Onde P é o fator práticas conservacionistas da USLE e S é a declividade do terreno, em porcentagem.

Silva et al. (2010) aplicaram a referida equação para determinar o fator P para a prática conservacionista plantio em nível na Fazenda Canchim, São Carlos – SP, entre 0,5 % e 20 % de declividade. Para declividades menores que 0,5 %, assumiu-se o valor de P igual a 0,6, e para declividades maiores que 20 %, foi adotado P igual a 1,0, considerando que em declividades acima deste limiar, o plantio em nível não contribui para a redução da perda de solo por erosão.

Renard et al. (1997) estimaram o subfator P para o efeito do terraceamento no controle da erosão para terraços de extremidades fechadas, a ser utilizado na determinação da perda de solo através da RUSLE com vistas ao planejamento conservacionista. Os valores estimados variam com o espaçamento horizontal entre terraços e consideram a diferença entre a quantidade de solo perdida no intervalo entre terraços e a quantidade de solo depositada nos terraços. Para obtenção do fator P, o subfator terraço deve ser multiplicado aos subfatores relativos às outras práticas conservacionistas (plantio em nível, cultivo em faixas e outras).

A Tabela 2 apresenta os valores do subfator P para áreas agrícolas terraceadas.

Tabela 2. Subfator P para áreas agrícolas terraceadas

Espaçamento horizontal entre terraços (m)	Subfator P para terraços fechados
< 33,52	0,5
33,52 - 42,67	0,6
42,67 - 54,86	0,7
54,86 - 68,58	0,8
68,58 - 91,44	0,9
> 91,44	1,0

Fonte: Renard et al. (1997).

Gonçalves (2002), tendo por base as referências e critérios propostos por diversos pesquisadores para a obtenção do fator P, definiu como 0,001 o fator a ser utilizado para áreas ocupadas por floresta densa nativa com cobertura de resíduos vegetais superior a 90 %.

2.3.6 Vantagens e limitações da USLE/RUSLE

A USLE constitui um modelo empírico de predição dos processos erosivos. Os modelos empíricos são os mais simples, sendo baseados primeiramente nas análises de observações na tentativa de representar as respostas dos dados observados. Suas exigências computacionais são menores que as dos demais modelos, de base conceitual ou física (MERRITT et al., 2003).

Os modelos empíricos, entre eles a USLE, são bastante criticados por utilizarem suposições irreais sobre os aspectos físicos do sistema bacia hidrográfica, ignorando a heterogeneidade de características, tais como tipos de solos, índices pluviométricos, formatos de vertentes e as não-linearidades inerentes a ela. Também, são baseados na hipótese da estacionaridade, ou seja, os parâmetros de entrada dos modelos permanecem inalterados durante o período de estudo, não sendo do tipo evento-resposta, fazendo com que o processo

de escoamento superficial em resposta a uma chuva em uma bacia hidrográfica seja ignorado. No entanto, os modelos empíricos são frequentemente utilizados em detrimento dos mais complexos, pois podem ser implementados em locais com disponibilidade limitada de dados, além de requererem um menor número de variáveis (MERRITT et al., 2003).

De acordo com Alcântara e Souza (2010), as principais limitações da USLE são: a não predição do local de deposição dos sedimentos e a incapacidade de modelar a perda de solo causada por processos mais avançados de erosão, como as voçorocas. Araujo et al. (2010) destacam como desvantagens sua base empírica e a estimativa da perda de solo anual, que desconsidera as tempestades e eventos climáticos irregulares, os quais podem provocar taxas de erosão acima do previsto.

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), de acordo com Amorim et al. (2009), estima a perda média anual de solo provocada pela erosão laminar e em sulcos semelhantemente à USLE, mas apresenta a vantagem de estimar a perda de solo em locais onde este modelo não pode ser aplicado. Sua implantação computacional possibilitou a incorporação de conceitos de base física para a determinação de alguns de seus componentes, favorecendo uma reprodução mais real do sistema e tornando mais simples e rápido o processo de estimativa das perdas de solo, constituindo uma ferramenta acessível para o planejamento de uso e conservação do solo.

No entanto, o modelo ainda apresenta grandes limitações, como a base empírica, que limita sua aplicação para condições edafoclimáticas diferentes daquelas para as quais foi concebida, e a não consideração do processo de deposição, que limita sua aplicação em áreas onde este processo tem importância expressiva (AMORIM et al., 2009).

2.4 Aplicações da USLE/RUSLE na estimativa de perdas de solo por erosão

Os modelos USLE e RUSLE são amplamente utilizados na estimativa de perdas de solo por erosão no Brasil e no mundo, principalmente em regiões onde existe maior disponibilidade de dados, em razão do número de informações exigidas relativamente pequeno quando comparados a modelos mais complexos, de serem amplamente conhecidos e estudados, e poderem ser executados nos Sistemas de Informações Geográficas. Constituem,

portanto, importantes ferramentas para o planejamento conservacionista e para estudos de impactos ambientais e diagnósticos do meio ambiente.

Neves et al. (2011) estimaram a perda de solos por erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jauru - MT e de suas sub-bacias através da USLE. As classes de cobertura do solo de maior perda de solo foram as “áreas de queimada” e as “grandes e médias propriedades com predomínio de culturas anuais”. Foram verificados também maiores índices de perda de solo sobre os Neossolos Litólicos e Neossolos Quartzarênicos, de maior erodibilidade. Porém, a perda de solo média da bacia hidrográfica foi de 3,26 t.ha⁻¹.ano⁻¹, correspondendo ao grau de erosão nulo a ligeiro.

Abe et al. (2004) quantificaram as perdas de solo da bacia-piloto da Água da Cachoeira, situada em Paraguaçu Paulista – SP, nos anos 1962, 1972, 1984 e 1993, para as classes de uso do solo agricultura, pastagem e floresta. Em 1993, perderam-se aproximadamente 120 mil toneladas de solo, dos quais cerca de 110 mil toneladas a partir de terras agrícolas. Os cenários projetados mostraram que, se todas as áreas agrícolas fossem convertidas para florestas, as perdas de solo seriam reduzidas para 17 mil toneladas, e se toda a bacia hidrográfica fosse ocupada por florestas, seriam perdidas 13 mil toneladas anuais.

Tomazoni et al. (2005) sistematizaram os procedimentos para determinação das perdas de solo por erosão hídrica através da USLE na Bacia do Rio Anta Gorda, localizado em Santa Izabel do Oeste – PR, no SIG Spring, e apresentaram uma metodologia para determinação do comprimento de rampa, calculando a distância a partir dos divisores de água tendo a rede de drenagem como linha de quebra. O cruzamento entre as classes de erosão e as classes de solo apontou que os solos com maior tolerância de perda por erosão tiveram menor perda acima dos limites toleráveis, enquanto aqueles com menor tolerância de perda de solo apresentaram índices de erosão acima da tolerância em mais de 50 % de sua área.

Weill e Sparovek (2008) estimaram a expectativa de erosão do solo na Microbacia do Córrego do Ceveiro, em Piracicaba – SP, área intensivamente cultivada com cana-de-açúcar, através do modelo USLE. As vertentes terraceadas foram parceladas para a determinação do comprimento de rampa, sendo adotado o fator C de 0,3066 para cana-de-açúcar e de 0,55 para as culturas anuais. O fator P foi de 0,5 para a cana-de-açúcar e 1,0 para os demais usos do solo. A perda de solo média estimada para as áreas de cana-de-açúcar foi de

58 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, quatro vezes superior à tolerância de perda de solo do local, e a perda de solo média para as culturas anuais, que ocupam menos de 1 % da microbacia, foi de 113,5 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹. Os usos menos intensivos (pastagem, reflorestamento, mata e vegetação ciliar) apresentaram taxas de erosão inferiores aos limites toleráveis inerentes aos diferentes tipos de solo. O fator LS (topográfico) foi o que mais influenciou a variação observada nas taxas de erosão, seguido pelos fatores C e P.

Paes et al. (2010) determinaram o Potencial Natural de Erosão e a Predisposição à Perda de Solo nas bacias hidrográficas que compõem o município de Santa Rita do Sapucaí – MG através da USLE, implementada por meio do SIG-Idrisi. O fator LS foi obtido através do programa Usle2d, pelo algoritmo “Flux decomposition” e equação proposta por Wischmeier e Smith (1978). O fator práticas conservacionistas não foi utilizado no estudo. Em razão da declividade do terreno, 57 % da área analisada apresentou Potencial Natural de Erosão muito forte, mas o mapa de predisposição à perda de solo apontou que 45 % das terras apresentaram perda de solo considerada baixa e 21 % apresentaram perda de solo muito alta, o que revela a importância do uso e manejo do solo na prevenção dos processos erosivos. Grande parte das áreas com topografia mais íngreme estava coberta por mata, e apenas 3 % da área apresentava solo exposto. As pastagens cobriam 45 % da área, e as áreas agrícolas (lavouras de café, sem práticas de conservação do solo) e de solo exposto foram responsáveis pelas maiores taxas de erosão (PAES et al., 2010).

Corrêa (2011) caracterizou a cobertura vegetal do solo através de índices de vegetação visando à elaboração do mapa de fator C da EUPS. A autora analisou a assinatura espectral e intervalos de NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) e SR (Razão Simples) médios das classes de uso da terra da bacia hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, situada no município de Ipeúna – SP, nas bandas 3, 4 e 5 do satélite Landsat-5 nos anos 2006 e 2011, bem como a reflectância das classes de uso da terra das áreas ocupadas pelos três grandes grupos de solos da bacia hidrográfica em função dos seus atributos (textura, capacidade de retenção de água e teor de ferro) e a reflectância das vertentes orientadas a leste e oeste a partir do ângulo de incidência solar no momento da obtenção das imagens de satélite. Em seguida, os intervalos médios de NDVI e SR das diferentes classes de uso da terra por tipo de solo e orientação da vertente foram reclassificados, obtendo-se assim os mapas de uso da terra, aos quais foram atribuídos os valores do fator C da EUPS propostos

por Donzelli et al. (1992). Os mapas de uso da terra resultantes do fatiamento da imagem NDVI foram mais fidedignos aos mapas obtidos por classificação não-supervisionada Ioseg das imagens, tomados como verdade terrestre, que os resultantes do fatiamento da imagem SR.

Oliveira (2004) quantificou as perdas de solo por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão Cachoeirinha, Iracemápolis – SP, utilizando a USLE em ambiente SIG. O fator L (comprimento de rampa) foi obtido a partir da equação do espaçamento horizontal entre terraços, cujas variáveis são a declividade do terreno e o espaçamento vertical de terraços, considerado de 7 metros para as lavouras de cana-de-açúcar, presente em 75 % da área da bacia. A partir do Potencial Natural de Erosão, da tolerância de perda de solo e dos fatores C e P, obteve-se o mapa de expectativa de erosão. Embora a bacia hidrográfica não apresente valores elevados de expectativa de erosão, foi constatada em campo a presença de erosão laminar e em sulcos em toda a sua área, principalmente nas lavouras de cana-de-açúcar, inclusive em locais de expectativa de erosão ausente ou baixa, de solos de baixa erodibilidade e declividade inferior a 6 %.

Mingoti e Vettorazzi (2011) avaliaram o efeito da cobertura florestal na proteção aos recursos hídricos de dezoito microbacias da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí, São Paulo, através das perdas de solo quantificadas por meio da RUSLE, implementada pelo módulo RUSLE do SIG-Idrisi. Os autores criaram uma equação para calcular a redução relativa da perda de solo, aplicando-a para estabelecer diferentes cenários nas microbacias de acordo com o tamanho das Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs) e com a localização das RLs, em três classes de declividade.

O efeito do tamanho das APPs na redução das perdas de solo foi relativo, sendo maior nas microbacias de baixa e média declividade. A localização das RLs ao redor das APPs propiciou maior redução na perda de solo nas microbacias de baixa e média declividade. Já nas microbacias de alta declividade, a maior redução ocorreu com RLs alocadas nas partes mais altas. A redução média das perdas de solo em microbacias com APP e RL em conformidade com o Código Florestal foi de aproximadamente 30 % (MINGOTI; VETTORAZZI, 2011).

Märker et al. (2008) estimaram as perdas de solo da sub-bacia do Rio Albegna, situado na região sul da Toscana, Itália, através da RUSLE. Foram calculadas as perdas de solo atuais, com cultivo convencional e erosividade da chuva obtida a partir de

dados pluviométricos de 1960 a 1990, e realizados cenários de perdas de solo para o período 2050-2100 com dados de erosividade obtidos a partir dos cenários de mudanças climáticas elaborados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) e dois sistemas de cultivo (agricultura convencional e biológica).

No cenário de mudança climática analisado, a erosividade da chuva aumentou nos meses mais chuvosos (inverno) e reduziu nos meses mais secos (verão), tendo como consequência a redução da perda de solo em junho (verão), sendo esta maior sob agricultura biológica em razão da manutenção dos resíduos das culturas na superfície, reduzindo o impacto da chuva e aumentando as taxas de infiltração da água. No inverno, as taxas de perda de solo foram maiores em razão do aumento da erosividade da chuva, mas tal aumento foi menor no cenário de agricultura biológica (MÄRKER et al., 2008).

Shi et al. (2004) quantificaram as perdas de solo na bacia do Rio Wangjiaqiao, situada nas proximidades da Usina Três Gargantas, na China, com o auxílio de um Sistema de Informação Geográfica, e concluíram que apenas 44 % da área apresentou perdas de solo inferiores a $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, considerado o limite de tolerância para o uso agrícola economicamente viável. As simulações realizadas comprovaram que, se o plantio em nível ou o plantio direto + plantio em nível fossem adotados, aproximadamente 31 % e 70 % das terras teriam as perdas de solo reduzidas a valores inferiores a este limiar, respectivamente. O efeito seria ainda maior, reduzindo as perdas de solo a valores inferiores ao limite de tolerância economicamente viável dos empreendimentos agrícolas em 91 % das áreas agrícolas, caso fosse combinado o uso de terraços, plantio direto, plantio em nível e rotações de culturas na área analisada.

Angima et al. (2003) avaliaram as perdas de solo por erosão através da RUSLE por meio do software RUSLE 1.06 na bacia de captação Kianjuki, localizada nas proximidades do Monte Quênia a aproximadamente 1.480 m de altitude. A bacia, de 120 hectares, foi dividida em trinta e cinco segmentos de mesma declividade, dos quais foram medidos o declive e o comprimento da rampa. Quase a totalidade da bacia é ocupada pelas culturas café, banana e pela rotação milho/feijão, e apenas as lavouras de café são terraceadas. As perdas de solo estimadas foram muito superiores aos limites toleráveis em razão da alta declividade, sendo a perda média de $134 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para áreas com fator LS entre 0 e 10, e de $549 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para o fator LS entre 20 e 30. Para controlar o processo erosivo, foram

sugeridas diversas práticas conservacionistas, como o cultivo de plantas forrageiras, como a leguminosa *Calliandra calothyrsus*, o menor espaçamento entre as barreiras vegetativas, o plantio em nível e em faixas, o uso de sulcos nos declives para reduzir o escoamento superficial, entre outras.

Nyakatawa et al. (2001) analisaram a influência do preparo do solo, da rotação de culturas e do fornecimento de nitrogênio em cultivos de algodão, uma das culturas anuais de maior risco de erosão, nas perdas de solo em parcelas experimentais no Alabama, Estados Unidos, através da RUSLE. Com os demais fatores da equação constantes, foram determinados diferentes valores do fator C para as combinações de uso e manejo. A rotação de culturas algodão (verão) e centeio (inverno), o plantio direto e o preparo reduzido com manutenção dos resíduos do cultivo anterior na superfície, e a aplicação de cama de frango reduziram as perdas de solo por erosão à metade dos limites toleráveis em detrimento do preparo convencional com pousio no inverno e aplicação do nitrato de amônio, pois possibilitaram maior cobertura do solo e aporte de resíduos, manutenção da umidade no solo, maior rendimento e desenvolvimento vegetativo da cultura.

2.5 Capacidade de uso da terra

O sistema de capacidade de uso das terras é uma classificação técnico-interpretativa que representa um grupamento qualitativo dos tipos de solo sem considerar a localização ou as características econômicas da terra, tendo como propósito definir sua máxima capacidade de uso sem o risco de degradação do solo, especialmente no que diz respeito à erosão acelerada (LEPSCH et al., 1991). Segundo Rodrigues et al. (2001), a capacidade de uso da terra tem a finalidade de fornecer subsídio para o planejamento, funcionando como uma ferramenta que imprime um caráter seletivo, racionalizador e de orientação ao uso das terras.

De acordo com Cavalieri (1998), a determinação da capacidade de uso das terras é realizada a partir do inventário dos fatores de maior influência sobre seu uso, destacando-se a natureza do solo, a declividade, a erosão, a drenagem e o clima, os quais devem ser devidamente interpretados e analisados em conjunto. As interpretações para fins agrícolas devem ser executadas segundo critérios que reflitam a maior ou menor

adaptabilidade dos solos e do ambiente em que ocorrem para determinado cultivo ou para um grupo de cultivos. Consideradas as condições ideais para o desenvolvimento da maioria das culturas, todo o desvio ou afastamento delas representa uma limitação à utilização agrícola, constituindo risco de degradação do solo.

O sistema de capacidade de uso das terras desenvolvido por Lepsch et al. (1991) está hierarquizado nas seguintes categorias:

- *Grupos de capacidade de uso (A, B e C)*: estabelecidos com base nos tipos de intensidade de uso das terras;

- *Classes de capacidade de uso (I a VIII)*: baseadas no grau de limitação de uso;

- *Subclasses de capacidade de uso (IIe, IIIa, etc.)*: baseadas na natureza da limitação de uso, que pode ser de quatro tipos: e – limitação por erosão presente e/ou risco de erosão; s – limitação relativa ao solo; a – limitação por excesso de água; e c – limitação climática;

- *Unidades de capacidade de uso (IIe-1, IIe-2, etc.)*: baseadas em condições específicas que afetam o uso ou manejo da terra.

O **Grupo A** engloba terras passíveis de utilização com culturas anuais, perenes, pastagem e/ou reflorestamento e vida silvestre, comportando as classes I a IV, assim definidas de acordo com Lepsch et al. (1991):

- **Classe I**: terras cultiváveis, aparentemente sem problemas especiais de conservação;

- **Classe II**: terras cultiváveis com problemas simples de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos;

- **Classe III**: terras cultiváveis com problemas complexos de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos;

- **Classe IV**: terras cultiváveis apenas ocasionalmente ou em extensão limitada, com sérios problemas de conservação.

As terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem e/ou reflorestamento e/ou vida silvestre são classificadas no Grupo B, que engloba as classes V, VI e VII:

- **Classe V:** terras adaptadas em geral para pastagens e, em alguns casos, para reflorestamento, sem necessidade de práticas especiais de conservação. São cultiváveis apenas em casos muito especiais;

- **Classe VI:** terras adaptadas em geral para pastagem e/ou reflorestamento com problemas simples de conservação. São cultiváveis, em casos especiais, por algumas culturas permanentes protetoras do solo;

- **Classe VII:** terras adaptadas em geral somente para pastagens ou reflorestamento, com problemas complexos de conservação.

No Grupo C, são classificadas as terras não adequadas para cultivos anuais, perenes, pastagens ou reflorestamento, porém apropriadas para proteção da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água. Estas terras são enquadradas na **Classe VIII**, caracterizada pelas limitações de uso que definem o grupo.

As subclasses de capacidade de uso, assim como os fatores limitantes que as definem, seguem as indicações contidas no Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso (LEPSCH et al., 1991), conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Subclasses de capacidade de uso da terra e fatores limitantes

Subclasses e fatores limitantes			
e	s	a	c
- declive acentuado	- pouca profundidade	- lençol freático elevado	- seca prolongada
- declive longo	- textura arenosa em todo o perfil	- risco de inundação	- geada
- mudança textural abrupta	- pedregosidade	- subsidência em solos orgânicos	- ventos frios
- erosão laminar	- argilas expansivas	- deficiência de oxigênio no solo	- granizo
- erosão em sulcos	- baixa saturação por bases		- neve
- erosão em voçorocas	- toxidade por alumínio		
- erosão eólica	- baixa CTC		
- depósitos de erosão	- ácidos sulfatados ou sulfetos		
- permeabilidade baixa	- alta saturação com sódio		
- horizonte A arenoso	- excesso de sais solúveis		
	- excesso de carbonatos		

Fonte: Lepsch et al. (1991).

Atualmente, o uso das ferramentas de Geoprocessamento facilita a classificação das terras no sistema de capacidade de uso. Diversos autores determinaram as classes de capacidade de uso da terra com o auxílio dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), entre eles: Rodrigues et al. (2001), no trecho inicial da Bacia do Rio Pardo, nos municípios de Botucatu e Pardinho – SP; Piroli (2002), no município de Botucatu – SP; Delmanto Junior (2003), no município de São Manuel – SP; e Pisani (2009), na sub-bacia do Rio das Pedras, município de Itatinga – SP.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Material

3.1.1 Descrição da área de estudo

A Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas está localizada na porção Oeste do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP que, por sua vez, localiza-se na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo. É limitada pelas coordenadas geográficas: latitude 22°47'15.04"S a 22°50'44.29"S; longitude 49°38'55.13"W a 49°43'46.42"W, e sua área é de 3.061 hectares. A Figura 1 mostra a localização da referida sub-bacia.

De acordo com o Mapa Geológico do Estado de São Paulo (IPT, 1981), a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas encontra-se na Bacia Sedimentar do Paraná sobre duas formações geológicas: Formação Serra Geral, do Grupo São Bento, e Formação Adamantina, do Grupo Bauru, ambas da Era Mesozóica. A Formação Serra Geral envolve grande parte do vale do Rio Turvo, onde o Ribeirão das Perobas deságua, assim como o vale

deste rio. A Formação Adamantina, por sua vez, engloba os divisores de água da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.



Figura 1. Mapa de localização da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.
Organização: Demarchi (2012).

A Formação Serra Geral é caracterizada por rochas vulcânicas toleíticas em derrames basálticos de coloração cinza a negra, textura afanítica, com intercalações de arenitos intertrapeanos finos a médios de estratificação cruzada tangencial e esparsos níveis vitrofíricos não individualizados (IPT, 1981). O vulcanismo manifestou-se entre 147 e 119 milhões de anos, ou seja, entre o Jurássico Superior e o Cretáceo Inferior pré-Aptiano, com um máximo de ocorrência entre 130 e 120 milhões de anos (CORDANI; VANDOROS, 1967 apud IPT, 1981). Há evidências de que as efusões basálticas tenham se manifestado antes ou ao mesmo tempo em que, em sítios não muito afastados, ainda se

acumulavam arenitos eólicos infratrapianos, característicos de clima desértico, pertencentes à Formação Botucatu (IPT, 1981).

Os sedimentos e rochas do Grupo Bauru, que compreende a Formação Adamantina, acumularam-se no período Cretáceo Superior após os derrames de lavas da Formação Serra Geral terem cessado e ter havido um soerguimento epirogênico em toda a Plataforma Sul-Americana em território brasileiro. A porção norte da Bacia do Paraná, no entanto, comportou-se negativamente em relação aos soerguimentos marginais e à zona central da bacia, formando-se um embaciamento em relação à área da bacia como um todo, propício ao acúmulo de sedimentos (IPT, 1981).

A Formação Adamantina corresponde a “um conjunto de fácies cuja principal característica é a presença de bancos de arenitos de granulação fina a muito fina, cor de róseo a castanho, portando estratificação cruzada, com espessura variando entre 2 a 20 metros, alternados com bancos de lamitos, siltitos e arenitos lamíticos, de cor castanho-avermelhado a cinza-castanho, maciços ou com acamamento plano-paralelo grosseiro, frequentemente com marcas de onda a microestratificação cruzada” (SOARES et al., 1980, p.80 apud IPT, 1981). A deposição de sedimentos da Formação Adamantina ocorreu em sistema flúvio-lacustre, cujas áreas-fonte são, principalmente, áreas de sedimentos pré-existentes a noroeste e sudeste, áreas de rochas básicas do Grupo São Bento, metamórficas do Grupo Araxá e Canastra e alcalinas do Triângulo Mineiro a nordeste (IPT, 1981).

Segundo o Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (ROSS; MOROZ, 1997), a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas localiza-se na Unidade Morfoestrutural Bacia Sedimentar do Paraná, Unidade Morfoescultural Planalto Ocidental Paulista, que ocupa aproximadamente 50 % da área do Estado de São Paulo, e na unidade geomorfológica Planalto Centro Ocidental, caracterizada por formas de relevo denudacionais cujo modelado constitui-se basicamente de colinas amplas e baixas com topos convexos (Dc) e topos aplanados ou tabulares (Dt). Na área da referida sub-bacia, predominam as formas de relevo Dt₁₁ (denudacionais tabulares, com dimensões interfluviais médias superiores a 3.750 metros e entalhamento dos vales muito fraco, menor que 20 metros) e Dc₂₂ (denudacionais convexas, com dimensões interfluviais médias entre 1.750 e 3.750 metros, e grau de entalhamento dos vales fraco, entre 20 e 40 metros). A altimetria varia entre 400 e 700 metros, e a declividade média predominante das vertentes está entre 2 e 10 %.

Por apresentar relevo com dissecação baixa e vales pouco entalhados com densidade de drenagem baixa, a unidade geomorfológica Planalto Centro Ocidental apresenta um nível de fragilidade potencial baixo nos setores aplanados dos topos das colinas. Entretanto, face às características texturais dos solos, de textura média a arenosa, os setores das vertentes mais inclinadas são extremamente suscetíveis aos processos erosivos, sobretudo quando se desenvolvem escoamentos concentrados da água pluvial (ROSS; MOROZ, 1997).

De acordo com os critérios propostos por Peel et al. (2007) e por Setzer (1996) apud Rolim et al. (2007) para a classificação climática de Köppen-Geiger, e considerando as normais climáticas de Santa Cruz do Rio Pardo – SP apresentadas por Miranda et al. (2005), o município é caracterizado pelo tipo climático Am, tropical chuvoso com inverno seco, cujo mês mais seco tem precipitação inferior a 60 mm, o mês mais frio tem temperatura média igual ou superior a 18°C e o mês mais quente apresenta temperatura média maior ou igual a 22°C.

A precipitação média anual do município é de 1.475,3 mm, tendo dezembro como mês mais chuvoso (precipitação média de 212,5 mm) e agosto o mês mais seco (precipitação média de 38,7 mm). A estação chuvosa ocorre de outubro a março, e a estação seca de abril a setembro. A temperatura média anual é de 22,9°C, sendo a temperatura média do mês mais frio (julho) de 18°C e a temperatura média dos meses mais quentes (janeiro e dezembro) de 26°C (MIRANDA et al., 2005).

A cobertura vegetal predominante na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, de acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2004), é a Floresta Estacional Semidecidual (Floresta Tropical Subcaducifólia), subtipo Vegetação Secundária e Atividades Agrárias.

Da interação entre o relevo, a cobertura vegetal, o clima e o tempo de atuação destes fatores sobre o embasamento geológico, resultam três tipos de solos na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas segundo o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1999), sendo eles: Nitossolos Vermelhos (NV1), Latossolos Vermelhos (LV1) e Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA2).

Os solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foram melhor descritos e mapeados nos itens 3.2.2.3 e 4.1.2.1, relativos ao levantamento detalhado de solos realizado em conformidade com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

No que tange à susceptibilidade natural à erosão, de acordo com a COOPERATIVA DE SERVIÇOS E PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS (2000), as porções norte, noroeste, oeste, sudeste e central da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas são classificadas no grau IV – baixo, sendo consideradas áreas pouco susceptíveis ao desenvolvimento de ravinas rasas, cujos tipos de solo são Latossolos Vermelhos Eutroféricos e Nitossolos Vermelhos de textura muito argilosa e argilosa em relevos de colinas amplas. Já as porções nordeste, leste, sudeste e sul apresentam grau de suscetibilidade natural à erosão II – alto, constituindo áreas muito susceptíveis ao desenvolvimento de ravinas e voçorocas, caracterizadas por Argissolos de textura arenosa e média em relevos de colinas amplas.

Os principais tipos de erosão presentes na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas são: erosão laminar e erosão em sulcos superficiais. A erosão laminar, caracterizada pela remoção de camadas delgadas da superfície do solo constituindo a fase inicial da erosão hídrica (PRUSKI, 2009b), predomina nas áreas agrícolas cultivadas com culturas anuais, perenes e cana-de-açúcar e ocorre nos períodos mais chuvosos e/ou quando o solo apresenta baixa cobertura vegetal ou encontra-se em preparo para o plantio ou pousio, como pode ser observado na Figura 2a. A erosão em sulcos superficiais, formada em virtude da concentração do escoamento superficial da água pluvial (PRUSKI, 2009b), é encontrada com maior frequência nas lavouras de cana-de-açúcar (Figura 2c) e pastagens sem manejo e degradadas, podendo ser intensificada pelo pastoreio excessivo e pisoteio do gado, conforme demonstra a Figura 2b. Nos fundos de vale, observam-se áreas de deposição de sedimentos, cujo volume depende da intensidade do processo erosivo ocorrido a montante (Figura 2d). Não são observadas erosões em sulcos em estágio mais avançado nem erosões em voçorocas.

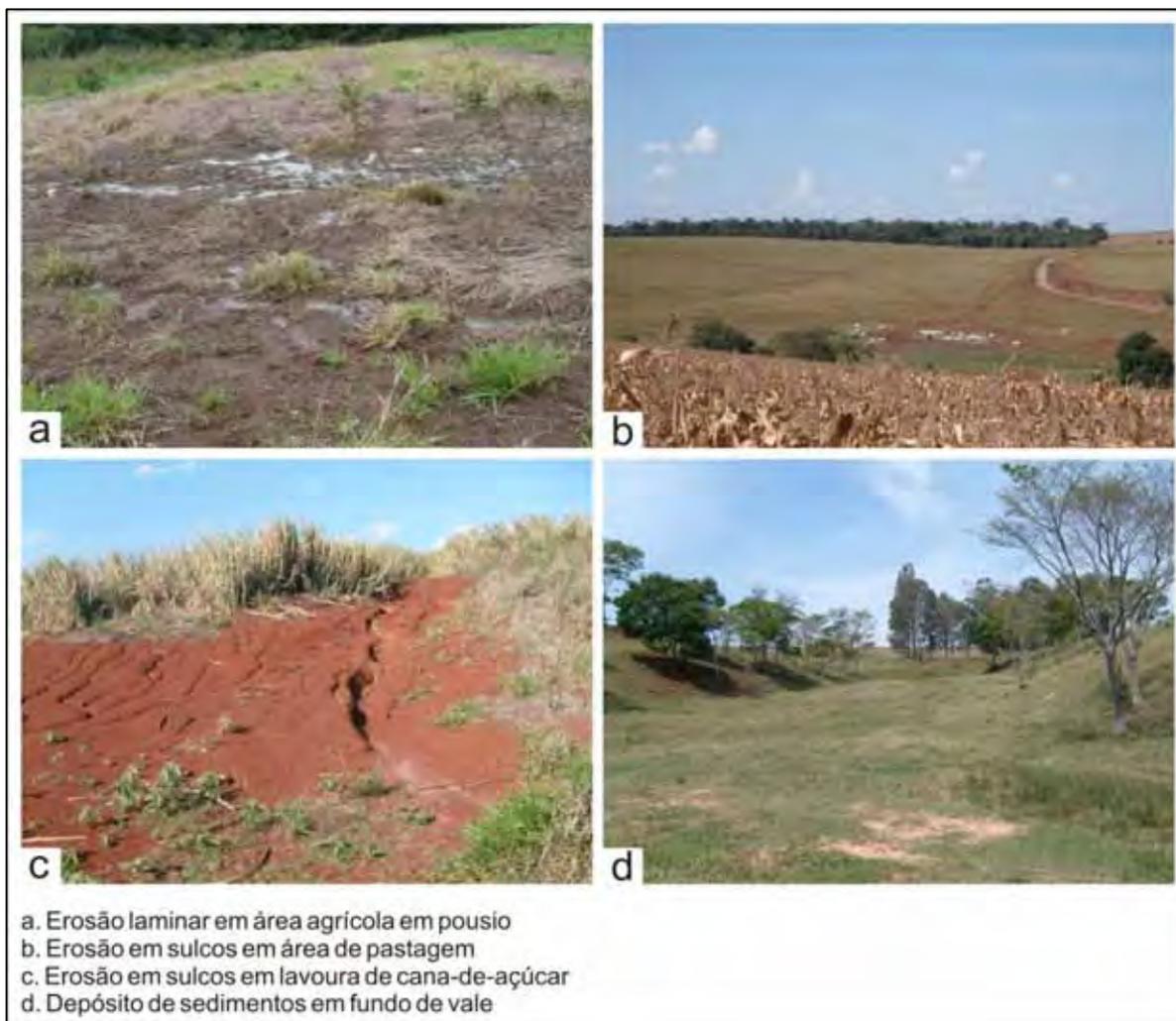


Figura 2. Erosão laminar, em sulcos e depósito de sedimentos na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Foto: Demarchi (2011).

O Ribeirão das Perobas é afluente da margem esquerda do Rio Turvo, o qual deságua no Rio Pardo, afluente do Rio Paranapanema. É um rio de 3ª ordem, sendo a extensão do seu curso principal de 9.346 metros. O município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP está localizado na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Médio Paranapanema (UGRHI-17) (SÃO PAULO, 1996) e integra o Comitê de Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (CBH-MP), juntamente com outros quarenta e seis municípios.

A população do município de Santa Cruz do Rio Pardo é de 43.921 habitantes, sendo 91,42 %, ou 40.154 habitantes, população urbana, e 8,58 %, ou 3.767

habitantes, população rural. Sua densidade demográfica é de 39,44 habitantes/km² (IBGE, 2010). A agropecuária contribui com 8,92 % no total do valor adicionado do Produto Interno Bruto (PIB) do município. A participação da indústria é de 33,07 % e o setor de serviços é responsável por 58,00 % do total do valor adicionado no município (FUNDAÇÃO SEADE, 2009).

3.1.2 Material cartográfico

A base de dados cartográfica da Sub-bacia do Ribeirão das Perobas (limite, curvas de nível, rede de drenagem e pontos cotados) foi extraída da carta topográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), folha Santa Cruz do Rio Pardo (SF-22-Z-A-VI-4), na escala 1:50.000, editada no sistema de projeção UTM, datum horizontal Córrego Alegre - MG, datum vertical Marégrafo Imbituba – SC, meridiano central 51° W Gr., com equidistância das curvas de nível de 20 metros (IBGE, 1973).

Todos os mapeamentos realizados neste trabalho adotaram o datum horizontal SAD-69. Para tanto, os materiais cartográficos elaborados em outros sistemas de referência foram convertidos para este datum.

3.1.3 Imagens orbitais e fotografias aéreas

As imagens orbitais foram utilizadas na elaboração do mapa de uso do solo e dos fatores C (uso e manejo do solo) e P (práticas conservacionistas) da RUSLE. Os satélites e sensores cujos produtos foram utilizados são:

- Satélite Land Remote Sensing Satellite (Landsat-5), sensor Thematic Mapper;
- Satélite Advanced Land Observing Satellite (ALOS), sensores Advanced Visible and Near Infrared Radiometer type-2 (AVNIR-2) e Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping (PRISM);
- Satélite Indian Remote Sensing Satellite (IRS-P6 ou Resourcesat-1), sensor Linear Imaging Self-Scanner (LISS III).

As características dos satélites e sensores supracitados, bem como as bandas e datas de passagem utilizadas, são detalhadas na Tabela 4.

Tabela 4. Características dos sensores dos satélites Landsat-5, ALOS e IRS-P6

Satélite / Sensor	Data da passagem	Órbita / Ponto	Bandas espectrais	Resolução espectral	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução radiométrica	Área imageada
Landsat-5 / Thematic Mapper	29/01 /2011	221 / 076	B1 (Azul)	0,45 - 0,52 μm	30 m	16 dias	8 bits	185 km
			B2 (Verde)	0,50 - 0,60 μm				
			B3 (Vermelho)	0,63 - 0,69 μm				
			B4 (Infravermelho próximo)	0,76 - 0,90 μm				
			B5 (Infravermelho médio)	1,55 - 1,75 μm				
B7 (Infravermelho médio)	2,08 - 2,35 μm							
ALOS / AVNIR-2	11/03 /2007	ALAV2A 06002406 0	B1 (Azul)	0,42 - 0,50 μm	10 m	46 dias	8 bits	70 km (nadir)
			B2 (Verde)	0,52 - 0,60 μm				
			B3 (Vermelho)	0,61 - 0,69 μm				
ALOS / PRISM	11/03 /2007	ALPSMN 16738406 0	Pancromática	0,52 - 0,77 μm	2,5 m	46 dias	8 bits	70 km (nadir)
IRS-P6 (Resource-Sat 1) / LISS III	07/12 /2010 e 24/01 /2011	328 / 094	B2 (Verde)	0,52 - 0,59 μm	23,5 m	24 dias	7 bits	141 km
			B3 (Vermelho)	0,62 - 0,68 μm				
			B4 (Infravermelho próximo)	0,77 - 0,86 μm				
			B5 (Infravermelho médio)	1,55 - 1,70 μm				

Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite (2006).

As fotografias aéreas utilizadas no levantamento detalhado de solos da Sub-bacia do Ribeirão das Perobas pertencem ao levantamento aerofotográfico nº B-0869, executado pela empresa Base Aerofotogrametria e Projetos S.A. em fevereiro de 2005, na escala 1:30.000. As faixas e números das fotos são:

- Faixa 33: fotos 3383, 3384 e 3385;
- Faixa 34: fotos 3311, 3312 e 3313.

3.1.4 Amostras de solos

As amostras de solo deformadas foram coletadas em pontos previamente determinados para realização do levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. As amostras correspondem ao horizonte superficial do solo (profundidade 0 – 0,20 m) e ao horizonte subsuperficial (profundidade 0,60 – 0,80 m). Em solos rasos, como os Neossolos Litólicos, foram coletadas amostras apenas nos horizontes superficiais ou em profundidade inferior à definida para os horizontes subsuperficiais.

Foram coletadas 94 (noventa e quatro) amostras de solo em 50 (cinquenta) pontos de amostragem com o auxílio de trado holandês e cavadeira de molas.

Após a definição dos limites das classes de solos, foram abertas 11 (onze) trincheiras e realizada a descrição morfológica dos perfis de solo, sendo uma trincheira para cada unidade de mapeamento de solo. Ademais, foram coletadas amostras indeformadas dos horizontes superficiais e subsuperficiais dos perfis através do anel de Kopeck, com três repetições, para determinação da densidade do solo, utilizada no cálculo da tolerância de perda de solo.

3.1.5 Dados pluviométricos

Foram utilizados os dados da estação pluviométrica São Pedro do Turvo, posto mais próximo à Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, e para preenchimento dos dados faltantes, os dados da estação pluviométrica Santa Cruz do Rio Pardo, localizada nas proximidades da borda leste da sub-bacia. Os dados pluviométricos diários foram obtidos no Portal Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos da Agência Nacional das Águas. A localização e informações das estações pluviométricas utilizadas constam na Tabela 5.

Tabela 5. Estações pluviométricas: localização e denominação

Estação	Código ANA	Código DAEE	Latitude	Longitude	Altitude
São Pedro do Turvo	2249065	D6-095	22°45'00.000"S	49°43'59.88"W	460 m
Santa Cruz do Rio Pardo	2249032	D6-035	22°54'00.000"S	49°37'00.12"W	490 m

3.1.6 Sistemas computacionais

Foram utilizados os sistemas computacionais abaixo relacionados, na geração da base de dados geográficos, análise e integração dos mesmos:

- SIG-Idrisi Selva 17.0, da Clark Labs (EASTMAN, 2012), utilizado na geração do mapa de declividade, diversos mapas temáticos, processamento de imagens de satélite e álgebras de mapas;

- SIG-ArcGIS / ArcMap 9.3.1 (ESRI, 2009), utilizado na geração do modelo digital de elevação (MDE) do terreno;

- CAD, utilizado na elaboração da base de dados e vetorização das classes de solo, classes de uso da terra e práticas conservacionistas;

- Programa Usle2D, desenvolvido pela Katholieke Universiteit Leuven (VAN OOST; GOVERS, 2000), para geração do mapa do fator topográfico da RUSLE;

- Programa netErosividade SP, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV) em parceria com o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (MOREIRA et al., 2006), para determinação da erosividade da chuva.

3.2 Metodologia

3.2.1 Elaboração da base cartográfica da área de estudo

A base cartográfica da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi extraída da carta topográfica do IBGE, folha Santa Cruz do Rio Pardo (IBGE, 1973), de escala 1:50.000. Para tal, a carta topográfica foi georreferenciada, sendo o limite da sub-bacia, as curvas de nível e os pontos cotados vetorizados em diferentes planos de informação do CAD. A rede de drenagem foi delimitada sobre a imagem do satélite ALOS, fusão PRISM/ANVIR-2 (bandas 1, 2 e 3) de 11/03/2007, de resolução espacial 2,5 metros, georreferenciada no SIG-Idrisi Selva e exportada em formato compatível com o CAD, uma vez que houve alterações nos cursos dos rios mapeados na carta topográfica.

Os planos de informação da carta topográfica foram exportados no formato *dxf*, compatível com o SIG-Idrisi Selva. Neste programa, foi alterado seu datum horizontal, de modo que a base cartográfica e as imagens de satélite fossem projetadas no sistema UTM, datum South American Datum 1969 (SAD-69).

Procedeu-se em seguida ao georreferenciamento das imagens dos satélites ALOS (sensores AVNIR-2 e PRISM), Landsat-5 (sensor TM) e IRS-P6 (sensor LISS III) no SIG-Idrisi Selva, a partir dos pontos de controle coletados por GPS, localizados dentro e nas imediações da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

3.2.1.1 Fusão de imagens ALOS

A fusão das bandas multiespectrais 1, 2 e 3 do sensor AVNIR-2, de resolução espacial 10 metros, com a banda pancromática do sensor PRISM do satélite ALOS, de resolução espacial 2,5 m, datadas de 11/03/2007, foi realizada com a finalidade de aumentar a resolução espacial das bandas multiespectrais para 2,5 metros, com a preservação da cor da composição colorida 321, facilitando assim a identificação das classes de uso do solo para realização do mapeamento de uso da terra.

Para a execução da fusão das imagens, foi utilizado o módulo PANSHARPEN do SIG-Idrisi Selva, com transformação do tipo “Color space transformation”. Este método converte uma composição colorida no espaço de cores RGB (vermelho, verde e azul) para IHS (intensidade, matiz, saturação) e cria uma composição melhorada da imagem transformada. Durante o processo de retransformação da imagem IHS para RGB, a banda I (intensidade) é substituída pela imagem pancromática, de melhor resolução (EASTMAN, 2012).

3.2.2 Levantamento detalhado de solos

Os levantamentos detalhados de solos são utilizados como mapas base em projetos conservacionistas, áreas experimentais, uso da terra e práticas de manejo em áreas de uso agrícola, florestal ou pastoril intensivo, em projetos de irrigação e de engenharia civil. A escala do mapa básico deve ser maior ou igual a 1:25.000, e a escala de publicação deve ser

de 1:10.000 a 1:25.000. As classes de solo são identificadas por observações sistemáticas a campo ao longo de transversais, e a área mínima mapeável deve ser de 0,4 a 2,5 ha (RESENDE et al., 2007). Neste tipo de levantamento, os limites entre as unidades de mapeamento são delimitados por fotointerpretação e verificados sistematicamente no campo a pequenos intervalos (ZIMBACK, 2003).

O levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi executado a partir das etapas seguintes.

3.2.2.1 Delimitação prévia das unidades de solos em fotografias aéreas e planejamento da amostragem

Para a execução do levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, foram utilizadas fotografias aéreas do levantamento aerofotográfico de 2005 na escala 1:30.000. Com o uso de um estereoscópio de espelho, delimitaram-se as prováveis unidades de mapeamento de solos (áreas homogêneas) a partir da convergência de evidências com base nos critérios da fotopedologia, sobretudo o relevo, rede de drenagem, cabeceiras de erosão e tonalidade fotográfica. Em seguida, o roteiro de campo foi elaborado, sendo delimitados os pontos de amostragem em topossequência a partir das áreas homogêneas e do conhecimento de campo da área de estudo. Definiu-se a área mínima mapeável de 2 hectares.

As regiões de relevo mais acidentado e maior número de prováveis unidades de mapeamento foram alvo de maior número de amostragens e observações de campo. A Figura 3 apresenta a disposição dos pontos de amostragem e de abertura de trincheiras sobre o mapa hipsométrico da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

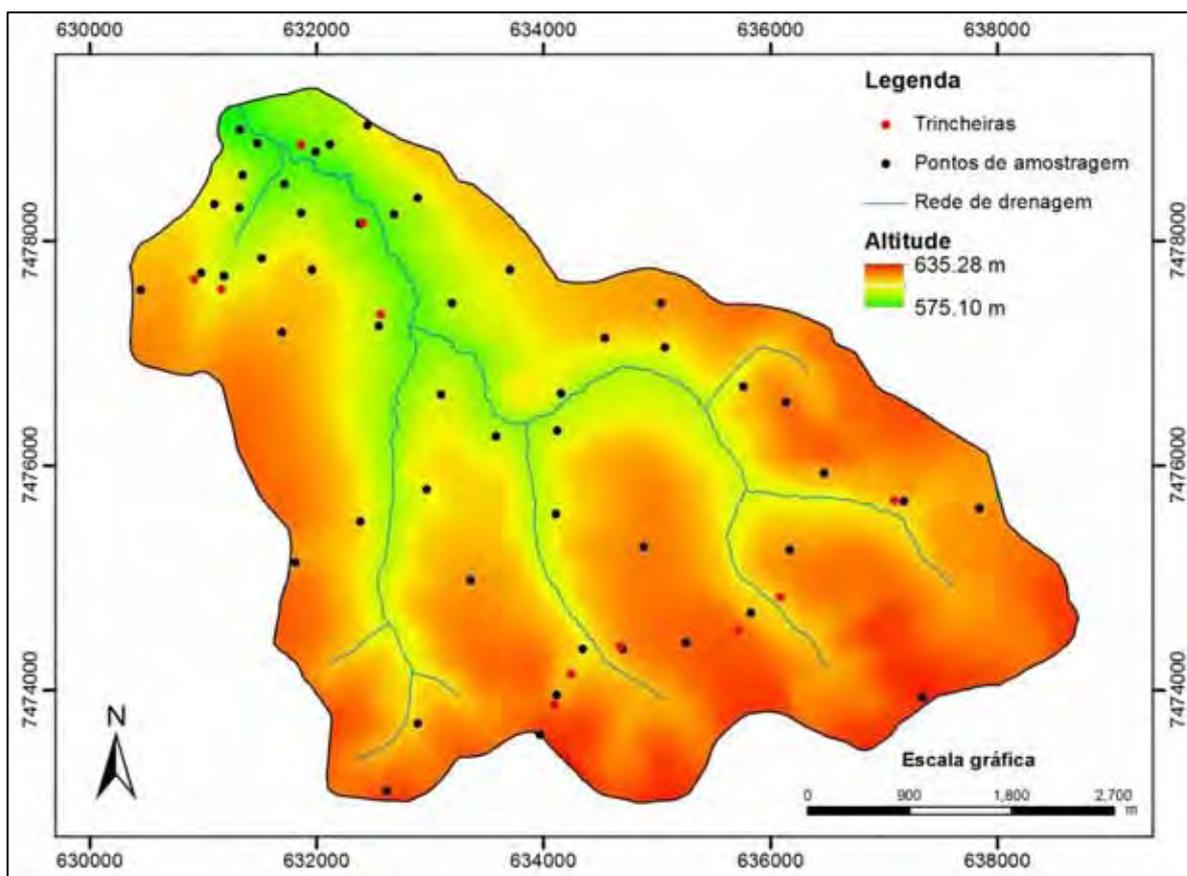


Figura 3. Localização dos pontos de amostragem e trincheiras para levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.
Organização: Demarchi (2011).

3.2.2.2 Amostragem de solo

Após a delimitação das prováveis unidades de mapeamento de solos e dos pontos de amostragem nas fotografias aéreas, dispostos em topossequência, foram realizadas as amostragens com vistas ao levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. As amostras deformadas de terra foram coletadas com trado holandês e cavadeira de mola nas profundidades 0 – 0,20 m (horizonte superficial) e 0,60 – 0,80 m (horizonte subsuperficial), tomando-se os devidos cuidados para não contaminar as amostras dos horizontes subsuperficiais com amostras de terra do(s) horizonte(s) superior(es). Nos solos de profundidade inferior a 80 cm, a amostragem foi realizada em profundidades menores, incluindo os horizontes C. A cor do solo foi determinada pela Carta de cores de Munsell, e a

existência de óxidos de ferro foi verificada pela atração ao ímã. A Figura 4 (a,b) mostra a amostragem de solos com o uso de cavadeira de mola.



Figura 4. Amostragem de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Foto: Demarchi (2011).

Após a classificação dos solos, de acordo com as propriedades químicas, texturais, morfológicas e da posição no relevo das amostras de terra dos pontos de tradagem, procedeu-se à abertura de onze trincheiras, uma para cada classe de solo no 3º nível categórico (grandes grupos), para melhor caracterização dos perfis e determinação da tolerância de perda de solo. Os pontos de abertura de trincheiras estão localizados na Figura 3. Foram realizadas a descrição geral e a descrição morfológica dos perfis de solo, de acordo com Santos et al. (2005). Para determinação da densidade do solo, parâmetro utilizado no cálculo da tolerância de perda de solo, foram coletadas amostras indeformadas em todos os horizontes descritos até um metro de profundidade para solos profundos, com duas repetições.

3.2.2.2.1 Análises físicas de solo

As amostras de terra resultantes das amostragens em superfície e subsuperfície foram submetidas à análise textural da terra fina seca ao ar (TFSA) pelo método da pipeta. A classe textural foi determinada pelo diagrama de repartição de classes texturais para classificação granulométrica do material constitutivo do solo (SANTOS et al., 2005). A classe textural areia foi fracionada nas seguintes classes: areia muito grossa (1,0 – 2,0 mm), areia grossa (0,5 – 1,0 mm), areia média (0,25 – 0,5 mm), areia fina (0,105 – 0,25 mm) e areia muito fina (0,05 – 0,105 mm).

Algumas amostras, julgadas representativas de diferentes classes de solo durante as tradagens, foram submetidas à determinação da densidade da partícula pelo método do balão volumétrico. Esta propriedade foi utilizada para inferir a constituição mineralógica das amostras de solo. Oito pontos de amostragem tiveram a densidade da partícula determinada, no total de catorze amostras.

As análises texturais e de densidade da partícula foram realizadas no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Recursos Naturais – Área de Ciência do Solo da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp – Câmpus de Botucatu.

3.2.2.2.2 Análises químicas de solo

As amostras de terra foram submetidas à análise química, realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais – Área de Ciência do Solo, da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp – Câmpus de Botucatu, conforme metodologia de Rajj et al. (2001). Os atributos químicos foram utilizados na classificação dos solos, sobretudo na diferenciação do 3º nível categórico (grandes grupos) quanto à atividade da fração argila e saturação do complexo sortivo por bases. As propriedades analisadas foram: índice de acidez (pH em CaCl_2), teor de Matéria Orgânica (M.O.), teor de Fósforo (P) - resina, teor de Potássio (K), teor de Cálcio (Ca), teor de Magnésio (Mg), H+Al (constituintes ácidos do solo), teor de Alumínio (Al^{+3}), Soma de Bases ($\text{SB} = \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg}$), Capacidade de Troca Catiônica ($\text{CTC} = \text{SB} + \text{H} + \text{Al}$) e Saturação por Bases [$\text{V} = 100 \cdot (\text{SB}/\text{T})$].

3.2.2.3 Classificação e elaboração do mapa de solos

A classificação dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi realizada a partir dos atributos físicos e químicos dos pontos de amostragem e trincheiras, das características morfológicas dos perfis de solo analisados (trincheiras) e do relevo, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), até o 3º nível categórico (grandes grupos). Os limites entre as classes da legenda do mapa previamente delimitados nas fotografias aéreas foram verificados em campo a partir de tradagens e de fotointerpretação, e em seguida, corrigidos. O mapa final foi elaborado no CAD sobre a imagem do satélite ALOS, fusão PRISM/AVNIR-2 de 11/03/2007.

As classes encontradas no levantamento detalhado de solo são definidas a seguir, conforme EMBRAPA (2006):

- **GLEISSOLOS:** solos constituídos por material mineral com horizonte glei iniciando-se dentro dos primeiros 150 cm da superfície, imediatamente abaixo de horizonte A ou E, ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos, não apresentando horizonte vértico ou horizonte B textural com mudança textural abrupta acima ou coincidente com horizonte glei, tampouco outro tipo de horizonte B diagnóstico acima do horizonte glei, ou textura exclusivamente areia ou areia franca em todos os horizontes até a profundidade de 150 cm a partir da superfície do solo ou até um contato lítico. Encontra-se permanente ou periodicamente saturado com água, salvo se artificialmente drenado. A água pode permanecer estagnada internamente, e a saturação pode ocorrer por fluxo lateral no solo;

- **Gleissolo Háptico Tb Eutrófico:** a subordem háptico compreende solos que não se enquadram nas subordens tiomórfico, sálico e melânico. Apresenta argila de atividade baixa e alta saturação por bases ($V \geq 50\%$) na maior parte dos 100 cm a partir da superfície do solo;

- **LATOSSOLOS:** solos constituídos por material mineral apresentando horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, dentro de 200 cm da superfície do solo ou dentro de 300 cm, se o horizonte A possui espessura superior a 150 cm. Apresentam estágio avançado de intemperização, são muito evoluídos e virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao

intemperismo e têm capacidade de troca de cátions da fração argila baixa. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a um metro. Têm sequência de horizontes A, B e C com pouca diferenciação de subhorizontes e transições usualmente difusas ou graduais;

- **Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico:** a subordem Vermelho-Amarelo engloba solos de cores vermelho-amareladas e amarelo-avermelhadas que não se enquadram nas subordens bruno, amarelo e vermelho. O caráter eutrófico designa solos com saturação por bases alta ($V \geq 50\%$) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA);

- **Latossolo Vermelho Distrófico:** os Latossolos da subordem vermelho apresentam matiz 2,5YR ou mais vermelho na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. O caráter distrófico designa solos com saturação por bases baixa ($V < 50\%$) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA);

- **Latossolo Vermelho Distroférico:** Latossolo da subordem vermelho com saturação por bases baixa ($V < 50\%$) e teor de Fe_2O_3 de 180 g/kg a <360 g/kg na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA;

- **Latossolo Vermelho Eutroférico:** são Latossolos da subordem vermelho com saturação por bases alta ($V \geq 50\%$) e teores de Fe_2O_3 de 180 g/kg a <360 g/kg na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA;

- **NITOSSOLOS:** são solos com 350 g/kg ou mais de argila, inclusive no horizonte A, constituídos por material mineral que apresentam horizonte B nítico abaixo do horizonte A. O horizonte nítico apresenta atividade baixa ou caráter alítico na maior parte do horizonte B, dentro de 150 cm da superfície do solo;

- **Nitossolo Vermelho Eutroférico:** a subordem vermelho designa solos com matiz 2,5YR ou mais vermelhos na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, exclusive BA. O caráter eutroférico inclui solos com saturação por bases alta ($V \geq 50\%$) e teores de Fe_2O_3 de 180 g/kg a <360 g/kg na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA;

- **ARGISSOLOS:** compreendem solos constituídos por material mineral que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alítico. O

horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, porém, os requisitos estabelecidos para serem enquadrados nas classes dos Luvisolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos. A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt, sempre havendo aumento de argila daquele para este;

- **Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico abrupto:** os Argissolos da subordem vermelho-amarelo possuem cor de vermelho-amarelada a amarelo-avermelhada que não se enquadram nas demais subordens (bruno-acinzentados, acinzentados, amarelos e vermelhos). A saturação por bases na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA, é baixa ($V < 50 \%$), conferindo-lhe o caráter distrófico. Apresenta ainda mudança textural abrupta entre os horizontes E e B;

- **Argissolo Vermelho Distrófico:** são Argissolos com matiz 2,5YR ou mais vermelhos ou com matiz 5YR e valores e cromas iguais ou menores que 4 na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B. Apresentam saturação por bases baixa ($V < 50 \%$) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA (caráter distrófico);

- **Argissolo Vermelho Distroférico:** solo da subordem vermelho com saturação por bases $< 50 \%$ e teor de Fe_2O_3 de 18 % a 36 % na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA;

- **Argissolo Vermelho Eutroférico:** solo da subordem vermelho com saturação por bases $\geq 50 \%$ e teores de Fe_2O_3 de 18 % a 36 % na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA;

- **NEOSSOLOS:** são solos constituídos por material mineral, ou por material orgânico pouco espesso, que não apresentam alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem, como a maior resistência ao intemperismo ou composição químico-mineralógica, ou por influência dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos;

- **Neossolo Litólico Eutrófico:** são solos com horizonte A ou hístico assentes diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr ou sobre material com 90 % (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm, que apresentam um contato lítico típico ou fragmentário dentro de 50 cm da

superfície do solo. Admite um horizonte B em início de formação, cuja espessura não satisfaz a qualquer tipo de horizonte B diagnóstico. Apresentam saturação por bases alta ($V \geq 50\%$).

3.2.3 Obtenção dos fatores do modelo RUSLE

A metodologia de obtenção dos fatores da RUSLE para estimativa das perdas de solo na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas é apresentada a seguir.

3.2.3.1 Cálculo da erosividade da chuva (fator R)

A erosividade da chuva, ou a capacidade de uma chuva de provocar erosão em um terreno desprotegido de vegetação, foi estimada para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas através da equação proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) para cálculo da média mensal do índice de erosão (EI):

$$EI = 68,730 \cdot \left(\frac{p^2}{P}\right)^{0,841} \quad (14)$$

Onde:

EI é a média mensal do índice de erosão, expressa em MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹;

p é a precipitação média mensal, dada em mm;

P é a precipitação média anual, dada em mm.

O índice de erosão médio anual, ou erosividade da chuva (R), foi obtido pela soma do índice de erosão EI dos doze meses.

Foram utilizados na determinação do fator R os dados do posto pluviométrico São Pedro do Turvo, posto mais próximo da sub-bacia em estudo. Os dados faltantes foram preenchidos com os dados do posto pluviométrico Santa Cruz do Rio Pardo, também localizado nas proximidades da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Para que o parâmetro EI e o fator R fossem estimados com maior precisão, a série de dados analisada compreendeu um período de 30 anos, de janeiro de 1981 a

dezembro de 2011, excluído o ano 2010 por ter apresentado falha de dados. A partir dos EI mensais, foi calculada a porcentagem acumulada do índice de erosão anual a partir do período iniciado em 1º de julho, correspondente ao período seco. Este dado foi utilizado para avaliar os períodos do ano responsáveis pelos maiores e menores índices de erosão EI. Para evitar que tendências de valores extremos concentrassem o índice de erosão em um determinado mês, foram eliminados do cálculo o maior e o menor valor de EI mensal da série temporal, conforme proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992).

O índice de erosividade médio anual da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas também foi determinado pelo programa netErosividade SP a partir das coordenadas geográficas centrais da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: latitude 22°48'59"S, longitude 49°41'20" W e altitude 570 m. Como o resultado obtido foi mais próximo ao encontrado por Roque et al. (2001) no município de Piraju – SP, localizado a aproximadamente 52 quilômetros em linha reta das coordenadas centrais da sub-bacia em estudo, que do valor obtido através da equação proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) a partir de dados pluviométricos, optou-se por utilizar o índice de erosividade médio anual determinado pelo programa netErosividade SP na estimativa de perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas através da RUSLE.

3.2.3.2 Mapeamento da erodibilidade do solo (fator K)

O fator erodibilidade do solo (K) foi determinado para cada classe de solo identificada no levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas utilizando os dados da análise granulométrica das amostras de solo coletadas nas tradagens, a partir da equação proposta por Mannigel et al. (2002), descrita abaixo:

$$Fator\ K = \frac{(\% \text{ Areia} + \% \text{ Silte})}{(\% \text{ Argila})} / 100 \quad (15)$$

Onde o fator K representa a erodibilidade do solo em cada horizonte, expressa em t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹, e % Areia, % Silte e % Argila representam as porcentagens das respectivas frações para cada horizonte.

Foi determinada a erodibilidade de cada amostra de solo baseada nas porcentagens de areia, silte e argila, e calculada a média da erodibilidade das amostras de cada unidade de mapeamento de solo. Para as classes de solo com apenas um ponto de amostragem representativo, foram utilizados os dados de granulometria desta amostra.

Os valores de erodibilidade das classes de solo foram representados sobre o mapa de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, em formato Real, para que pudessem ser utilizados nas operações de geoprocessamento.

3.2.3.3 Elaboração do mapa do fator LS (comprimento de rampa e declividade)

O mapa do fator topográfico LS da Equação Universal de Perda de Solo Revisada foi extraído no software Usle2D, versão 4.1, a partir do modelo digital de elevação da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

O modelo digital de elevação foi obtido no SIG-ArcGIS/ArcMap 9.3.1 pelo interpolador “TOPO TO RASTER”, tendo como arquivos vetoriais de entrada as curvas de nível, a rede de drenagem, os pontos cotados (áreas de topo) e o limite da área de estudo. Este interpolador foi concebido para a geração de modelos digitais de elevação hidrologicamente corretos, assegurando uma rede de drenagem conectada e a correta representação das áreas de topo e dos fundos de vale.

O mapa de declividade foi gerado no SIG-Idrisi Selva a partir do modelo digital de elevação, através da ferramenta “SLOPE”, e foi utilizado na classificação das terras da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas no sistema de capacidade de uso.

Após teste dos algoritmos de rota do fluxo do software Usle2D, escolheu-se o algoritmo “Flux decomposition”, por apresentar resultados mais próximos da realidade e por constituir um algoritmo de fluxo múltiplo. O uso deste algoritmo é recomendado por Desmet e Govers (1996b) para estudos de risco de erosão por escoamento superficial. Para a determinação do fator LS, utilizou-se o algoritmo de McCool et al. (1987, 1989), recomendado por Renard et al. (1997) para obtenção do fator topográfico da RUSLE. Optou-se pelo uso da opção “Rill < Interrill – fator C < 0,15”, pois a erosão entressulcos tem maior expressividade que a erosão em sulcos na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e a

maioria dos usos e manejos presentes apresentam fator C menor que 0,15, com apenas 22,14 % da área ocupada por solo exposto, mandioca e soja (preparo convencional) apresentando fator C superior a 0,15.

Tanto o MDE quanto o fator LS extrapolaram o limite da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas durante sua elaboração de forma a evitar o efeito de borda, mas foram posteriormente recortados.

3.2.3.4 Mapeamento de uso do solo e do fator C (uso e manejo do solo)

O mapa de uso do solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi elaborado a partir do processamento analógico (delimitação em tela) das classes de uso do solo no CAD, sobre a imagem do satélite ALOS, fusão PRISM/AVNIR-2, de 11/03/2007.

Os usos do solo foram atualizados para o mês de janeiro de 2011, mês de maior índice pluviométrico e de maior erosividade da chuva, com o subsídio das imagens dos satélites Landsat-5 TM de 29/01/2011 e IRS-P6 LISS III de 07/12/2010 e 24/01/2011. Para evidenciar as diferentes classes de uso do solo, foram utilizadas as composições coloridas falsa-cor 7R4G3B, 5R4G3B e 4R5G3B e a composição colorida 3R2G1B das imagens Landsat, e as composições coloridas falsa-cor 5R4G3B e 4R5G3B das imagens IRS-P6. As composições coloridas e o mapa final de uso do solo foram elaborados no SIG-Idrisi Selva.

Tendo em vista a dificuldade de coleta de informações sobre as datas de plantio e colheita das culturas agrícolas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, do sistema de preparo do solo e das operações agrícolas realizadas, assim como da impossibilidade de determinação da razão média de perdas de solo (SLR) proposta pela RUSLE devido à indisponibilidade de dados, foram adotados valores de uso e manejo do solo presentes na literatura para elaboração do mapa do fator C, sugeridos por Wischmeier e Smith (1978) ou obtidos por Donzelli et al. (1992) na Microbacia do Córrego São Joaquim (Pirassununga – SP), por Angima et al. (2003) na bacia de captação Kianjuki - Quênia e por Silva et al. (2010) na Fazenda Canchim (São Carlos – SP), relacionados na Tabela 6.

Tabela 6. Valores do fator C (uso e manejo do solo) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Culturas/cobertura vegetal	Valores de C	Manejo
Solo exposto ¹	1,0	Sem manejo
Soja ²	0,2086	Convencional
Milho ²	0,0821	Com restos incorporados
Mandioca ²	0,7678	Convencional
Café ²	0,05	Entrelinha vegetada
Cana-de-açúcar ²	0,1	Sem manejo
Cana-de-açúcar ²	0,05	Incorporação da palha
Banana ³	0,122	-
Reflorestamento (Eucalipto) ⁴	0,047	Corte a cada 7 anos
Mata nativa/Vegetação ciliar ⁴	0,0004	-
Pastagem ⁴	0,05	Degradada
Pastagem ⁴	0,01	Sem manejo
Pastagem ⁴	0,001	Com manejo
Fruticultura ⁵	0,135	Pomares formados

Fonte: ¹Wischmeier e Smith (1978); ²Donzelli et al. (1992); ³Angima et al. (2003); ⁴Silva et al. (2010); ⁵Valor atribuído por Silva et al. (2010) à cultura de citros.

O mapa do fator C foi obtido da reclassificação das classes de uso do solo segundo os valores definidos na Tabela 6, mediante conversão do mapa do formato Integer para Real no SIG-Idrisi Selva. Adotou-se fator C igual a zero para as classes de uso da terra açudes, rodovia e plasticultura, por apresentarem perda de solo por erosão quase nula e não quantificável pela RUSLE.

3.2.3.5 Elaboração do mapa de práticas conservacionistas (fator P)

O mapa do fator P da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi obtido a partir dos procedimentos metodológicos descritos a seguir:

- Identificação e vetorização das áreas de plantio em nível e de plantio morro abaixo sobre a imagem do satélite ALOS, fusão PRISM/AVNIR-2, de 11/03/2007, no CAD. As informações das práticas conservacionistas foram atualizadas através das imagens dos satélites Landsat-5 TM e IRS-P6, descritas no item 3.2.2;

- Vetorização em CAD das áreas agrícolas terraceadas sobre a imagem do satélite ALOS citada acima. Medição da distância horizontal média entre terraços e

identificação do subfator P correspondente (Tabela 2) na dimensão Z (elevação) do vetor. Exportação dos vetores para o SIG-Idrisi Selva, com os indicadores do subfator P para terraços na dimensão Z;

- Exportação dos polígonos contendo as áreas de mata nativa / vegetação ciliar e de açudes, obtidos no mapa de uso da terra para o SIG-Idrisi Selva, tendo como valores Z os fatores P para estas classes de cobertura do solo (0,001 e 0, respectivamente);

- Importação dos polígonos (vetores) correspondentes às práticas conservacionistas plantio em nível e plantio morro abaixo no SIG-Idrisi Selva. Criação de mapas (raster) diferentes, cada um contendo uma classe booleana: plantio em nível e plantio morro abaixo, de valor 1. Às demais áreas dos mapas foi atribuído o valor zero. O mapa de plantio em nível foi multiplicado ao mapa de declividade da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas para geração do mapa de declividade das áreas de plantio em nível;

- Em seguida, foi determinado o subfator P para as áreas de plantio em nível a partir da Equação 13, proposta por Lagrotti (2000), através da ferramenta “IMAGE CALCULATOR”. Os declives $< 0,5\%$ e $> 20\%$ foram reclassificados, respectivamente, nos valores 0,6 e 1,0, propostos por Silva et al. (2010). O mapa correspondente a este subfator foi multiplicado pelo mapa do subfator P para áreas terraceadas, para obtenção do fator P para áreas com plantio em nível e terraceamento. O mapa resultante foi somado aos mapas correspondentes às áreas de plantio morro abaixo, de mata nativa/vegetação ciliar e de açudes através da ferramenta “IMAGE CALCULATOR”, obtendo-se assim o mapa do fator P para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

3.2.3.6 Determinação do Potencial Natural de Erosão (PNE)

O Potencial Natural de Erosão (PNE), que considera apenas as variáveis da RUSLE que representam os parâmetros do meio físico correspondendo às estimativas de perdas de terras em áreas destituídas de cobertura vegetal e sem qualquer intervenção antrópica, foi calculado segundo a equação abaixo, de acordo com Donzelli et al. (1992):

$$PNE = R.K.LS \quad (16)$$

Onde:

PNE é o Potencial Natural de Erosão, expresso em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$;

R é o fator erosividade da chuva, expresso em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$;

K é o fator erodibilidade do solo, expresso em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$;

LS é o fator topográfico, sendo L o comprimento de rampa e S a declividade, adimensional.

O mapa de Potencial Natural de Erosão foi classificado qualitativamente de acordo com a classificação proposta por Silva (2008) (Tabela 7).

Tabela 7. Classes de Potencial Natural de Erosão (PNE)

Classes de PNE	Intervalo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$)
Fraco	0 – 400
Moderado	400 – 800
Forte	800 – 1600
Muito forte	> 1600

Fonte: Silva (2008).

3.2.3.7 Determinação da perda de solo (modelo RUSLE)

A perda de solo anual da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi determinada no SIG-Idrisi Selva através do produto entre o Potencial Natural de Erosão (PNE) e os fatores C e P da RUSLE pela ferramenta “IMAGE CALCULATOR”. O mapa resultante foi classificado qualitativamente de acordo com a classificação proposta pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), expressa na Tabela 8.

Tabela 8. Classes indicativas de perda de solo

Classes de perda de solo	Intervalo (t.ha⁻¹.ano⁻¹)
Baixa	0 – 10
Moderada	10 – 50
Alta	50 – 200
Muito alta	> 200

Fonte: FAO (1967).

3.2.4 Tolerância de perda de solo

A tolerância de perda de solo (T) dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi determinada a partir da equação proposta por Mannigel et al. (2002), uma modificação da equação proposta por Smith e Stamey (1964) e aplicada por Lombardi Neto e Bertoni (1975b), expressa a seguir:

$$P = h \cdot Ds \cdot f \quad (17)$$

Onde:

P representa o peso da terra, em t.m⁻²;

h representa a espessura do horizonte considerado (m);

Ds é a densidade do solo, expressa em t.m⁻³;

f é o fator de conversão inerente à variação da relação textural.

A tolerância de perda de solo (T) para cada horizonte, expressa em t.ha⁻¹.ano⁻¹, foi obtida multiplicando-se o peso da terra (P) por 10.000 para transformar os dados de t.m⁻² para t.ha⁻¹, e dividindo-se o resultado obtido por 1.000, partindo-se do pressuposto de Smith e Stamey (1964) de que são necessários 1.000 anos para a formação de uma camada de 1.000 mm de solo. A somatória dos valores T de todos os horizontes considerados, até um metro de profundidade, consistiu no valor final da tolerância de perda do solo considerado.

O horizonte C dos solos não foi considerado no cálculo de T. A profundidade de 1 metro refere-se à profundidade máxima admitida para o sistema radicular das plantas, sugerida por Lombardi Neto e Bertoni (1975b). Para os solos rasos, como os Neossolos Litólicos, adotou-se como profundidade máxima no cálculo de T o limite inferior médio do horizonte A.

A espessura dos horizontes (h) e a densidade do solo (Ds) para cada horizonte foram medidas e determinadas nos perfis de solos (trincheiras).

Considerando a relação textural da fração argila (RT) a relação entre a distribuição porcentual média de argila no horizonte B (% ARG. B) e a distribuição porcentual média de argila no horizonte A (% ARG. A), o fator de correção f para a relação textural dos solos foi obtido conforme a Tabela 9. Como os Neossolos Litólicos não possuem horizonte B, adotou-se para estes solos o fator de correção f igual a 1.

Tabela 9. Fatores de correção f em função da relação textural (RT) da fração argila

Relação textural RT	Fator f
< 1,2	1
1,2 - 1,5	0,8
1,5 - 2,0	0,6
2,0 - 2,5	0,4
> 2,5	0,2

Fonte: Mannigel et al. (2002).

3.2.5 Cálculo da capacidade de uso-manejo permissível ou risco de erosão natural

A capacidade de uso-manejo permissível (UMP ou $C_{\text{permissível}}$) (DONZELLI et al., 1992), também denominada índice “e” (NOGUEIRA, 2000) ou risco de erosão natural (e) (FUJIHARA, 2002), foi obtida através da equação 18, que coloca o fator C (uso e manejo) da RUSLE em evidência e utiliza as perdas toleráveis para cada unidade de solo (T) como o fator $A_{\text{tolerável}}$, expresso em $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$.

$$\text{risco de erosão natural } (e) = C_{\text{permissível}} = \frac{A_{\text{tolerável}}}{PNE.P} \quad (18)$$

Onde:

$C_{\text{permissível}}$ é o risco de erosão natural, relacionado ao uso-manejo permissível do solo;

$A_{\text{tolerável}}$ é a tolerância de perda de solo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$);

PNE é o Potencial Natural de Erosão ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$);

P é o fator prática conservacionista, convencionado como plantio em nível, de valor variável com a declividade e determinado conforme a Equação 13.

O risco de erosão natural (e) obtido foi agrupado em graus conforme a intensidade, segundo a Tabela 10, proposta por Nogueira (2000).

Tabela 10. Classificação do risco de erosão natural (e) ou $C_{\text{permissível}}$ relacionado à capacidade de uso da terra

Grau	Intervalo de “e”	Classe
Extremamente alto	<0,0005	VIII
Muito alto	$0,0005 \leq e < 0,001$	VII
Alto	$0,001 \leq e < 0,017$	VI
Moderado	$0,017 \leq e < 0,048$	VI
Baixo	$0,048 \leq e < 0,088$	IV
Muito baixo	$0,088 \leq e < 0,2$	III
Extremamente baixo	$\geq 0,2$	I, II, III

Fonte: Nogueira (2000).

3.2.6 Determinação do risco de erosão simulado (es)

O risco de erosão simulado (es), que representa a relação entre a perda de solo atual ou simulada e a perda tolerável de solo (T), proposto por Cavalieri (1998), foi calculado para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas a partir da equação abaixo.

$$es = \frac{A}{A_{\text{tolerável}}} \quad (19)$$

Onde:

es representa o risco de erosão simulado, adimensional;

A é a perda de solo atual, em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$;

$A_{tolerável}$ é a tolerância de perda de solo para as diferentes classes de solo, expressa em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$.

O mapa de risco de erosão simulado (es) resultante foi enquadrado nas classes propostas por Cavalieri (1998) na Tabela 11.

Tabela 11. Classificação do risco de erosão simulado (es)

Classe de risco de erosão simulado	Valor de es
1 - Perda de solo tolerável	0,0 - 1,0
2 - Perda de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável	1,1 - 2,0
3 - Perda de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável	2,1 - 5,0
4 - Perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável	5,1 - 10,0
5 - Perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável	> 10,0

Fonte: Cavalieri (1998).

3.2.7 Cálculo da expectativa de erosão (ee)

A Expectativa de erosão (ee), parâmetro que indica o grau de erosão que se espera em um determinado local em virtude do uso, manejo e práticas conservacionistas adotados, foi obtido para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas através da equação proposta por Valério Filho (1994):

$$Expectativa\ de\ erosão\ (ee) = CP_{atual} - CP_{tolerável} \quad (20)$$

Onde:

CP_{atual} representa as condições atuais de uso, manejo e práticas conservacionistas (fatores C e P da RUSLE);

$CP_{tolerável}$ representa as condições máximas admissíveis de uso, manejo e práticas conservacionistas, adequadas aos limites de tolerância de perda de solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O mapa da variável CP_{atual} foi obtido através da multiplicação dos mapas dos fatores C e P da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. O mapa de $CP_{\text{tolerável}}$ foi calculado a partir da equação:

$$CP_{\text{tolerável}} = \frac{A_{\text{tolerável}}}{PNE} \quad (21)$$

Onde:

$A_{\text{tolerável}}$ é a tolerância de perda de solo para as diferentes classes de solo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$);

PNE é o Potencial Natural de Erosão ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$).

A Expectativa de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi classificada em quatro classes propostas por Donzelli et al. (1992) (Tabela 12), na qual os valores negativos mostram que as perdas de solo decorrentes do uso-manejo e das práticas conservacionistas atuais estão abaixo dos limites toleráveis.

Tabela 12. Classificação da Expectativa de erosão (ee)

Classe de ee	Intervalo de ee
Ausente	≤ 0
Baixa	0 - 0,05
Média	0,051 - 0,5
Alta	$> 0,5$

Fonte: Donzelli et al. (1992).

3.2.8 Análise de correlação linear e regressão linear entre fatores da RUSLE e perda de solo

Objetivando analisar o grau de relacionamento entre os fatores da RUSLE (R, K, LS, C e P) e a perda de solo (A) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, bem como o poder explicativo destes fatores, determinou-se através do módulo “REGRESS” do SIG-Idrisi Selva, o coeficiente de correlação linear (r) e o coeficiente de determinação linear (R^2) entre as variáveis, sendo a variável dependente (y) o fator A (perda de solo), e a variável

independente (x) cada fator da RUSLE. O SIG também calcula a equação de regressão e apresenta um gráfico de dispersão dos dados.

A partir destas análises, foram evidenciados os fatores de maior e menor influência nas perdas de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

3.2.9 Elaboração do mapa de capacidade de uso da terra

O mapa de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas foi elaborado de acordo com o sistema de classificação constante do Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso (LEPSCH et al., 1991), a partir dos critérios de julgamento de enquadramento elaborados por França (1963) e adaptados por Zimback e Rodrigues (1993) e Ribeiro e Campos (1999). Estes critérios de julgamento são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Critérios de julgamento das classes de capacidade de uso da terra

Limitação	Critérios	Classes de capacidade de uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Fertilidade aparente	Muito alta	x							
	Alta	x							
	Média		x						
	Baixa			x					
	Muito baixa							x	
Profundidade efetiva	>200 cm	x							
	100 - 200 cm	x							
	50 - 100 cm		x						
	25 - 50 cm				x				
	<25 cm							x	
Permeabilidade e drenagem	Excessiva		x						
	Boa	x							
	Moderada		x						
	Pobre			x					
	Muito pobre						x		
Contribuição para o deflúvio	Muito rápido				x				
	Rápido			x					
	Moderado		x						
	Lento	x							
	Muito lento		x						
Pedregosidade	Sem pedras	x							
	< 1 %		x						
	1 - 10 %			x					
	10 - 30 %				x				
	30 - 50 %							x	
> 50 %								x	
Risco de inundação	Sem risco	x							
	Ocasional			x					
	Frequente					x			
	Muito frequente								x
Declividade	0 a 3 %	x							
	3 a 6 %		x						
	6 a 12 %			x					
	12 a 20 %				x				
	20 a 40 %							x	
	> 40 %								x

Continua...

Tabela 13. Critérios de julgamento das classes de capacidade de uso da terra – continuação:

Limitação	Critérios	Classes de capacidade de uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Erosão laminar	Não aparente	x							
	Ligeira		x						
	Moderada			x					
	Severa						x		
	Muito severa							x	
	Extremamente severa								x
Erosão em sulcos superficiais	Não aparente	x							
	Ocasionais		x						
	Frequentes			x					
	Muito frequentes				x				
Erosão em sulcos rasos	Não aparente	x							
	Ocasionais			x					
	Frequentes				x				
	Muito frequentes						x		
Erosão em sulcos profundos	Não aparente	x							
	Ocasionais				x				
	Frequentes						x		
	Muito frequentes							x	
Erosão em voçorocas	Não aparente	x							
	Ocasionais						x		
	Frequentes							x	
	Muito frequentes								x

Fonte: França (1963); Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

Os fatores limitantes utilizados no enquadramento dos solos em classes de capacidade de uso apresentados na Tabela 13 foram determinados a partir da atribuição de notas para seus atributos físicos e químicos, atributos do meio físico ou a partir das observações de campo e descrição morfológica dos perfis de solo. As classificações destes fatores são descritas abaixo:

a) Fertilidade aparente: determinada a partir da somatória das notas atribuídas aos níveis de pH, saturação por bases (V%), capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica dos horizontes subsuperficiais dos solos (Tabelas 14 e 15). Os valores resultantes foram classificados e associados a uma classe de capacidade de uso, definida na Tabela 16.

Tabela 14. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de pH e V %

Crítérios	pH	V %	Nota
Muito alta	> 6,0	> 90	5
Alta	5,6 - 6,0	71 - 90	4
Média	5,1 - 5,5	51 - 70	3
Baixa	4,4 - 5,0	26 - 50	2
Muito baixa	≤ 4,3	≤ 25	1

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

Tabela 15. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de CTC e matéria orgânica

Crítérios	CTC (mmol_c/dm³)	Mat. Orgânica (g/dm³)	Nota
Alta	> 100	> 25	5
Média	50 - 100	15 - 25	3
Baixa	< 50	< 15	1

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

Tabela 16. Classificação da fertilidade aparente em função da somatória das notas atribuídas aos atributos químicos dos solos

Crítérios	Intervalos de enquadramento	Classes
Muito alta	16,8 - 20,0	I
Alta	13,6 - 16,8	I
Média	10,4 - 13,6	II
Baixa	7,2 - 10,4	III
Muito baixa	4,0 - 7,2	VI

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

b) Profundidade efetiva: determinada conforme a descrição morfológica dos perfis de solo durante o levantamento pedológico;

c) Permeabilidade e drenagem: estabelecida a partir da textura e da descrição morfológica das unidades de solo, conforme critérios constantes da Tabela 17.

Tabela 17. Critérios de determinação da permeabilidade e drenagem dos solos

Critérios	Classe	Características
Excessiva	II	1/1 - rápida em ambos os horizontes
Boa	I	1/2 - rápida no horizonte superficial e moderada no horizonte subsuperficial
Moderada	II	2/1 - moderada no horizonte superficial e rápida no horizonte subsuperficial
		2/2 - moderada em ambos os horizontes
Pobre	III	1/3 - rápida no horizonte superficial e lenta no horizonte subsuperficial
		2/3 - moderada no horizonte superficial e lenta no horizonte subsuperficial
		3/1 - lenta no horizonte superficial e rápida no horizonte subsuperficial
Muito pobre	V	3/2 - lenta no horizonte superficial e moderada no horizonte subsuperficial
		3/3 - lenta em ambos os horizontes

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993).

d) Contribuição para o deflúvio: foi analisada em função de duas variáveis: tipo de solo e classe de declive, as quais receberam diferentes notas (Tabela 18) que, somadas, permitiram o enquadramento nas classes de deflúvio e de capacidade de uso da terra (Tabela 19).

Tabela 18. Notas atribuídas ao tipo de solo e à declividade em relação à contribuição para o deflúvio

Tipos de solo	Contribuição para o deflúvio	Classes de declive (%)	Contribuição para o deflúvio
LVEf	1	0 - 3	1
LVd, LVdf	2	3 - 6	2
LVAe	3	6 - 12	3
NVef, PVef, PVd, PVdf e PVAd	4	12 - 20	4
RLe	5	20 - 40	5
GXbe	6	> 40	6

Fonte: Ribeiro e Campos (1999).

Tabela 19. Intervalos de enquadramento dos critérios de deflúvio

Intervalo	Critério de deflúvio	Classe
2 – 3	muito lento	II
4 – 5	lento	I
6 – 7	moderado	II
8 – 9	rápido	III
10 – 12	muito rápido	IV

Fonte: Ribeiro e Campos (1999).

e) Pedregosidade: foi determinada através da descrição morfológica dos perfis de solo no levantamento pedológico e classificada conforme intervalos descritos na Tabela 13;

f) Risco de inundação: determinado a partir de observações em campo e de entrevistas com a população local. Foi classificado em: sem risco; ocasional (período de recorrência provável de mais de cinco anos); frequente (recorrência provável entre um e cinco anos); e muito frequente (ocorrendo sistematicamente todos os anos, uma ou mais vezes nas várias estações do ano) (ZIMBACK; RODRIGUES, 1993);

g) Declividade: os intervalos de declive, preconizados pelo Soil Survey Staff (1975), e seu grau de limitação ao uso do solo, foram obtidos a partir da reclassificação do mapa de declividade da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, o qual foi gerado a partir do MDE, através da ferramenta “SLOPE” do SIG-Idrisi Selva;

h) Erosão laminar: foi identificada no campo e classificada de acordo com os critérios propostos por Zimback e Rodrigues (1993):

- Ligeira: menos de 25 % do horizonte superficial removido;
- Moderada: de 25 a 75 % do horizonte superficial removido;
- Severa: mais de 75 % do horizonte superficial removido;
- Muito severa: todo o horizonte superficial removido;
- Extremamente severa: com a maior parte do horizonte B removido e

o horizonte C atingido;

i) Erosão em sulcos: foi identificada em campo e classificada de acordo com a profundidade dos canais e frequência (LEPSCH et al., 1991) em:

Profundidade dos sulcos:

- Sulcos superficiais: podem ser cruzados por máquinas agrícolas e se desfazem com o preparo do solo;
- Sulcos rasos: podem ser cruzados por máquinas agrícolas, mas não se desfazem com o preparo do solo;
- Sulcos profundos: não podem ser cruzados por máquinas agrícolas, mas não atingiram o horizonte C;
- Voçorocas (ou sulcos muito profundos): não podem ser cruzados por máquinas agrícolas e já atingiram o horizonte C.

Frequência:

- Ocasionais: áreas com sulcos distanciados mais de 30 metros entre si;
- Frequentes: áreas com sulcos a menos de 30 metros de distância entre si, mas ocupando área inferior a 75 %;
- Muito frequentes: áreas com sulcos a menos de 30 metros de distância entre si, mas ocupando área superior a 75 %.

Após elaboração da tabela de fatores limitantes ao uso da terra para cada unidade de mapeamento de solo, foi realizada a tabulação cruzada das unidades de mapeamento (itens da legenda do mapa de solos) e das classes de declividade definidas na Tabela 13, através do módulo CROSSTAB do SIG-Idrisi Selva, uma vez que a declividade exerce influência em alguns fatores limitantes. O mapa resultante foi reclassificado para obtenção das classes e subclasses de capacidade de uso da terra, adotando-se a classe de maior valor entre os fatores limitantes e a natureza desta limitação (erosão presente e/ou risco de erosão, solo, excesso de água e/ou limitações climáticas).

3.2.10 Simulação de perda de solo

3.2.10.1 Adequação do uso e manejo à capacidade de uso da terra

Os usos, manejos e práticas conservacionistas propostos para adequação da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas à capacidade de uso da terra, correspondentes aos fatores C e P da RUSLE, apresentados na Tabela 20, seguiram as práticas recomendadas por Lepsch et al. (1991) para as diferentes classes e subclasses de capacidade de

uso, tendo como objetivo simular as taxas de erosão para esta situação e verificar em que intensidade a adoção de usos, manejos e práticas de conservação do solo ajustadas à limitação de uso promove a redução do processo erosivo.

Tabela 20. Usos, manejos (fator C) e práticas conservacionistas (fator P) adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas para estimativa de perda de solo por erosão

Classe	Uso/Manejo	Fator C	Práticas conservacionistas	Fator P
Ie,s	Milho (verão) em rotação com trigo (inverno) - semeadura direta ^{1,2}	0,061 + 0,0588 = 0,1198	Plantio em nível e terraceamento	
IIIe	Soja (verão) em rotação com trigo (inverno) - semeadura direta ²	0,0455 + 0,0588 = 0,1043	Plantio em nível e terraceamento	Variável com a declividade ^{5,6}
IIIe,s	Soja (verão) em rotação com aveia (inverno) - semeadura direta ^{2,1}	0,0455 + 0,0372 = 0,0827	Plantio em nível e terraceamento	
IIIs	Soja (verão) em rotação com aveia (inverno) - semeadura direta ^{2,1}	0,0455 + 0,0372 = 0,0827	Plantio em nível	
IVe	Citros com entrelinha vegetada ³	0,05	Alternância de capinas e plantio em nível	0,4 ⁷
IVe,s	Pastagem com manejo ⁴	0,001	Plantio em nível e terraceamento	
IVs	Pastagem com manejo ⁴	0,001	Plantio em nível e terraceamento	
Va	Pastagem com manejo ⁴	0,001	Plantio em nível	Variável com a declividade ^{5,6}
VIe	Pastagem com manejo ⁴	0,001	Plantio em nível e terraceamento	
VIe,s	Pastagem com manejo ⁴	0,001	Plantio em nível e terraceamento	
VIIs	Reflorestamento com eucalipto ⁴	0,047	Plantio em nível e terraceamento	
VIIe	Reflorestamento com espécies nativas (floresta) ⁴	0,0004	Fator P para floresta	0,001 ⁸

¹ Bertol et al. (2002); ² Bertol et al. (2001); ³ Donzelli et al. (1992); ⁴ Silva et al. (2010); ⁵ Subfator P para plantio em nível: determinado pela equação 13; ⁶ Subfator P para áreas terraceadas: 0,5 (declividade > 45 %); 0,6 (declividade: 20 - 40 %); 0,7 (declividade: 12 - 20 %); 0,8 (declividade: 6 - 12 %); 0,9 (declividade: 3 - 6 %); 1,0 (declividade (0 - 3 %)); ⁷ Valor sugerido por Bertoni e Lombardi Neto (2005); ⁸ Gonçalves (2002).

A partir do mapa de capacidade de uso da terra, foram criados os mapas contendo os usos e manejos do solo adequados com os respectivos valores do fator C, e de práticas conservacionistas, contendo os valores do fator P. As Áreas de Preservação Permanente, de 30 metros nas faixas marginais dos cursos d'água e 50 metros ao redor das nascentes definidas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), foram mantidas com vegetação nativa (fator C = 0,0004 e fator P = 0,001). Estes mapas foram multiplicados ao mapa do Potencial Natural de Erosão para geração do mapa de cenário de erosão de adequação à capacidade de uso da terra. Para comparar as perdas de solo simuladas à tolerância de perda de solo, foi determinado o risco de erosão simulado (es), conforme metodologia descrita no item 3.2.6.

3.2.10.2 Ocupação com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível

A cana-de-açúcar ocupa área significativa na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e tem grande probabilidade de expansão sobre ela e sobre o município devido à existência de usinas de açúcar e álcool nos municípios ao redor de Santa Cruz do Rio Pardo. A simulação de perda de solo com toda a área ocupada por cana-de-açúcar objetivou analisar os impactos da sua possível expansão na conservação das terras agrícolas.

Para a realização da simulação, foi adotado o valor C igual a 0,1, equivalente à cana-de-açúcar sem manejo, e o plantio em nível, determinado pela Equação 13 em função da declividade do terreno. As Áreas de Preservação Permanente foram mantidas com vegetação nativa, com larguras e fatores C e P definidos no item 3.2.10.1. A perda de solo simulada foi relacionada à tolerância de perda de solo, obtendo-se assim o mapa de risco de erosão simulado (es) para o cenário de ocupação com cana-de-açúcar e plantio em nível.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização ambiental e agrícola da sub-bacia hidrográfica

4.1.1 Erosividade da chuva (fator R)

A precipitação média mensal, índice de erosão (EI) médio mensal e acumulado e o índice de erosividade médio anual obtidos a partir dos dados pluviométricos do posto pluviométrico São Pedro do Turvo do período de 1981 a 2011, excluído o ano 2010, são apresentados na Tabela 21.

Os meses de maiores índices pluviométricos e de maior erosividade da chuva, em ordem decrescente, são: janeiro, dezembro e fevereiro. O índice de erosão destes meses corresponde a 56,77 % do índice EI anual. Por outro lado, os meses de junho, julho e agosto apresentam os menores índices pluviométricos anuais e a menor erosividade da chuva, perfazendo apenas 4,19 % do índice EI anual. As chuvas registradas no posto pluviométrico São Pedro do Turvo concentram-se no período de outubro a março, perfazendo 72,43 % do índice pluviométrico anual e 82,98 % do índice de erosão médio anual, enquanto a estação

seca, de abril a agosto, representa 27,57 % do índice pluviométrico médio anual e 17,02 % do índice de erosão médio anual.

Tabela 21. Precipitação média mensal, índice de erosão (EI) médio mensal e EI acumulado ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e %) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Mês	Precipitação (mm)	EI mensal ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	EI acumulado ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	EI mensal (%)	EI acumulado (%)
Julho	34,34	63,23	63,23	1,04	1,04
Agosto	30,90	52,96	116,19	0,86	1,90
Setembro	75,21	236,40	352,59	3,87	5,77
Outubro	114,50	479,38	831,97	7,85	13,62
Novembro	114,59	480,00	1.311,97	7,86	21,48
Dezembro	184,51	1.069,49	2.381,46	17,51	38,99
Janeiro	218,53	1.421,62	3.803,08	23,27	62,26
Fevereiro	174,80	976,52	4.779,60	15,99	78,25
Março	136,16	641,50	5.421,11	10,50	88,75
Abril	89,86	318,92	5.740,02	5,22	93,97
Mai	73,80	229,01	5.969,03	3,75	97,72
Junho	54,85	139,02	6.108,05	2,28	100,00
Total	1.302,06	6.108,05	6.108,05	100,00	100,00

Esta distribuição anual da precipitação implica na necessidade da manutenção da cobertura vegetal no solo nos meses mais chuvosos e de maior erosividade da chuva, de modo a protegê-lo da desagregação provocada pelo impacto das gotas de chuva e do transporte causado pelo escoamento superficial da precipitação, justificando a estimativa do fator C da RUSLE a partir do uso e manejo da terra no mês de janeiro, mês de maior índice pluviométrico e maior índice de erosão médio mensal.

O índice de erosividade da chuva anual (fator R) a ser utilizado na estimativa de perda de solo através da RUSLE, determinado pelo programa netErosividade SP, será de $7.405 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Como a chuva é um agente desencadeador dos processos erosivos, julgou-se mais adequada a utilização deste valor de R em detrimento do obtido a partir da metodologia proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) por ser numericamente maior e próximo ao índice R obtido por Roque et al. (1991) em Piraju – SP, localizado a aproximadamente 52 quilômetros em linha reta das coordenadas centrais da Sub-

Bacia do Ribeirão das Perobas. Deste modo, as perdas de solo calculadas pela RUSLE não serão subestimadas.

4.1.2 Solos

4.1.2.1 Levantamento detalhado de solos

As classes de solo encontradas no levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, realizado em conformidade com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), são apresentadas no mapa detalhado de solos da Figura 5. As classes de solo, textura e áreas em hectare e porcentagem em relação à área total da sub-bacia são apresentadas na Tabela 22.

Tabela 22. Unidades de solo presentes na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Classe de solo	Sigla	Textura	Área (ha)	Área (%)
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)	LVd	Média	1.066,63	34,85
Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef)	LVef	Argilosa	695,78	22,73
Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVef)	NVef	Argilosa ou Muito argilosa	492,77	16,10
Argissolo Vermelho Distroférico (PVdf)	PVdf	Média / Argilosa	231,71	7,57
Neossolo Litólico Eutrófico (RLe)	RLe	Argilosa	211,42	6,91
Argissolo Vermelho Eutroférico (PVef)	PVef	Média / Argilosa	134,72	4,40
Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (LVAe)	LVAe	Média	79,08	2,58
Gleissolo Háptico Tb Eutrófico (GXbe)	GXbe	Argilosa	75,02	2,45
Argissolo Vermelho Distrófico (PVd)	PVd	Média	37,69	1,23
Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf)	LVdf	Argilosa	23,91	0,78
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico abrupto (PVAd)	PVAd	Arenosa / Média	12,33	0,40

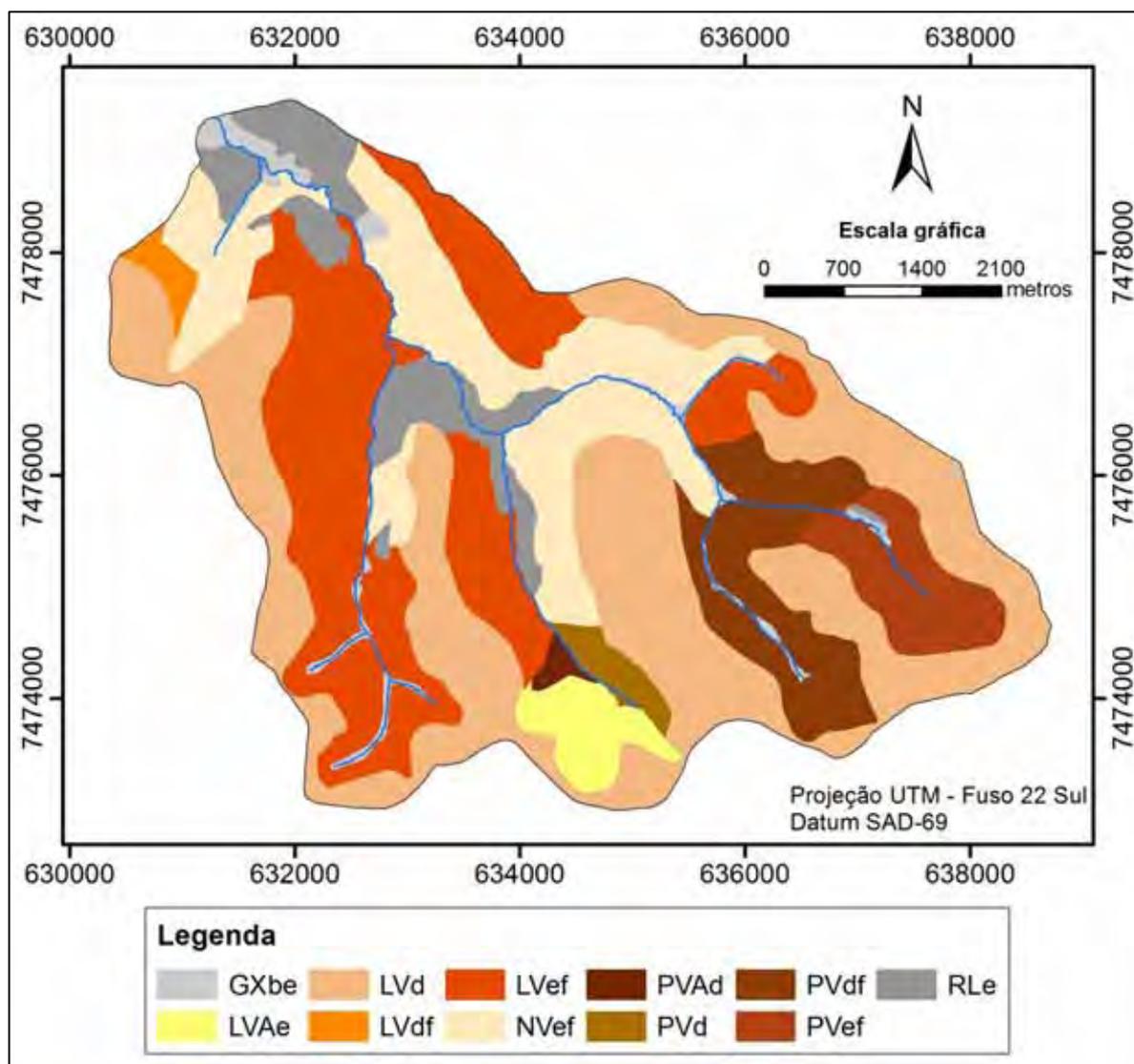


Figura 5. Mapa detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A classe de solo de maior área na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas é o Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) de textura média, localizado nas proximidades dos divisores de água da sub-bacia que apresentam relevo plano ou suave ondulado. Está assentado em grande parte sobre a Formação Adamantina, do Grupo Bauru.

As classes Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef) e Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVef), que juntas ocupam 38,83 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, estão em sua maioria localizadas em áreas de relevo ondulado ou forte ondulado,

com declividades entre 6 e 20 %. Estes solos são originários de rochas vulcânicas basálticas da Formação Serra Geral, Grupo São Bento, que lhes propiciam a textura argilosa ou muito argilosa e o caráter eutroférico. Parte destes solos assenta-se sobre a transição para a Formação Adamantina.

Os Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe), que ocupam 6,91 % da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, localizam-se em sua maior parte sobre relevos ondulados a escarpados (84,62 % de sua área apresenta declividade entre 6 e 40 %) onde predomina o escoamento superficial da água pluvial, tendo como consequência a redução da atuação dos processos pedogenéticos. Apresentam espessura variável de 15 cm a 50 cm até o contato lítico. Os Gleissolos Háplicos Tb Eutróficos (GXbe), por sua vez, estão localizados nos fundos de vale e planícies de inundação dos afluentes, do rio principal e do Rio Turvo, o qual recebe as águas da sub-bacia. Apenas uma mancha deste solo localiza-se sobre relevo ondulado a fortemente ondulado na baixa vertente, em terrenos argilosos mal drenados com inúmeras nascentes.

Os Argissolos ocupam 13,6 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e apresentam textura de Arenosa/Média a Média/Argilosa. Assentam-se em sua maioria sobre terrenos arenosos da Formação Adamantina, Grupo Bauru, predominando os relevos ondulados a forte ondulados, com exceção do Argissolo Vermelho Eutroférico (PVAd), assentado sobre relevos suave ondulados a ondulados. Apenas o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) apresenta transição abrupta entre os horizontes E e Bt, o que lhe confere o caráter abrupício. Esta classe de solo localiza-se no vale de um córrego extinto. Os Argissolos localizados na porção leste da sub-bacia apresentam caráter férrico (PVef e PVdf).

Localizado sobre terreno arenoso na transição entre o Latossolo Vermelho Distrófico e o Argissolo Vermelho Distrófico, encontra-se uma mancha de Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (LVAe), situada sobre relevo suave a fortemente ondulado. Sobre as mesmas classes de declividade, porém sobre terreno argiloso da Formação Serra Geral, encontra-se uma mancha de Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), que ocupa apenas 0,78 % da área da sub-bacia.

4.1.2.2 Erodibilidade do solo (fator K)

A erodibilidade dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas é expressa na Tabela 23 e espacializada na Figura 6.

Tabela 23. Erodibilidade dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ($t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$) por classe de solo

Classe de solo	Erodibilidade
Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef)	0,010
Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVef)	0,010
Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf)	0,012
Neossolo Litólico Eutrófico (RLe)	0,018
Gleissolo Háptico Tb Eutrófico (GXbe)	0,020
Argissolo Vermelho Distrófico (PVd)	0,023
Argissolo Vermelho Eutroférico (PVef)	0,027
Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (LVAe)	0,029
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico abrupto (PVAd)	0,032
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)	0,034
Argissolo Vermelho Distroférico (PVdf)	0,042

Como a determinação da erodibilidade do solo foi realizada a partir dos dados de textura dos horizontes superficiais ou subsuperficiais das amostras coletadas (média das erodibilidades das amostras pertencentes à mesma unidade de mapeamento), conforme proposta de Mannigel et al. (2002), as classes de solo de textura muito argilosa e argilosa obtiveram menores índices de erodibilidade que os solos de textura média e arenosa.

Apesar de não adotar como variáveis o teor de matéria orgânica, a estabilidade dos agregados e a permeabilidade do perfil de solo, comumente utilizadas na determinação da erodibilidade, o método de determinação utilizado neste trabalho apresentou resultados coerentes com as propriedades físicas dos solos. Ressalta-se a natureza coloidal dos minerais de argila do solo, presentes em maior quantidade nos solos de textura argilosa, na

agregação e estabilização dos agregados do solo, conferindo-lhe maior resistência contra o processo erosivo.

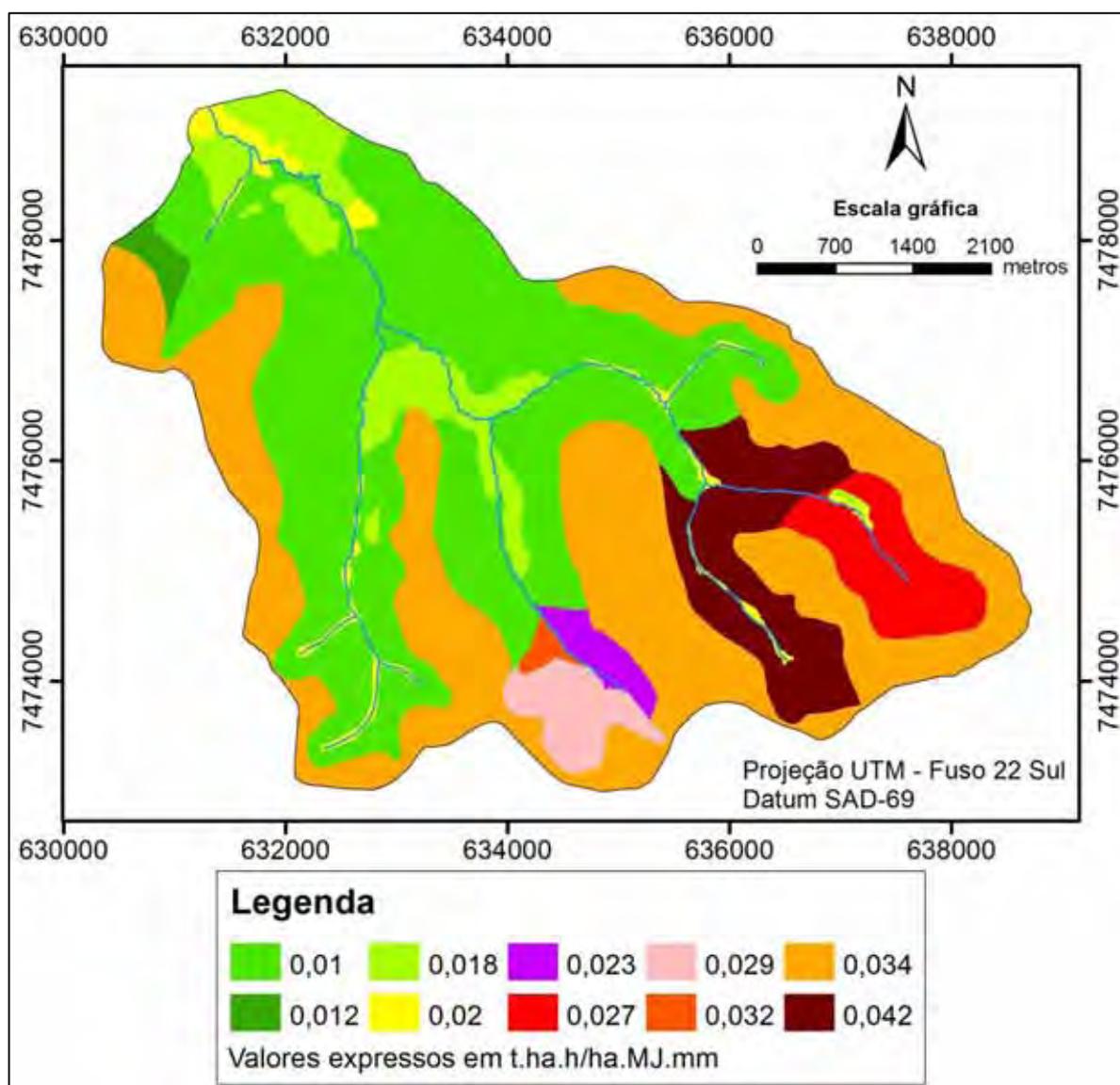


Figura 6. Mapa de erodibilidade dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Conforme constatado por Mannigel et al. (2002), o fator K tornou-se extremamente elevado em classes de solo que apresentaram teor de silte + areia igual ou maior que 840 g.kg^{-1} no horizonte A. As unidades de mapeamento PVAd, PVd e LVAe apresentaram teores médios de silte + areia no horizonte A de 957 g.kg^{-1} , 847 g.kg^{-1} e 840

g.kg^{-1} , respectivamente, e valores médios de erodibilidade de 0,222, 0,055 e 0,052. Para estas classes de solo, adotou-se a erodibilidade média do horizonte subsuperficial (Bt ou Bw).

Os valores de erodibilidade dos solos LVd e LVAe utilizados neste trabalho superiores aos encontrados na literatura para os Latossolos, como em Lombardi Neto e Bertoni (1975a), cujo fator K dos horizontes superficiais dos Latossolos do levantamento de reconhecimento dos solos do estado de São Paulo de 1960 esteve entre 0,011 e 0,022 $\text{t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$; em Fujihara (2002), que utilizou o valor de 0,0175 $\text{t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ para os Latossolos em geral; e em Farinasso et al. (2006), que utilizou o fator K de 0,014 a 0,048 $\text{t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ para os Latossolos Vermelhos Distróficos na região do Alto Parnaíba (PI/MA), determinados pelo nomograma de Wischmeier et al. em 1971, descrito por Wischmeier e Smith (1978). Farinasso et al. (2006) e Corrêa (2011) obtiveram erodibilidade dos Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe) superior à erodibilidade utilizada neste trabalho (0,036 e 0,053 $\text{t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$, respectivamente). Neves et al. (2011), em estimativa de perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Jauru, não discriminam a erodibilidade dos Neossolos Litólicos mas informam serem solos de alta erodibilidade.

4.1.2.3 Tolerância de perda de solos

A tolerância de perda de solos, referida como a quantidade de terra que pode ser perdida anualmente por erosão mantendo ainda o solo elevado nível de produtividade por longo período de tempo com um grau de conservação que mantenha uma produção econômica em futuro previsível com os meios técnicos atuais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005), foi determinada para os solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas através da equação que utiliza como variáveis a profundidade média e a densidade do solo dos horizontes superficiais e subsuperficiais, além do fator de correção f inerente à relação textural da fração argila dos horizontes subsuperficiais e superficiais. Estas variáveis, somadas à textura média dos horizontes dos solos, são expressas na Tabela 24.

Tabela 24. Valores médios de textura e densidade do solo dos horizontes superficiais e subsuperficiais, profundidade dos horizontes, relação textural da fração argila e fator f das classes de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Classe solo	Horizonte superficial				Horizonte subsuperficial				RT	f	Ds	Ds
	Areia	Silte	Argila	Prof.	Areia	Silte	Argila	Prof.			horizonte A	horizonte B
g.kg ⁻¹m...g.kg ⁻¹m...			g.cm ⁻³	g.cm ⁻³
GXbe	143	500	357	0,44	88	292	620	0,56	1,73	0,6	1,39	1,50
LVAe	792	48	160	0,23	693	53	254	0,77	1,58	0,6	1,71	1,76
LVd	746	49	205	0,22	685	48	267	0,78	1,30	0,8	1,75	1,52
LVdf	355	191	454	0,20	303	164	533	0,80	1,17	1,0	1,47	1,37
LVEf	293	193	514	0,35	243	206	551	0,65	1,07	1,0	1,35	1,36
NVEf	238	265	497	0,35	202	215	583	0,65	1,17	1,0	1,49	1,65
PVAd	929	28	43	0,59	627	137	236	0,41	5,48	0,2	1,55	1,53
PVd	772	75	153	0,46	638	61	301	0,54	1,96	0,6	1,54	1,50
PVdf	657	146	197	0,41	486	91	423	0,59	2,14	0,4	1,66	1,69
PVEf	587	149	264	0,40	431	128	441	0,60	1,67	0,6	1,80	1,73
RLe	179	449	372	0,40	-	-	-	-	1	1	1,32	-

Prof.: profundidade do perfil de solo até 1 metro; RT: relação entre a % argila do horizonte B e a % argila do horizonte A; f: fator de correção em função da relação textural da fração argila; Ds: densidade do solo.

A Tabela 25 apresenta a tolerância de perda de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, e a Figura 7 mostra esta variável espacializada por unidade de mapeamento de solo.

Da análise dos valores de tolerância de perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, constata-se que o gradiente textural dos horizontes A e B, expresso pelo fator de correção f, foi o principal responsável pelas diferenças de tolerância encontradas entre as diferentes classes de solo. As maiores tolerâncias de perda foram obtidas nos solos NVEf, LVdf e LVEf, por apresentarem gradiente textural inferior a 1,2 e fator de correção f igual a 1. O LVd, cuja relação textural é de 1,30 e o fator de correção é 0,8, apresentou tolerância de perda pouco inferior à obtida pelas classes anteriores. A menor tolerância de perda apresentada pelos Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe) deve-se à pequena profundidade do *solum*, tendo sido adotada a profundidade média de 0,40 m.

Tabela 25. Tolerância de perda dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$) por classe de solo

Classe de solo	Tolerância
Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVef)	15,94
Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf)	13,90
Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef)	13,56
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)	12,56
Argissolo Vermelho Eutroférico (PVef)	10,54
Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (LVAe)	10,49
Argissolo Vermelho Distrófico (PVD)	9,11
Gleissolo Háptico Tb Eutrófico (GXbe)	8,70
Argissolo Vermelho Distroférico (PVdf)	6,71
Neossolo Litólico Eutrófico (RLe)	5,28
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico abruptico (PVAd)	3,08

As diferenças de tolerância de perda de solo dos Argissolos também sofreram influência do gradiente textural. O Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVdf), por apresentar relação textural da fração argila igual a 5,48 e fator f igual a 0,2, tolera a perda de apenas 3,08 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$. O Argissolo Vermelho Distroférico (PVdf), cuja relação textural da fração argila é igual a 2,14 e o fator f de 0,4, apresenta tolerância de perda de 6,71 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, enquanto os Argissolos Vermelho Distróficos (PVD) e os Argissolos Vermelho Eutroféricos (PVef) apresentam fator f de 0,6 e tolerância de perda de 9,11 e 10,54 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, respectivamente, influenciadas pela variação na profundidade dos horizontes e pela densidade do solo.

A tolerância de perda de solo dos Gleissolos Hápticos Tb Eutróficos também foi afetada pela relação textural (fator f igual a 0,6), mas diferiu da tolerância apresentada pelo Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, de mesmo fator f, que apresentou maior tolerância de perda de solo em razão da maior profundidade do horizonte Bw.

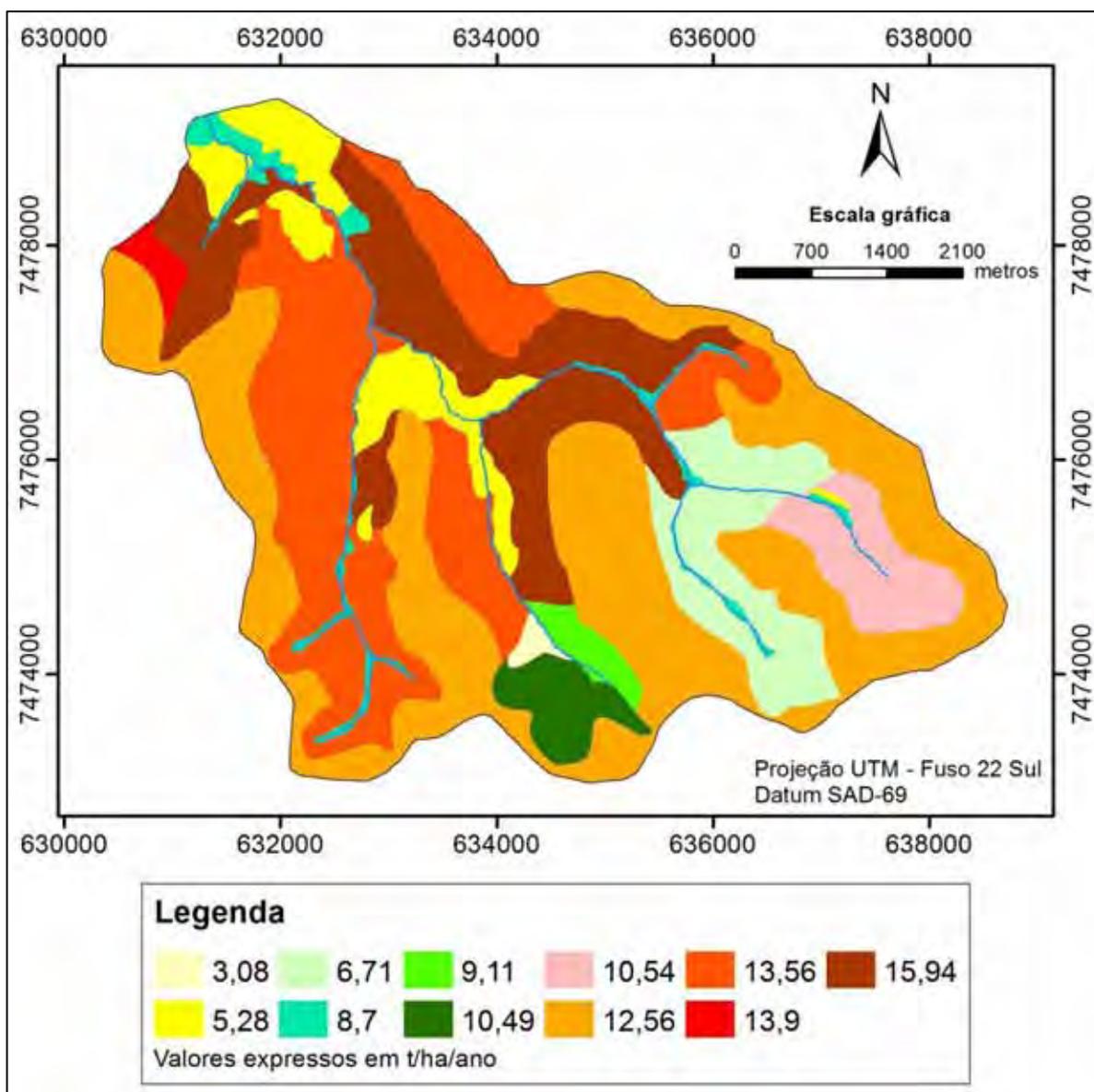


Figura 7. Tolerância de perda dos solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

De maneira geral, os Latossolos apresentaram tolerância média de perda de solo de $12,62 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, e os Argissolos, $7,36 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, concordando com os resultados médios obtidos por Lombardi Neto e Bertoni (1975b), considerando a menor profundidade para o desenvolvimento radicular dos Argissolos devido ao acúmulo de argila no horizonte Bt, que cria um gradiente de drenagem entre os horizontes superficial e subsuperficial, deixando as camadas superficiais mais sujeitas ao processo erosivo.

Embora os solos de menor erodibilidade tenham apresentado as maiores tolerâncias de perda de solo e alguns Argissolos de alta erodibilidade tenham apresentado as menores tolerâncias de perda, não houve relacionamento linear entre estes dois parâmetros em razão das diferenças de profundidade do *solum* e do gradiente textural da fração argila, não considerados na determinação da erodibilidade do solo.

4.1.3 Relevô

A Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas possui altitude média de 565,82 m, altitude mínima de 453,57 m e altitude máxima de 635,85 m, onde predominam as vertentes retilíneas e as convexas.

4.1.3.1 Declividade

O mapa de classes de declividade da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, interpolado a partir do modelo digital de elevação do terreno, é apresentado na Figura 8. A Tabela 26 mostra a área em hectares e porcentagem da área total das classes de declive.

O relevo predominante na sub-bacia é o ondulado (declividade de 6 – 12 %), que ocupa 38,3 % da sua área, seguido do relevo suave ondulado (declividade de 3 – 6 %), representando 24,38 % da área, e do relevo forte ondulado (declividade de 12 – 20 %), que ocupa 20,98 % da área da sub-bacia. Nas classes de relevo ondulado, o escoamento superficial da água pluvial é médio, e nas classes de declividade maiores, a partir de forte ondulado, o escoamento superficial é rápido a muito rápido, exigindo desde práticas simples de controle da erosão, como terraceamento e faixas de retenção do fluxo da água, até práticas conservacionistas mais complexas e/ou restrição do uso agrícola, sobretudo nas rampas de comprimento muito longo (LEPSCH et al., 1991). As áreas de relevo plano (declividade de 0 – 3 %), que demandam nenhuma ou práticas simples de controle da erosão, ocupam apenas 12,04 % da área da sub-bacia.

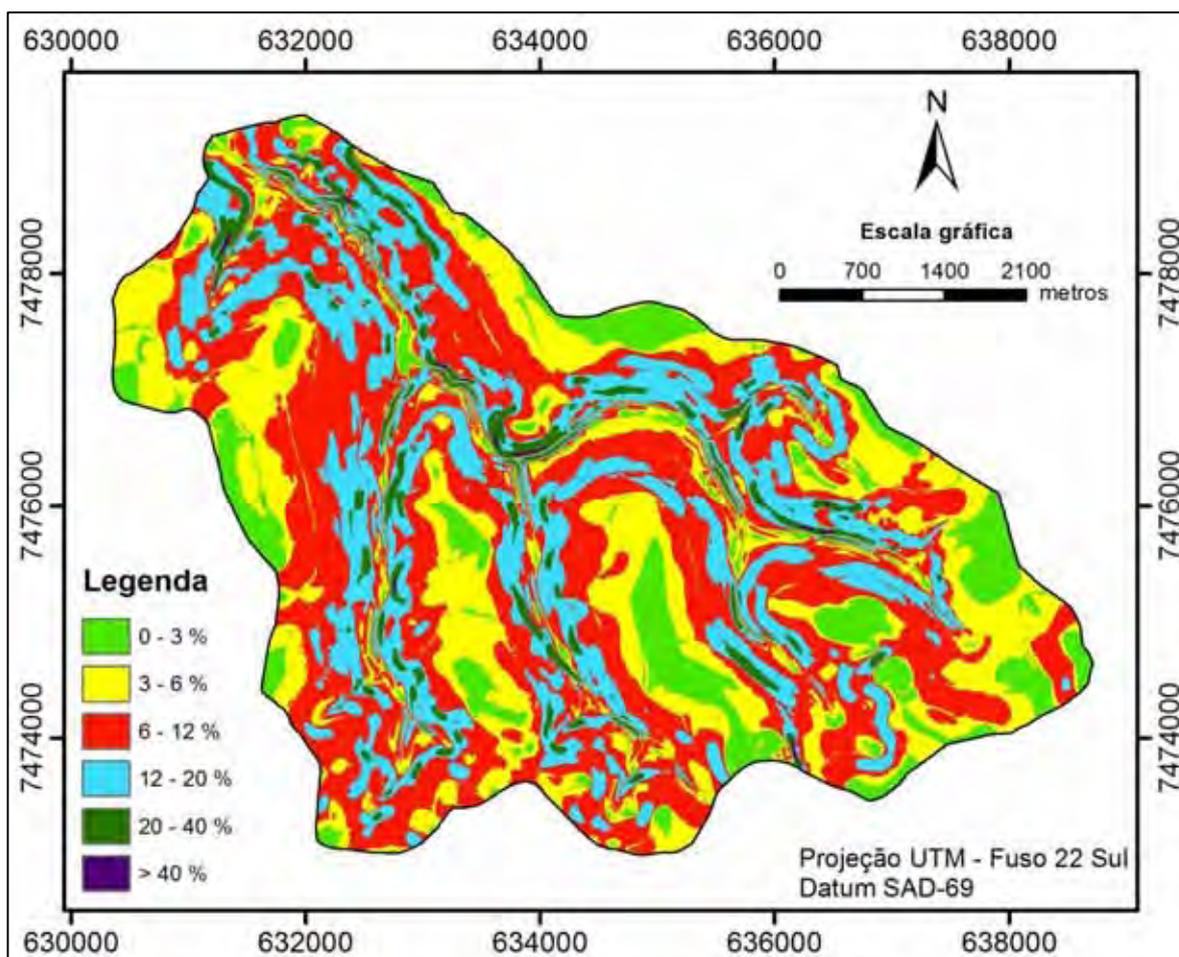


Figura 8. Mapa de declividade da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Tabela 26. Classes de declive e respectivas áreas na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Declividade (%)	Relevo	Área total (ha)	Área (%)
0 - 3	Plano	368,61	12,04
3 - 6	Suave ondulado	746,36	24,38
6 - 12	Ondulado	1.172,48	38,30
12 - 20	Forte ondulado	642,26	20,98
20 - 40	Montanhoso	127,00	4,15
> 40	Escarpado	4,36	0,14

4.1.3.2 Comprimento de rampa e declividade (fator LS)

O fator topográfico (LS) da RUSLE, calculado para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas pelo programa Usle2D a partir de algoritmos pré-definidos, é apresentado na Figura 9. O mapa apresenta os valores agrupados em classes de modo a facilitar sua visualização, mas foram utilizados dados reais na determinação do Potencial Natural de Erosão e da perda de solo (A). A Tabela 27 apresenta a área das classes de LS da figura, mas subdivide a classe 50 – 171,03 em três classes para evidenciar a pequena representatividade dos valores superiores a 100.

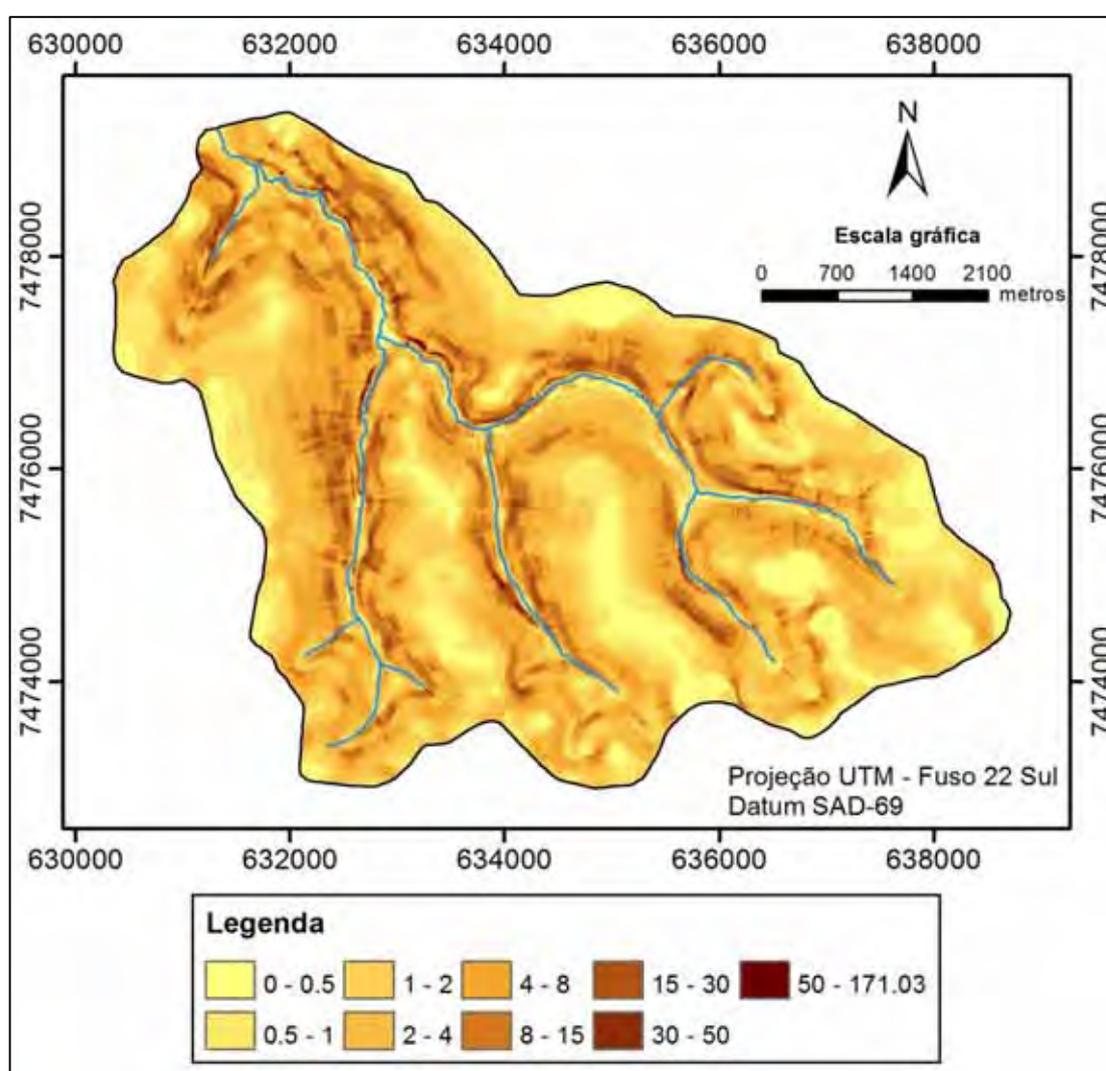


Figura 9. Fator topográfico (LS) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Tabela 27. Classes de fator LS da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Intervalo LS	Área (ha)	Área (%)
0 - 0,5	280,15	9,15
0,5 - 1	430,37	14,06
1 - 2	582,28	19,02
2 - 4	679,62	22,20
4 - 8	666,79	21,78
8 - 15	327,35	10,69
15 - 30	83,90	2,74
30 - 50	9,07	0,30
50 - 100	1,44	0,05
100 - 150	0,11	0,00
150 - 171,03	0,006	0,00

Embora o valor máximo do fator LS seja 171,03, em área de 75 % de declividade e comprimento de rampa de aproximadamente 700 m, quase a totalidade (99,64 %) da sub-bacia apresentou fator LS inferior a 30. As classes de valor 1 a 8 representam 63 % da área da sub-bacia, e o intervalo de 0 a 8, 86,21% da sua área total. Os valores superiores a 50 distribuem-se em pontos isolados e pequenos agrupamentos de pixels pela sub-bacia.

A distribuição espacial do fator LS segue as classes de declividade da área de estudo, ou seja, os valores LS de 0 a 2 são aproximadamente coincidentes com a declividade de 0 a 6 %. Os valores LS de 2 a 15 se sobrepõem a grande parte das áreas de declividade de 6 a 20 %, enquanto parte dos valores LS de 15 a 50 são coincidentes com as declividades de 20 a 40 %. Portanto, o fator LS da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas recebe mais influência da declividade (fator S) que do comprimento de rampa (fator L).

O fator LS é a variável da RUSLE que apresenta maior amplitude de valores, constituindo o fator de maior influência na configuração do Potencial Natural de Erosão.

4.1.4 Uso e manejo do solo (fator C)

O uso e o manejo do solo na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, mapeados sobre imagem de satélite de 11/03/2007 e atualizados para o mês de janeiro de

2011, mês de maior índice pluviométrico e erosividade da chuva (23,27 % do índice de erosão anual), estão espacializados na Figura 10.

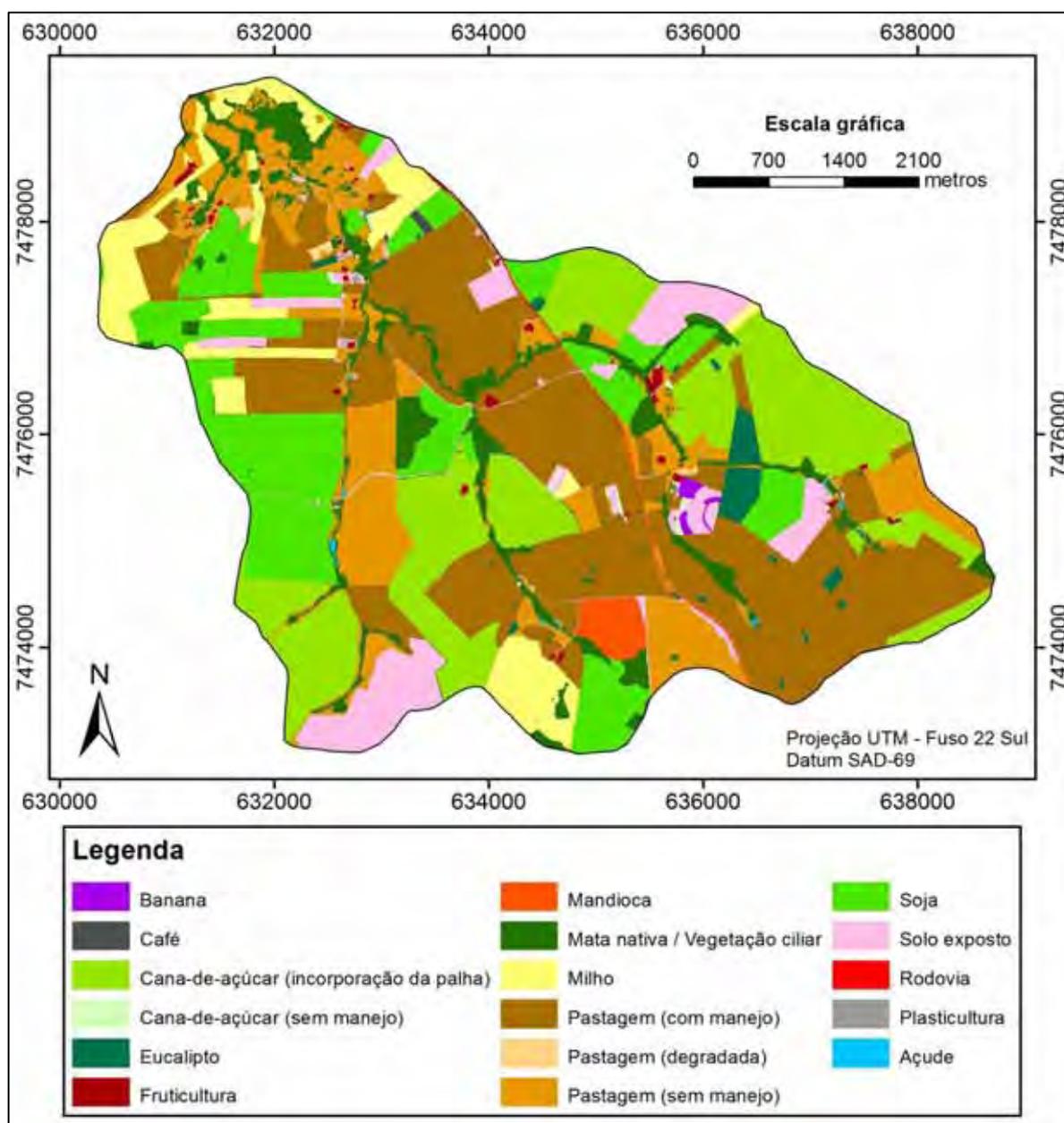


Figura 10. Mapa de uso e manejo do solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A Tabela 28 apresenta as áreas das classes de uso e manejo do solo da Sub-Bacia do Ribeirão das perobas em hectares e porcentagem da área total.

Tabela 28. Usos e manejos do solo e respectivas áreas na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Uso do solo e manejo	Área (ha)	Área (%)
Pastagem (com manejo)	917,00	29,96
Cana-de-açúcar (incorporação da palha)	539,13	17,61
Soja (preparo convencional)	440,63	14,39
Pastagem (sem manejo)	408,59	13,35
Mata nativa / Vegetação ciliar	226,82	7,41
Milho (com restos incorporados)	207,59	6,78
Solo exposto	206,75	6,75
Eucalipto (corte a cada 7 anos)	39,79	1,30
Mandioca (convencional)	30,37	0,99
Fruticultura	15,57	0,51
Banana	5,96	0,19
Rodovia	5,44	0,18
Cana-de-açúcar (sem manejo)	5,34	0,17
Pastagem (degradada)	5,34	0,17
Açude	3,03	0,10
Café (entrelinha vegetada)	2,48	0,08
Plasticultura	1,22	0,04

As áreas de pastagem com manejo, entendidas como áreas terraceadas e/ou adubadas com maior densidade de cobertura vegetal, representam a classe de solo de maior ocupação na sub-bacia (29,96 %), resultando em baixa suscetibilidade à erosão laminar pela redução do impacto da gota da chuva e do volume de escoamento superficial, além de possibilitar maiores taxas de infiltração. As áreas de pastagem com manejo, sem manejo e degradadas somadas perfazem 43,48 % da área da sub-bacia. As pastagens degradadas compreendem áreas que contém erosão em sulcos decorrentes do pisoteio do gado, da declividade acentuada ou da localização em encostas de comprimento elevado.

O cultivo da cana-de-açúcar com incorporação da palha representa 17,61 % da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e, por ser uma cultura semiperene, oferece maior proteção ao solo contra o processo erosivo que as culturas anuais. No entanto,

plantações de cana-de-açúcar situadas a sudoeste e leste da sub-bacia foram mapeadas como solo exposto e fator C igual a 1, por terem sido cortadas antes do mês de janeiro de 2012, levando-se em consideração que os meses de dezembro a fevereiro são os mais chuvosos do ano e concentram 56,77 % do índice de erosão anual.

A classe mata nativa e vegetação ciliar ocupa apenas 7,41 % da área da sub-bacia. Estão localizadas nas áreas de preservação permanente ao redor dos cursos d'água e em poucos fragmentos, situados principalmente em encostas íngremes e topos de áreas com relevo plano a suave ondulado. As áreas agrícolas consolidadas de cana-de-açúcar, pastagem, milho, soja e mandioca estão desprovidas de mata nativa, ou possuem-na de forma esparsa. Considerando que as Áreas de Preservação Permanente (APP) possuem área total de 140,79 ha e 61,62 % de sua área ocupada por mata nativa, a área restante da Sub-Bacia, de 2.920,29 ha possui 140,05 ha de mata nativa, o que perfaz apenas 4,79 % da área não considerada de preservação permanente.

A Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas não está em conformidade com o Novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), o qual regulamenta a preservação da vegetação nativa nas Áreas de Preservação Permanente nas faixas marginais de qualquer curso d'água natural, de largura variável conforme a largura destes rios e a partir da borda da calha do leito regular, ao entorno de reservatórios de água naturais e artificiais, nos topos de morros, encostas com declividade superior a 45° e em alguns ecossistemas.

A referida lei também estabelece a manutenção de áreas com cobertura de vegetação nativa a título de Reserva Legal de no mínimo 20 % da área total dos imóveis rurais e o cômputo das APPs no cálculo do percentual da Reserva Legal do imóvel nas condições de não conversão de novas áreas para o uso alternativo do solo, de que a APP a ser incluída na Reserva Legal esteja conservada ou esteja em processo de recuperação, e de que o imóvel seja registrado no Cadastro Ambiental Rural (CAR). Portanto, mesmo se toda a vegetação nativa das APPs da sub-bacia for computada no cálculo da Reserva Legal, ela ocupará 7,41 % de sua área total, sendo a área exigida por lei de 20 %. Como os imóveis possuem tamanhos diferentes, uma pequena parte deles mantém a vegetação nativa conservada a título de Reserva Legal, mas na maior parte a área preservada é quase nula. A substituição de mata nativa por culturas agrícolas e pastagem promove o aumento da suscetibilidade destas áreas à erosão.

As culturas de soja e milho, cultivadas em rotação com culturas de inverno como o milho safrinha ou a aveia, ocupam 14,39 % e 6,78 % da sub-bacia, respectivamente. Embora a maioria das lavouras adotem o plantio direto ou o preparo reduzido do solo, conforme constatado em campo e a partir de entrevistas com alguns produtores rurais, considerou-se neste trabalho o fator C de 0,2086 para a soja em cultivo convencional e 0,0821 para o milho com restos incorporados, ou seja, situações de pouco ou nenhum manejo conservacionista, de modo a estimar a taxa máxima de erosão em áreas cultivadas com estas culturas. Obviamente, a adoção do plantio direto ou preparo reduzido promoverá a redução da taxa de erosão. Já a cultura da mandioca, que ocupa 0,99 % da sub-bacia, apresenta fator C inferior apenas às áreas de solo exposto em razão do pequeno dossel formado e da baixa cobertura da superfície do solo, tornando-o mais vulnerável ao impacto da água pluvial e à formação de escoamento superficial.

As áreas de solo exposto, que correspondem a 6,75 % da área da sub-bacia, foram assim consideradas por não apresentarem cobertura vegetal em janeiro, mês mais chuvoso, apesar de estarem ocupadas por culturas temporárias ou cana-de-açúcar nos meses menos chuvosos. Já o cultivo de eucalipto, que representa apenas 1,3 % da sub-bacia, é praticado em escala comercial em apenas uma lavoura situada na sua porção centro-leste. As lavouras restantes são pequenas plantações para consumo próprio nas propriedades rurais, cujo corte ocorre em períodos superiores a sete anos.

4.1.5 Práticas conservacionistas (fator P)

As práticas de controle da erosão adotadas pelos produtores rurais na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas são apresentadas na Figura 11. A Tabela 29 apresenta a área em hectares e porcentagem da área total das práticas conservacionistas utilizadas na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

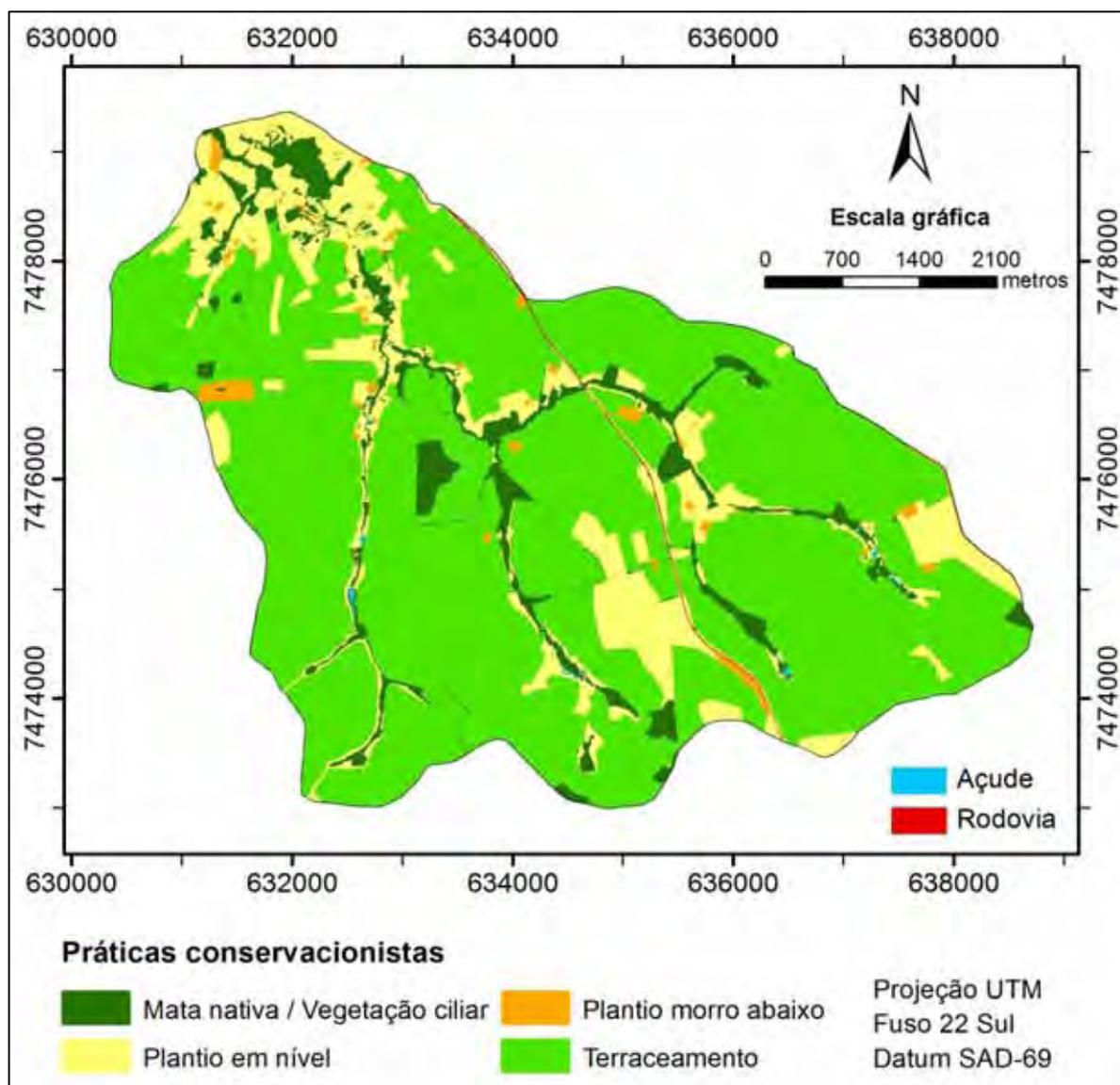


Figura 11. Mapa de práticas conservacionistas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Tabela 29. Práticas conservacionistas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Prática conservacionista	Área (ha)	Área (%)
Açude	3,03	0,10
Mata nativa / Vegetação ciliar	218,69	7,14
Plantaio em nível	482,38	15,76
Plantaio morro abaixo	39,94	1,30
Rodovia	5,44	0,18
Terraceamento	2.311,57	75,52

As lavouras terraceadas, que também adotam o preparo e cultivo do solo em nível, correspondem a 75,52 % da sub-bacia, denotando a preocupação dos produtores rurais com o controle da erosão e, conseqüentemente, com o aumento da produtividade e rendimento das safras. Quase a totalidade das lavouras de cana-de-açúcar, milho, soja, mandioca, e a maioria das áreas de pastagem encontram-se terraceadas, com exceção das pastagens situadas na porção centro-sul e leste da sub-bacia, que dispensam o terraceamento em razão do relevo plano ou suave ondulado. As áreas situadas nas porções norte e noroeste da sub-bacia, no entanto, possuem relevo mais acidentado mas adotam apenas o plantio em nível do milho e de pastagens ou o plantio morro abaixo. Algumas áreas de plantio em nível possuem declividade superior a 20 %, eliminando o efeito desta prática conservacionista na redução dos processos erosivos e resultando em fator P igual a 1. Nesta porção da sub-bacia, o fator P varia de 0,5 a 1,0, com exceção das áreas de mata nativa ou mata ciliar, cujo fator P é igual a 0,001, como pode ser observado na Figura 12, que espacializa o fator P obtido para a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Parte das encostas em relevo ondulado a forte ondulado situadas ao longo dos cursos d'água, geralmente ocupadas por pastagem, também não estão terraceadas, apresentando fator P igual a 1,0 em declividades superiores a 20 % e superiores a 0,6 em declividades pouco menores.

O fator P das áreas terraceadas, resultante da multiplicação entre os subfatores P do plantio em nível, dependente da declividade e do espaçamento entre terraços, apresentou valores menores em relação às lavouras não terraceadas e apenas cultivadas em nível, evidenciando a redução da perda de solo por erosão propiciada pelos terraços, os quais segmentam as vertentes, reduzem a velocidade do escoamento superficial e promovem a deposição dos sedimentos e a infiltração da água no solo, ou ainda a conduzem a canais escoadouros vegetados instalados em uma lavoura de cana-de-açúcar. Algumas áreas agrícolas com relevo plano e maior espaçamento horizontal entre terraços apresentaram fator P superior às áreas adjacentes de relevo mais acidentado (altas vertentes), mas com menor espaçamento horizontal entre terraços. Áreas agrícolas ocupadas com cana-de-açúcar na porção sudoeste da sub-bacia apresentaram fator P mais elevado, próximo aos das áreas não terraceadas, por estarem localizadas sobre relevo ondulado e maior espaçamento horizontal entre terraços.

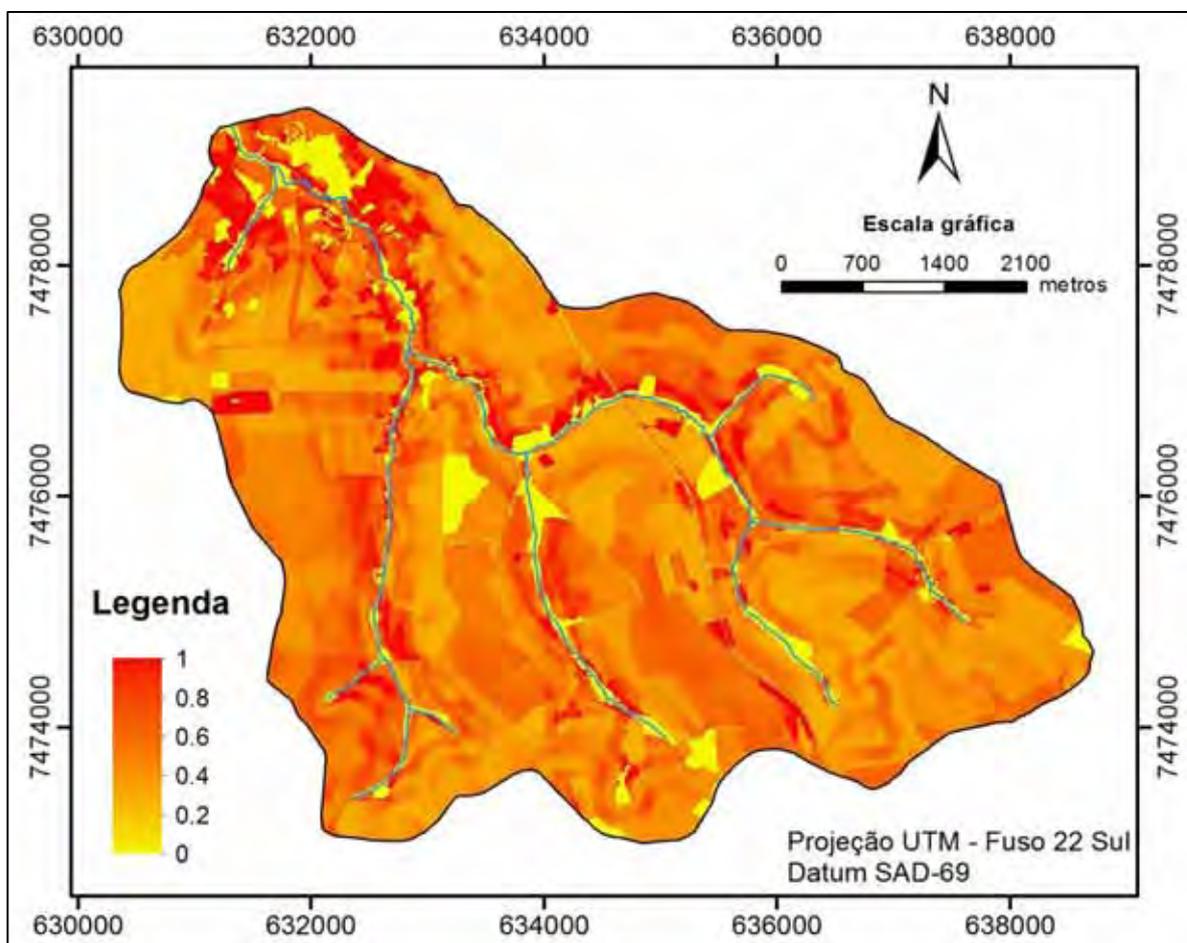


Figura 12. Práticas conservacionistas (fator P) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

4.1.6 Capacidade de uso da terra

O levantamento e elaboração do mapa de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas partiu da tabulação cruzada entre as unidades de mapeamento de solo e as classes de declive da sub-bacia. As sessenta e uma classes resultantes foram avaliadas de acordo com os fatores limitantes ao uso da terra, expressos na Tabela 30, e cada uma delas foi reclassificada na classe de capacidade de uso equivalente ao fator de maior restrição. Para a determinação da subclasse de capacidade de uso, foi considerada a natureza da limitação.

Tabela 30. Critérios de julgamento para determinação da capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas

Solo/Declive	FA	PE	P e D	CD	Ped	RI	Decl	EL	ESS	ESR	ESP	EV	Clas	SC
PVdf / 0-3	VI	I	III	I	I	I	I	II	II	I	I	I	VI	s
PVdf / 3-6	VI	I	III	II	I	I	II	II	II	I	I	I	VI	s
PVdf / 6-12	VI	I	III	II	I	I	III	II	II	I	I	I	VI	s
PVdf / 12-20	VI	I	III	III	I	I	IV	II	II	I	I	I	VI	s
PVdf / 20-40	VI	I	III	III	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e,s
PVdf / >40	VI	I	III	IV	I	I	VII	II	II	I	I	I	VII	e
PVd / 0-3	VI	I	III	I	I	I	I	II	II	I	I	I	VI	s
PVd / 3-6	VI	I	III	II	I	I	II	II	II	I	I	I	VI	s
PVd / 6-12	VI	I	III	II	I	I	III	II	II	I	I	I	VI	s
PVd / 12-20	VI	I	III	III	I	I	IV	II	II	I	I	I	VI	s
PVd / 20-40	VI	I	III	III	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e,s
PVef / 0-3	II	I	III	I	I	I	I	II	II	I	I	I	III	e
PVef / 3-6	II	I	III	II	I	I	II	II	II	I	I	I	III	e
PVef / 6-12	II	I	III	II	I	I	III	II	II	I	I	I	III	e
PVef / 12-20	II	I	III	III	I	I	IV	II	II	I	I	I	IV	e
PVef / 20-40	II	I	III	III	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e
PVAd / 0-3	VI	I	III	I	I	I	I	III	II	I	I	I	VI	s
PVAd / 3-6	VI	I	III	II	I	I	II	III	II	I	I	I	VI	s
PVAd / 6-12	VI	I	III	II	I	I	III	III	II	I	I	I	VI	s
PVAd / 12-20	VI	I	III	III	I	I	IV	III	II	I	I	I	VI	s
PVAd / 20-40	VI	I	III	III	I	I	VI	III	II	I	I	I	VI	e,s
GXbe / 0-3	II	I	V	II	I	III	I	II	II	I	I	I	V	a
GXbe / 3-6	II	I	V	III	I	III	II	II	II	I	I	I	V	a
GXbe / 6-12	II	I	V	III	I	III	III	II	II	I	I	I	V	a
GXbe / 12-20	II	I	V	IV	I	III	IV	II	II	I	I	I	V	a
GXbe / 20-40	II	I	V	IV	I	III	VI	II	II	I	I	I	VI	e
GXbe / >40	II	I	V	IV	I	III	VII	II	II	I	I	I	VII	e
LVdf / 0-3	VI	I	I	II	I	I	I	II	II	I	I	I	VI	s
LVdf / 3-6	VI	I	I	I	I	I	II	II	II	I	I	I	VI	s
LVdf / 6-12	VI	I	I	I	I	I	III	II	II	I	I	I	VI	s
LVdf / 12-20	VI	I	I	II	I	I	IV	II	II	I	I	I	VI	s
LVdf / 20-40	VI	I	I	II	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e,s
LVd / 0-3	VI	I	I	II	I	I	I	II	II	I	I	I	VI	s
LVd / 3-6	VI	I	I	I	I	I	II	II	II	I	I	I	VI	s
LVd / 6-12	VI	I	I	I	I	I	III	II	II	I	I	I	VI	s
LVd / 12-20	VI	I	I	II	I	I	IV	II	II	I	I	I	VI	s

Continua...

Tabela 30. Critérios de julgamento para determinação da capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas – continuação:

Solo/Declive	FA	PE	P e D	CD	Ped	RI	Decl	EL	ESS	ESR	ESP	EV	Clas	SC
LVd / 20-40	VI	I	I	II	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e,s
LVd / >40	VI	I	I	III	I	I	VII	II	II	I	I	I	VII	e
LVef / 0-3	II	I	I	II	I	I	I	II	II	I	I	I	II	e,s
LVef / 3-6	II	I	I	II	I	I	II	II	II	I	I	I	II	e,s
LVef / 6-12	II	I	I	I	I	I	III	II	II	I	I	I	III	e
LVef / 12-20	II	I	I	I	I	I	IV	II	II	I	I	I	IV	e
LVef / 20-40	II	I	I	II	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e
LVef / >40	II	I	I	II	I	I	VII	II	II	I	I	I	VII	e
LVAe / 0-3	III	I	I	I	I	I	I	II	II	I	I	I	III	s
LVAe / 3-6	III	I	I	I	I	I	II	II	II	I	I	I	III	s
LVAe / 6-12	III	I	I	II	I	I	III	II	II	I	I	I	III	e,s
LVAe / 12-20	III	I	I	II	I	I	IV	II	II	I	I	I	IV	e
LVAe / 20-40	III	I	I	III	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e
RLe / 0-3	I	IV	III	II	IV	I	I	II	II	I	I	I	IV	s
RLe / 3-6	I	IV	III	II	IV	I	II	II	II	I	I	I	IV	s
RLe / 6-12	I	IV	III	III	IV	I	III	II	II	I	I	I	IV	s
RLe / 12-20	I	IV	III	III	IV	I	IV	II	II	I	I	I	IV	e,s
RLe / 20-40	I	IV	III	IV	IV	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e
RLe / >40	I	IV	III	IV	IV	I	VII	II	II	I	I	I	VII	e
NVef / 0-3	II	I	II	I	I	I	I	II	II	I	I	I	II	e,s
NVef / 3-6	II	I	II	II	I	I	II	II	II	I	I	I	II	e,s
NVef / 6-12	II	I	II	II	I	I	III	II	II	I	I	I	III	e
NVef / 12-20	II	I	II	III	I	I	IV	II	II	I	I	I	IV	e
NVef / 20-40	II	I	II	III	I	I	VI	II	II	I	I	I	VI	e
NVef / >40	II	I	II	IV	I	I	VII	II	II	I	I	I	VII	e

FA: fertilidade aparente; PE: profundidade efetiva; P e D: permeabilidade e drenagem; CD: contribuição para o deflúvio; Ped: pedregosidade; RI: risco de inundação; Decl: declividade; EL: erosão laminar; ESS: erosão em sulcos superficiais; ESR: erosão em sulcos rasos; ESP: erosão em sulcos profundos; EV: erosão em voçorocas; Clas: classe de capacidade de uso; SC: subclasse de capacidade de uso.

A Figura 13 apresenta o mapa de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. Na Tabela 31, observa-se a área ocupada pelas classes e subclasses de uso da terra, em hectares e porcentagem da área total. Foram mapeadas seis classes de capacidade de uso da terra (II a VII), cada qual contendo subclasses específicas, totalizando doze unidades na legenda do mapa.

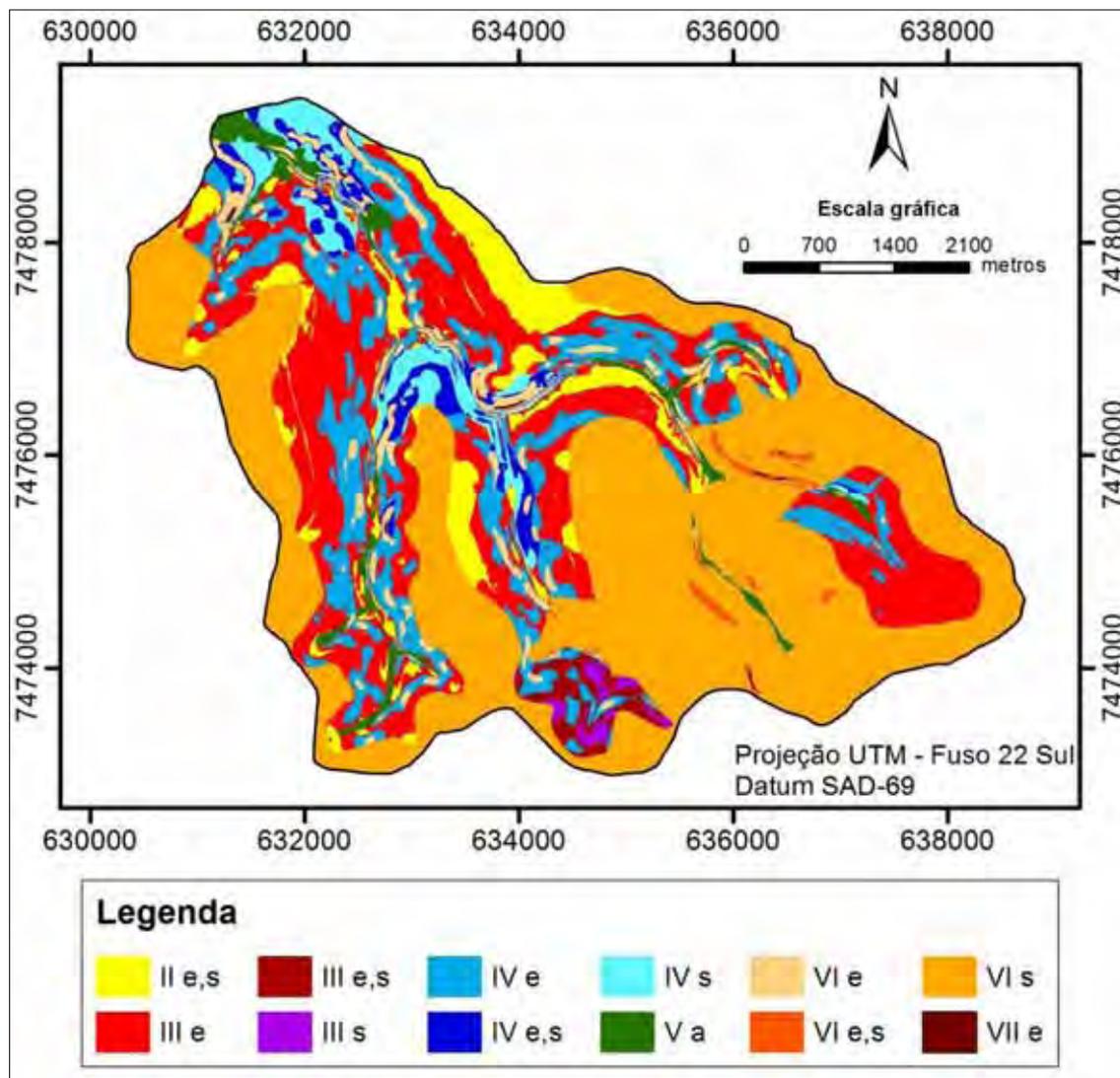


Figura 13. Mapa de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A classe II de capacidade de uso da terra consiste de terras com limitações moderadas para seu uso por estarem sujeitas a riscos moderados de depauperamento, mas são adequadas para o cultivo desde que aplicadas práticas especiais de conservação do solo de fácil execução para a produção segura e permanente de colheitas entre médias e elevadas de culturas anuais adaptadas (LEPSCH et al., 1991). A subclasse IIe,s, que ocupa 7,16 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, encontra-se sobre manchas de Nitossolo Vermelho Eutroférico e Latossolo Vermelho Eutroférico, e suas principais limitações decorrem da fertilidade aparente média, do deflúvio moderado e muito lento, do

relevo suave ondulado e da presença de erosão laminar e em sulcos superficiais. As culturas agrícolas e usos da terra de maior expressão instalados em terras desta classe são: pastagem com manejo, soja, cana-de-açúcar, pastagem sem manejo e solo exposto, todos em concordância com a capacidade de uso da terra, com exceção do último.

Tabela 31. Classes de capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classe de capacidade de uso	Área (ha)	Área (%)
Ie,s	219,32	7,16
IIIe	661,18	21,6
IIIe,s	39,76	1,3
IIIs	15,97	0,52
IVe	396,04	12,94
IVe,s	76,42	2,5
IVs	99,95	3,27
Va	69,68	2,28
VIe	107,32	3,51
VIe,s	19,67	0,64
VIs	1.351,4	44,15
VIIe	4,37	0,14

A classe III reúne terras aptas para lavouras em geral, mas que ficam sujeitas a sérios riscos de depauperamento quando cultivadas sem cuidados especiais, sobretudo com culturas anuais. Requerem medidas intensas e complexas de conservação do solo para que possam ser cultivadas com culturas anuais adaptadas de forma segura e permanente, com produção média a elevada (LEPSCH et al., 1991). A subclasse IIIe ocupa 21,6 % da sub-bacia, área inferior apenas à classe VIIs, em manchas de Argissolo Vermelho Eutroférico, cuja limitação é a permeabilidade e drenagem pobre, e em manchas de Latossolo e Nitossolo Vermelho Eutroféricos (LVef e NVef), cuja limitação é a declividade (relevo ondulado). As classes de uso da terra pastagem com manejo, soja, cana-de-açúcar, pastagem sem manejo e solo exposto, nesta ordem, são as de maior expressão nas terras da classe IIIe e estão de acordo com as limitações de uso.

A subclasse IIIs ocupa apenas 0,52 % da área da sub-bacia em terreno plano a suave ondulado, sobre Latossolos Vermelho-Amarelo Eutróficos, e sua principal

limitação é a fertilidade aparente do solo, considerada baixa. As culturas agrícolas milho, soja e pastagem com manejo ocupam, juntas, 83,31 % de sua área, estando adequadas à capacidade de uso. A subclasse IIIe,s, por sua vez, apresenta limitação de fertilidade (baixa) e de declividade do terreno (relevo ondulado). Ocorre sobre a classe de solo LVAe, e as principais culturas agrícolas instaladas são as mesmas da subclasse IIIs por estarem situadas na mesma vertente e propriedade rural. Grande parte das terras classificadas nestas duas classes encontram-se terraceadas.

As terras da classe IV de capacidade de uso da terra têm riscos ou limitações permanentes muito severas quando usadas para culturas anuais. Seus solos têm fertilidade natural boa ou razoável, mas não são adequados para cultivos intensivos e contínuos. Devem ser mantidas com pastagens, mas podem ser suficientemente boas para cultivos ocasionais na proporção de um ano de cultivo para cada quatro a seis anos de pastagem, ou para algumas culturas anuais com cuidados muito especiais para o controle da erosão (LEPSCH et al., 1991).

A subclasse IVe ocupa 12,94 % da sub-bacia sobre os solos PVef, LVef, LVAe e NVEf. Seu principal fator limitante é a declividade moderada (relevo ondulado), que exige a adoção de práticas mecânicas de controle da erosão para serem cultivadas com culturas anuais, como o preparo e plantio em nível e o terraceamento. As principais classes de uso da terra instaladas na classe IVe, em ordem decrescente de área ocupada, são: pastagem com manejo, soja, cana-de-açúcar, pastagem sem manejo e solo exposto. A cultura do milho, também presente nesta subclasse em menor quantidade, e da soja, estão instaladas sobre áreas terraceadas e, em menor porção, foram plantadas em nível, ou seja, são adotadas práticas conservacionistas, mas são produzidas suas safras por ano, sem rotação com pastagens. As demais culturas de maior área nesta subclasse, com exceção do solo exposto, estão adequadas aos fatores limitantes.

A classe IVs, que representa 3,27 % da sub-bacia, apresenta relevo plano a ondulado, mas assenta-se sobre Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe), cujas principais limitações à ocupação agrícola são a profundidade efetiva (solos rasos com profundidade de 25 a 50 cm até o contato lítico) e a pedregosidade entre 10 e 30 %, embora sua fertilidade aparente seja muito alta. Seus principais usos, em ordem decrescente de área, são: pastagem com manejo, mata nativa, pastagem sem manejo e cultivo de milho. O milho (ou outra cultura

anual) é cultivado anualmente em duas safras anuais, não havendo rotação com cultivos protetores do solo como as pastagens. A classe IV_{e,s} representa 2,5 % da área da sub-bacia e também está assentada sobre os Neossolos Litólicos Eutróficos. Além das limitações de profundidade efetiva e pedregosidade, apresenta relevo forte ondulado em áreas adjacentes à classe IV_s. Além dos cultivos da classe IV_e, é expressiva a ocupação com cana-de-açúcar. As áreas de pastagem sem manejo não estão terraceadas, deixando o solo vulnerável à erosão, sobretudo em sulcos decorrentes do escoamento concentrado da água e deflúvio rápido em função da profundidade baixa.

A classe de capacidade de uso V compreende terras planas ou com declives muito suaves e praticamente livres de erosão, mas impróprias para a exploração com culturas anuais em razão de impedimentos frequentes, tais como baixa capacidade de armazenamento de água, encharcamento sem possibilidade de correção, adversidade climática, frequente risco de inundação, pedregosidade ou afloramento de rochas. São apropriadas para pastagens, florestas e algumas culturas permanentes sem a utilização de técnicas especiais (LEPSCH et al., 1991). A classe V_a ocupa 2,28 % da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, em declividade de 0 a 20 %, sobre Gleissolos Háplicos Tb Eutróficos, sobretudo nos fundos de vale e baixas vertentes de drenagem muito pobre. É ocupada por mata nativa (53,35 % da área) e pastagem sem manejo (35,15 %). O milho é cultivado em 7,47 % de sua área, em desacordo com a capacidade de uso em decorrência da drenagem imperfeita, do risco de inundação e da geração de deflúvio, sobretudo nas declividades maiores.

As terras da classe VI são impróprias para culturas anuais, mas podem ser usadas para a produção de certos cultivos permanentes como pastagens, florestas artificiais e, em alguns casos, culturas permanentes protetoras do solo como seringueira e cacau, desde que adequadamente manejadas. O uso com pastagens ou culturas permanentes protetoras deve ser feito com restrições moderadas, com práticas especiais de conservação do solo, pois mesmo nestas condições, são medianamente suscetíveis à erosão (LEPSCH et al., 1991). A classe VI_e, que ocupa 3,51 % da sub-bacia, tem como fator limitante a declividade de 20 a 40 % (relevo montanhoso), que aumenta a suscetibilidade à erosão. Mais de 50 % de sua área é ocupada por pastagem com e sem manejo (25,19 ha e 28,95 ha, respectivamente). São expressivas as áreas de mata nativa / vegetação ciliar (22,79 ha), soja, cana-de-açúcar e solo exposto. As culturas anuais estão cultivadas em desacordo com a capacidade de uso em função

do relevo acidentado. Parte das pastagens sem manejo apresentam terraços rompidos e erosão em sulcos em função do pisoteio do gado, demandando manejo adequado como o plantio de forrageiras de vegetação densa e o controle da erosão em sulcos.

A classe VI_s ocupa 44,15 % da área da sub-bacia sobre relevo plano a forte ondulado nos divisores de água, nos solos PVdf, PVd, PVAd, LVdf e LVd, e sua limitação ao uso está na fertilidade aparente muito baixa. As pastagens com e sem manejo representam 41,61 % da sua área total, e algumas culturas anuais e permanentes, como cana-de-açúcar, soja, milho e mandioca estão em desacordo com a capacidade de uso. No entanto, os solos são intensivamente cultivados e apresentam nível elevado de manejo com adubação e calagem na maioria das lavouras, o que eleva a fertilidade do horizonte superficial e aumenta sua produtividade a despeito da fertilidade natural muito baixa dos horizontes subsuperficiais. As culturas da banana e eucalipto estão em conformidade com esta classe de capacidade de uso.

A classe de solo LVdf, embora possua textura argilosa e não tenha limitação de declividade e profundidade, está classificada na classe VI_s provavelmente devido ao caráter ácrico do solo.

A classe VI_{e,s} tem como fatores limitantes a fertilidade aparente muito baixa e o relevo acidentado (declividade de 20 a 40 %), e ocupa apenas 0,64 % da sub-bacia entre as terras da classe VI_s. Os principais usos da terra são pastagem com manejo, cana-de-açúcar, pastagem sem manejo e eucalipto, sendo que a cultura da cana-de-açúcar está em desacordo com a capacidade de uso em função da declividade elevada e fertilidade muito baixa, além da pastagem sem manejo em função da declividade.

A classe VII constitui-se de terras com limitações severas e permanentes de uso, até mesmo para culturas permanentes protetoras do solo, sendo seu uso restrito para pastagem e reflorestamento com cuidados especiais. São altamente suscetíveis à danificação e exigem severas restrições de uso com práticas especiais. Geralmente são muito íngremes, erodidas, pedregosas ou com solos muito rasos, ou apresentam deficiência de água muito grande (LEPSCH et al., 1991). A classe VII_e ocupa 4,37 ha ou 0,14 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, em terrenos isolados cuja declividade é superior a 40 % (relevo escarpado), sendo esta sua principal limitação ao uso. Apresenta deflúvio muito rápido e impedimento à motomecanização. Está ocupada por pastagem com e sem manejo, mata

nativa, milho, eucalipto e soja, sendo que estas culturas anuais e a pastagem sem manejo representam uso acima do potencial.

4.2 Diagnóstico de perda de solo por erosão

4.2.1 Potencial Natural de Erosão (PNE)

O mapa de Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, obtido a partir da multiplicação dos mapas dos fatores naturais que constituem a RUSLE (erosividade da chuva, erodibilidade do solo e comprimento de rampa / declividade do terreno), é apresentado na Figura 14.

A Tabela 32 apresenta as áreas em hectare e porcentagem da sub-bacia das classes de Potencial Natural de Erosão propostas por Silva (2008).

Tabela 32. Classes de Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classe de PNE	Área (ha)	Área (%)
Fraco (0 - 400 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	1.686,44	55,09
Moderado (400 - 800 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	737,10	24,08
Forte (800 - 1600 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	431,24	14,09
Muito forte (> 1600 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	206,31	6,74

A Sub-Bacia do Ribeirão as Perobas apresenta Potencial Natural de Erosão fraco em mais da metade de sua área total (55,09 %) em locais de menor declividade e comprimento de rampa, pouco distantes dos divisores de água e áreas de topo, ou de comprimentos de rampa e declividade médios, mas de baixa erodibilidade do solo, a exemplo de parte da mancha de Nitossolo Vermelho Eutroférico. As áreas que apresentam PNE classificado como muito forte, com valores superiores a 1.600 t.ha⁻¹.ano⁻¹, nas porções leste e sul da sub-bacia, localizam-se sobre solos de erodibilidade superior a 0,03 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹, sendo eles o Argissolo Vermelho Eutroférico, Argissolo Vermelho Distroférico e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, sobre relevo acidentado, de 6 % a 40 % de

declividade, além de pequenas áreas de declividade superior a 40 %. As áreas de PNE muito forte situadas próximas aos cursos d'água nas porções central, norte e noroeste da sub-bacia possuem declividade em geral entre 12 % e 40 %, sendo este o principal fator de aumento da predisposição à erosão.

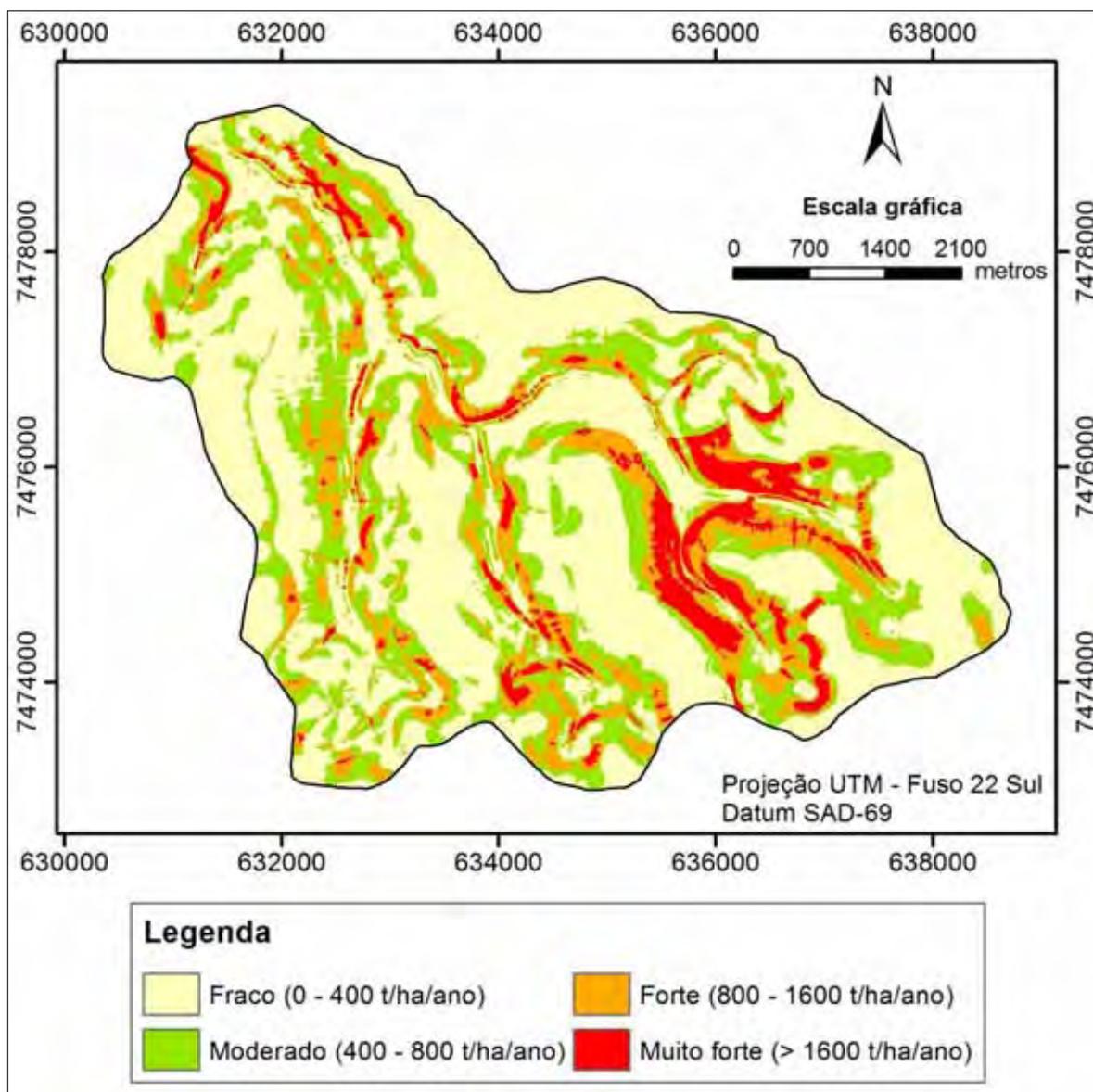


Figura 14. Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Cumprido destacar que mesmo apresentando PNE fraco em mais da metade de sua área, a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas possui áreas não desprezíveis de PNE forte e muito forte que ocupam 20,83 % de sua área. O PNE médio da sub-bacia é 581,21 t.ha⁻¹.ano⁻¹, classificado próximo ao centro da classe de PNE moderado, e o PNE máximo é de 36.400,9 t.ha⁻¹.ano⁻¹, em pixels isolados com declividade de 45 %, comprimento de rampa elevado e erodibilidade do solo 0,042 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹. Silva (2008) encontrou PNE fraco em 54,8 % da área do município de Sorocaba – SP, equivalente ao encontrado neste trabalho, mas as demais classes de PNE apresentaram valores semelhantes, em torno de 15 % por classe, e PNE médio de 398,1 t.ha⁻¹.ano⁻¹, enquanto na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas a classe de PNE moderado foi de 24,08 %, estando também nesta classe o PNE médio. De maneira geral, a sub-bacia em questão apresentou menor predisposição natural à erosão que o município de Sorocaba.

A análise de regressão linear simples entre a erodibilidade do solo, o fator LS, a declividade (variáveis independentes) e o PNE (variável dependente) apontou uma maior dependência do PNE ao fator LS ($R^2 = 67,07\%$), seguido da declividade ($R^2 = 46,5\%$) e da erodibilidade do solo (29,17 %), evidenciando que a declividade e o comprimento de rampa em conjunto têm maior poder explicativo sobre a constituição do Potencial Natural de Erosão.

4.2.2 Estimativa de perda de solo (modelo RUSLE)

A Figura 15 apresenta a estimativa de perda de solo por erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas gerada pelo modelo RUSLE, ou seja, o produto dos fatores naturais (Potencial Natural de Erosão) e antrópicos condicionantes da erosão do solo (uso, manejo do solo e práticas conservacionistas), sendo estes relativos a janeiro de 2011.

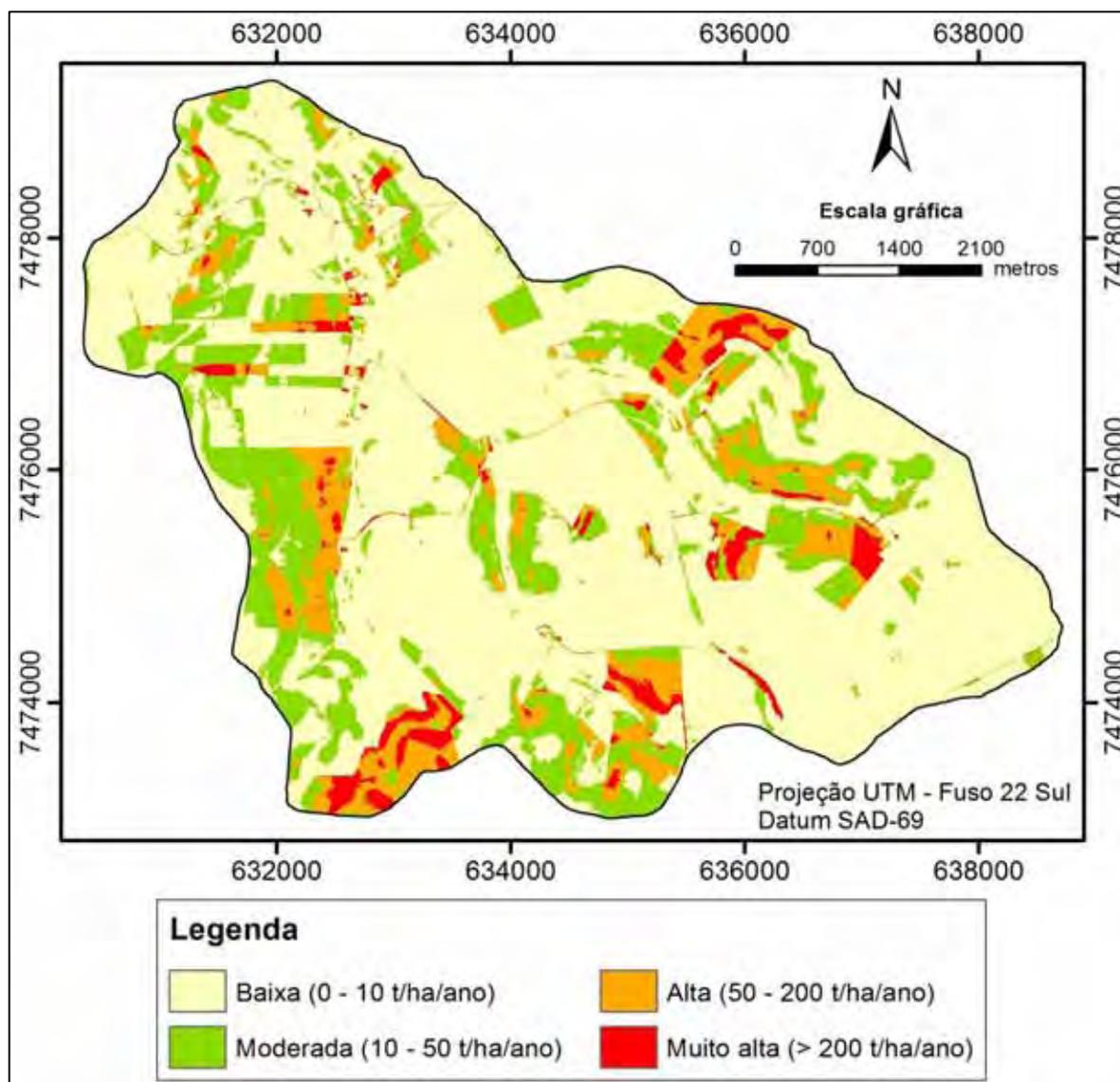


Figura 15. Perda de solo por erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A Tabela 33 apresenta a área ocupada pelas classes de perda de solo propostas pela FAO (1967) em hectare e porcentagem da área total.

Tabela 33. Classes de perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classe de perda de solo	Área (ha)	Área (%)
Baixa (0 - 10 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2.092,29	68,35
Moderada (10 - 50 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	575,09	18,79
Alta (50 - 200 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	290,06	9,47
Muito alta (> 200 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	103,65	3,39

A classe de erosão baixa (0 a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹) representa 68,35 % da sub-bacia, enquanto a menor classe de PNE (0 a 400 t.ha⁻¹.ano⁻¹) ocupa 55,09 % de sua área. Este fato evidencia que o uso/manejo do solo e as práticas conservacionistas atuais da sub-bacia, representados pelos fatores C e P da RUSLE, estão promovendo a redução das taxas de erosão em grande parte de sua extensão e a conservação do recurso natural solo.

Algumas áreas de Potencial Natural de Erosão forte (13,51 % da área total) ou muito forte (7,58 %) apresentaram perda de solo inferior a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹ em função da ocupação por pastagem com manejo em áreas terraceadas ou com mata nativa. Em contrapartida, áreas de PNE fraco apresentaram perda de solo moderada em 8,42 %, alta em 2,7 % e muito alta em 0,26 % da área total da sub-bacia, em razão da ocupação com cultivos anuais menos protetores do solo, tais como soja e mandioca, ou ainda em áreas agrícolas de solo nu. Este resultado concorda com o obtido por Paes et al. (2010) nas bacias hidrográficas que compõem o município de Santa Rita do Sapucaí – MG, onde as vertentes mais íngremes e de maior Potencial Natural de Erosão encontram-se cobertas por mata nativa que reduzem a perda de solo por erosão, enquanto algumas áreas de PNE fraco e moderado tiveram maiores taxas de erosão por estarem ocupadas por atividades agrícolas menos protetoras do solo, como café e pastagem.

As atividades agrícolas e usos da terra que promoveram as menores taxas de perda de solo foram: a mata nativa / vegetação ciliar (fator C = 0,0004), as pastagens com manejo (fator C = 0,001) e as pastagens sem manejo (fator C = 0,01), cuja cobertura do solo e/ou fechamento do dossel promovem a infiltração da água pluvial no solo, reduzem o escoamento superficial e a desagregação das partículas de terra pelo impacto da precipitação. As lavouras de cana-de-açúcar (com incorporação da palha), de fator C = 0,05, apresentaram perda de solo baixa a moderada, sendo estas diferentes taxas explicadas pela variação dos

demais fatores da RUSLE. Em contrapartida, as áreas agrícolas com solo exposto no mês analisado (fator C = 1) apresentaram perda de solo classificada como alta ou muito alta, acima de 50 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

A lavoura de mandioca, de fator C = 0,7678, situada na porção centro-sul da sub-bacia, cultivada em nível, em área terraceada, em solo de erodibilidade 0,034 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹ nas áreas planas e erodibilidade 0,023 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹ nas áreas de relevo mais acidentado, apresentou taxa de erosão de moderada a muito alta do relevo plano ao ondulado, respectivamente, resultado da interação entre a mudança de declividade, do aumento no comprimento de rampa, do espaçamento entre terraços e da redução do efeito do plantio em nível com o aumento da declividade, a despeito da erodibilidade, menor na porção da lavoura de relevo mais acidentado. Este resultado evidencia que embora uma variável possa ser determinante na maior ou menor taxa de erosão estimada para uma área agrícola qualquer, esta é resultado da interação dos diversos fatores dos meios físico e antrópico.

A Tabela 34 apresenta os resultados da análise de correlação e regressão linear entre os fatores da RUSLE e o seu produto, a perda de solo.

Tabela 34. Correlação e regressão linear entre os fatores da RUSLE e a variável A (perda de solo)

Fator	r	Equação de regressão	R²
R	0,2253	A = 0,004115.R	5,08%
K	0,2059	A = 2,450832 - 1017,524462.K	4,24%
LS	0,2772	A = 3,185537 + 5,227987.LS	7,69%
C	0,6192	A = 0,088250 + 245,540613.C	38,35%
P	0,2998	A = -1,530859 + 80,163074.P	8,99%

Os coeficientes de correlação (r) e determinação (R²), que medem o grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas e a proporção da variância de y (perda de solo) explicada pelo conhecimento da variância de x (cada um dos fatores da RUSLE), respectivamente, apontam a maior influência do fator C (uso e manejo do solo) na configuração das perdas de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, ou seja, 38,35 % da variância da perda de solo pode ser explicada pela variância do fator C. Os demais fatores da

RUSLE apresentaram correlação fraca e coeficientes de determinação baixos com a perda de solo, sendo o fator de menor correlação a erodibilidade do solo (K), evidenciando que elas sofrem maior influência das práticas conservacionistas adotadas ($r = 0,2998$) e do fator topográfico ($r = 0,2772$) que da suscetibilidade natural dos solos à erosão. O relacionamento estatístico fraco entre o fator R e a perda de solo já era esperado, pois foi utilizado um valor uniforme de erosividade da chuva para toda a sub-bacia hidrográfica. Arraes (2009) obteve coeficientes de correlação e de determinação mais elevados entre os fatores da USLE e as perdas de solo estimadas na microbacia do Córrego do Tijuco, nos municípios de Monte Alto e Jaboticabal – SP. O fator LS teve maior influência no comportamento dos dados de perda de solo ($r = 0,82$), e as variáveis de menor influência foram os fatores R e K ($r = 0,60$), em razão da menor variabilidade na microbacia em questão.

Os limites das classes de perda de solo utilizados neste trabalho, propostos pela FAO (1967), são arbitrários e reúnem valores numericamente diferentes na mesma classe qualitativa. A perda de solo é considerada “muito alta”, por exemplo, desde o valor de $201,01 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ até a perda máxima obtida para a sub-bacia nas condições de uso/manejo da terra e práticas conservacionistas atuais, de $4.761,57 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Nesse sentido, um método mais eficiente de caracterizar quantitativa e qualitativamente a perda de solo é compará-la aos limites toleráveis de perdas anuais, parâmetro denominado risco de erosão simulado (item 4.2.4).

4.2.3 Risco de erosão natural (e) ou capacidade de uso-manejo permissível

O mapa de risco de erosão natural (e) ou capacidade de uso-manejo permissível ($C_{\text{permissível}}$) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, obtido através da razão entre a tolerância de perda de solo ($A_{\text{tolerável}}$) e o produto do Potencial Natural de Erosão e as práticas conservacionistas (plantio em nível), é apresentado na Figura 16.

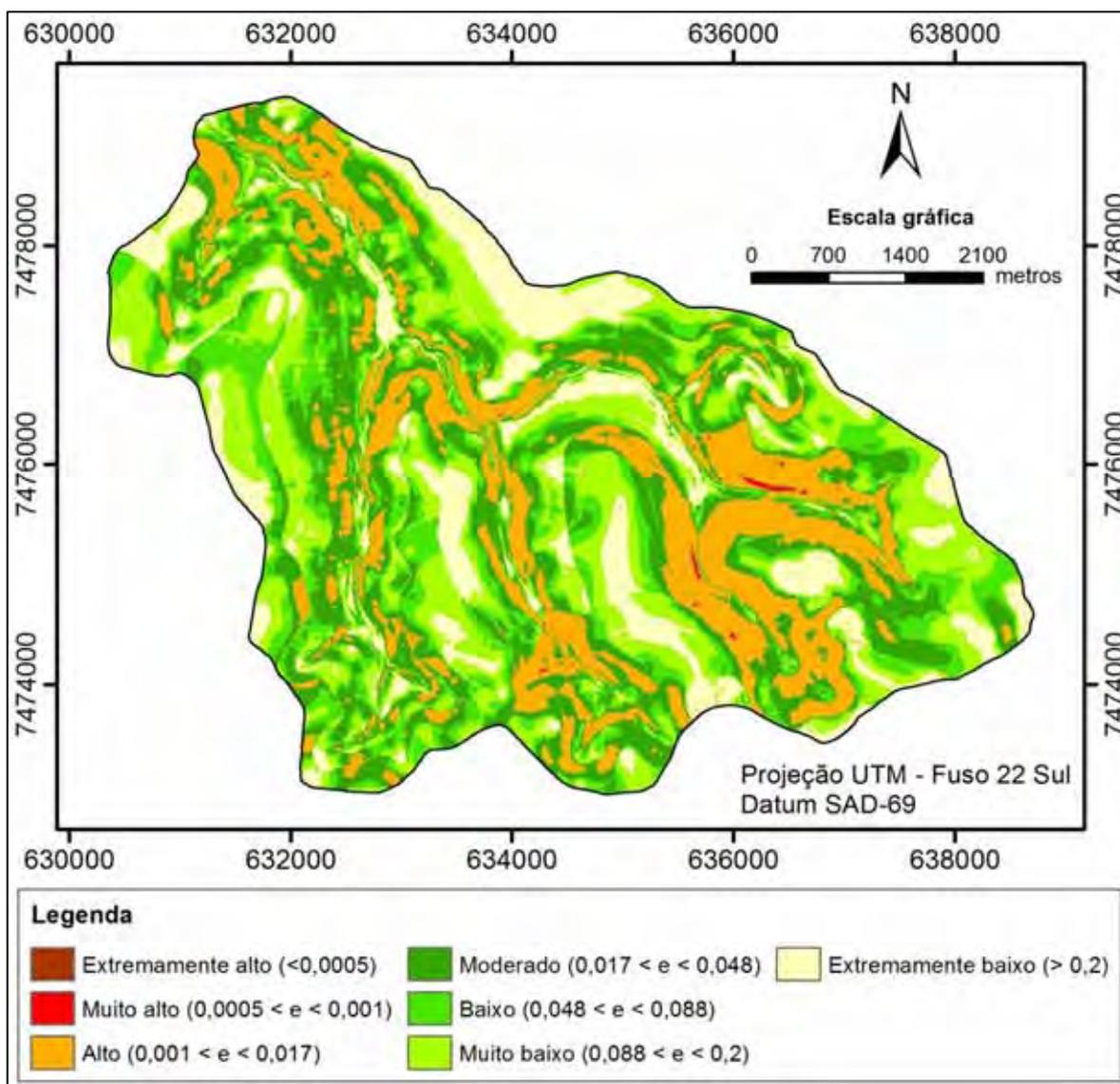


Figura 16. Mapa de risco de erosão natural (e) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

As áreas das classes de risco de erosão natural da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas em hectare e porcentagem da área total são apresentadas na Tabela 35.

Considerando que toda a sub-bacia esteja cultivada em nível, prática conservacionista mínima, o índice de erosão natural ou $C_{\text{permissível}}$ indica os valores de fator C correspondentes ao máximo uso/manejo que determinada área pode suportar para que as perdas de solo por erosão não superem a tolerância de perda. Nogueira (2000) adotou estes

valores como fatores limitantes ao uso da terra, associando-os às classes de capacidade de uso da terra.

Tabela 35. Classes de risco de erosão natural (e) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classes de "e"	Classe	Área (ha)	Área (%)
Extremamente alto ($<0,0005$)	VIII	0,28	0,01
Muito alto ($0,0005 \leq e < 0,001$)	VII	4,19	0,14
Alto ($0,001 \leq e < 0,017$)	VI	600,24	19,61
Moderado ($0,017 \leq e < 0,048$)	VI	735,45	24,03
Baixo ($0,048 \leq e < 0,088$)	IV	545,17	17,80
Muito baixo ($0,088 \leq e < 0,2$)	III	712,94	23,29
Extremamente baixo ($\geq 0,2$)	I, II, III	462,80	15,12

A classe de $C_{\text{permissível}}$ “extremamente baixo” ($C \geq 0,2$) ocupa 15,12 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, sendo seu uso recomendável para culturas anuais de maior proteção ao solo contra a erosão, tais como soja, mandioca, algodão, feijão, entre outras. Está associada às classes de capacidade de uso I, II e III, cujos fatores limitantes à ocupação agrícola são menos restritivos. Localiza-se nas áreas de topo e divisores de água, em relevo plano e suave ondulado. A classe “muito baixo” ocupa 23,29 % da sub-bacia em relevo suave ondulado a ondulado e é indicada para culturas perenes, semiperenes e algumas culturas anuais, como o milho, a cana-de-açúcar sem manejo, fruticultura (banana, citros, manga e outras). Está associada à classe III de capacidade de uso da terra, própria para culturas anuais com práticas intensivas para conservação do solo contra a erosão e/ou aumento da fertilidade (DONZELLI et al., 1992). Já a classe “baixo” ocupa 17,8 % da área da sub-bacia também sobre relevo suave ondulado a ondulado. Está associada à classe IV de capacidade de uso da terra, própria para culturas perenes e semiperenes, como o café, a cana-de-açúcar com incorporação da palha, pastagens sem manejo e algumas culturas anuais em rotação com a pastagem. Demanda a adoção de práticas conservacionistas em função da declividade e/ou a melhoria da fertilidade natural, quando apresenta problemas de fertilidade.

As classes de $C_{\text{permissível}}$ “moderado” e “alto” possuem ocorrência de 24,03 % e 19,61 % na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e caracterizam-se por altas declividades (relevo ondulado a montanhoso). Estão associadas à classe VI de capacidade de uso da terra e, em razão da limitação por declividade ou problema de fertilidade, os usos recomendados são pastagem com restrições moderadas de uso e práticas conservacionistas simples, além da silvicultura. As classes “muito alto” e “extremamente alto”, por sua vez, representam juntas apenas 0,15 % da sub-bacia em terrenos de relevo montanhoso a escarpado. Estão associadas às classes VII e VIII e são aptas apenas para pastagens com práticas complexas de conservação do solo, silvicultura e reflorestamento de plantas nativas (classe VII) e conservação ou reflorestamento da vegetação nativa (classe VIII).

O risco de erosão natural foi determinado considerando o plantio em nível, cuja eficácia na atenuação dos processos erosivos reduz com o aumento da declividade, como a única prática conservacionista adotada na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. Portanto, os usos agrícolas da terra aqui recomendados podem ser modificados para cultivos mais intensivos e menos protetores do solo quando práticas conservacionistas mais eficientes, como o terraceamento, o cultivo em faixas, entre outras, forem adotadas, reduzindo-se assim o valor do fator P da RUSLE. Porém, é um bom indicativo do uso agrícola mais adequado em função da tolerância de perda do solo e das características do meio físico da sub-bacia.

4.2.4 Risco de erosão simulado (es)

O mapa de risco de erosão simulado (es) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, que expressa a relação entre a perda de solo atual e a tolerância de perda de solo característica de cada classe de solo, é apresentado na Figura 17.

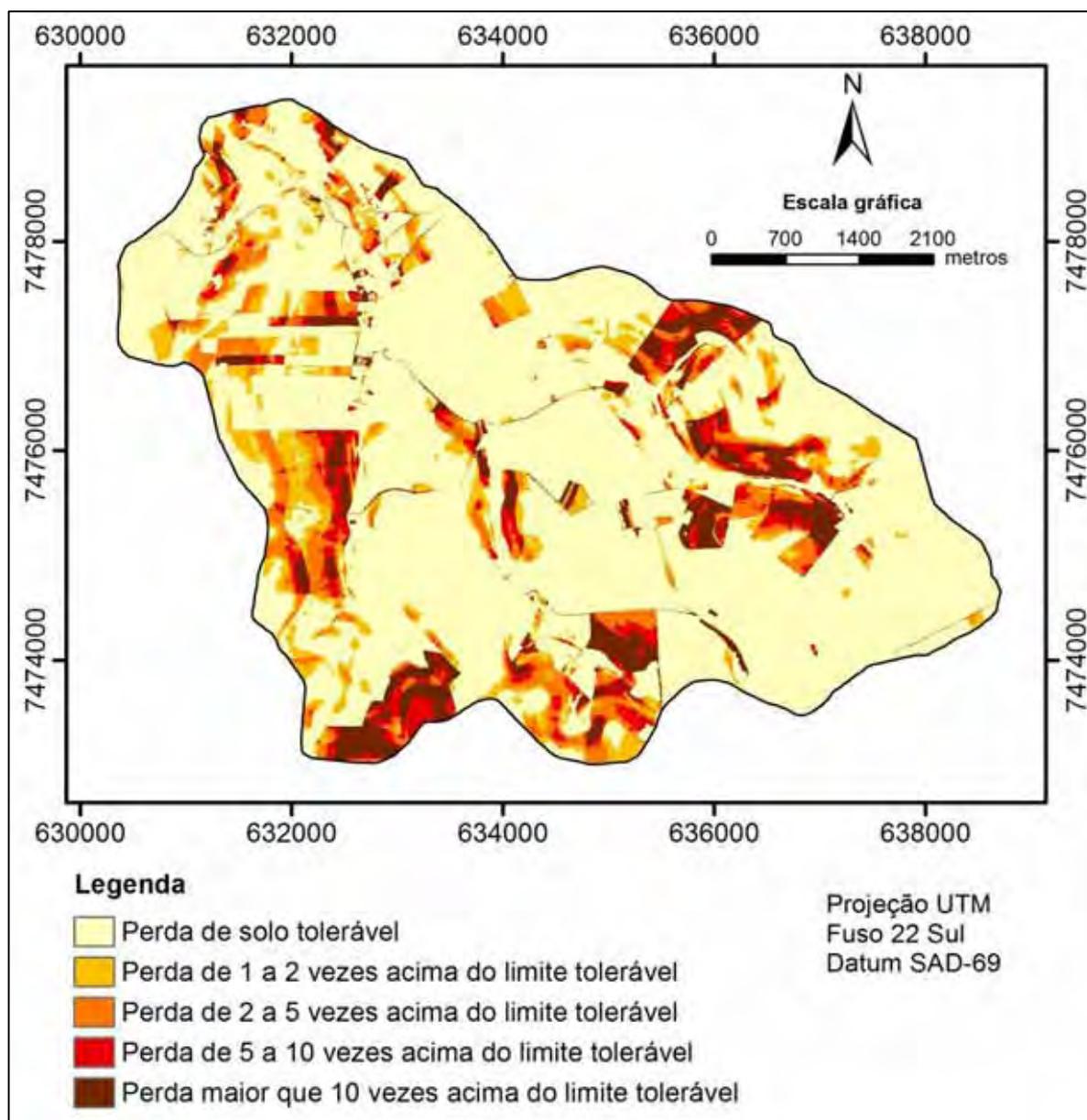


Figura 17. Risco de erosão simulado (es) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A Tabela 36 apresenta a área das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas em hectares e porcentagem da área total.

Tabela 36. Classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classe de risco de erosão simulado	Área (ha)	Área (%)
Perda de solo tolerável	2.184,61	71,37
Perda de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável	251,64	8,22
Perda de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável	260,89	8,52
Perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável	160,68	5,25
Perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável	203,26	6,64

A análise do risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas aponta que em 71,37 % de sua área as perdas de solo decorrentes do uso, manejo e práticas conservacionistas atuais estão dentro dos limites toleráveis, ou seja, contribuem para a manutenção do nível da produtividade agrícola atual por longo período de tempo. Esta classe de risco de erosão coincide com os usos da terra mata nativa / vegetação ciliar, pastagem com manejo, pastagem sem manejo, café, parte das lavouras de cana-de-açúcar em menores declives e comprimentos de rampa e parte das lavouras de milho (em áreas terraceadas e de relevo menos acidentado).

As lavouras de soja apresentaram perdas de solo em todas as classes de risco de erosão simulado, desde taxas abaixo da tolerância até taxas maiores que dez vezes acima dos limites toleráveis, diretamente proporcionais ao aumento da declividade e do comprimento de rampa. Este fato pode ser constatado em uma área cultivada por soja situada na porção centro-oeste da sub-bacia. Por outro lado, lavouras de soja localizadas em sua porção centro-norte nas proximidades dos divisores de água, de relevo plano, baixos valores de comprimento de rampa e solos com altas tolerâncias de perda (LVef e NVef), apresentaram perda de solo dentro dos limites toleráveis.

As áreas agrícolas com solo exposto (fator C = 1,0) e cultivadas com mandioca (fator C = 0,7678) apresentaram perda de solo acima da tolerância em função da cobertura vegetal reduzida ou nula do solo. Nas lavouras de mandioca, a taxa de erosão aumentou de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável em relevo menos acidentado, até taxas superiores a 10 vezes acima do limite tolerável em áreas de maior comprimento de rampa e declividade. Já as áreas de solo exposto apresentaram todas as taxas de perda de solo acima da tolerância, com maior frequência nas três classes de maior taxa de erosão. As lavouras de

banana, por sua vez, tiveram taxas de erosão de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável até 5 a 10 vezes acima do limite tolerável, proporcional ao aumento da declividade e do comprimento de rampa. Ademais, estão cultivadas sobre o solo PVdf, cuja tolerância de perda de solo ($6,71 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) é inferior à de algumas classes de Latossolo, Nitossolo e Argissolo.

Do ponto de vista conservacionista, o risco de erosão simulado é um indicativo confiável das áreas agrícolas que necessitam receber maior atenção dos produtores rurais e dos órgãos de extensão rural na elaboração e execução de programas de conservação do solo que implantem práticas conservacionistas vegetativas, edáficas ou mecânicas adequadas ao tipo de solo e às características do relevo, reduzam a intensidade dos cultivos ou implantem culturas que proporcionem maior proteção do solo contra a desagregação pelas chuvas e o transporte de partículas pelo escoamento superficial nas vertentes. Nas condições de ocupação atuais, a necessidade de adoção de medidas de controle do processo erosivo é premente em 28,63 % da área da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, parte delas com maior intensidade, onde a perda de solo é muito superior à tolerância, parte com práticas mais simples de proteção do solo.

4.2.5 Expectativa de erosão (ee)

O mapa de expectativa de erosão (es) da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, que representa a diferença entre os fatores antrópicos CP_{atual} e $CP_{\text{tolerável}}$ da RUSLE e evidencia o grau de erosão que se espera do solo em razão do uso, manejo e práticas conservacionistas adotados, é apresentado na Figura 18. As áreas das classes de expectativa de erosão, em hectares e porcentagem da área total, são apresentadas na Tabela 37.

Os valores negativos de expectativa de erosão (classe “ausente”) demonstram que o uso, manejo e práticas conservacionistas empregados nas áreas agrícolas estão provocando erosão do solo abaixo da tolerância de perda. Embora utilize no cálculo apenas a diferença entre os fatores C e P atuais e toleráveis da RUSLE, os fatores C e P toleráveis são obtidos da relação entre a perda de solo tolerável ($A_{\text{tolerável}}$) e o Potencial Natural de Erosão, ou seja, são condicionados pelas variáveis naturais. Portanto, o uso agrícola, o manejo do solo e as práticas conservacionistas adotados condicionam o grau de erosão real de determinado local em função da tolerância natural. Tal grau de erosão pode ser ausente

(abaixo da tolerância) ou presente e em diferentes intensidades. O parâmetro expectativa de erosão possui o mesmo princípio do risco de erosão simulado.

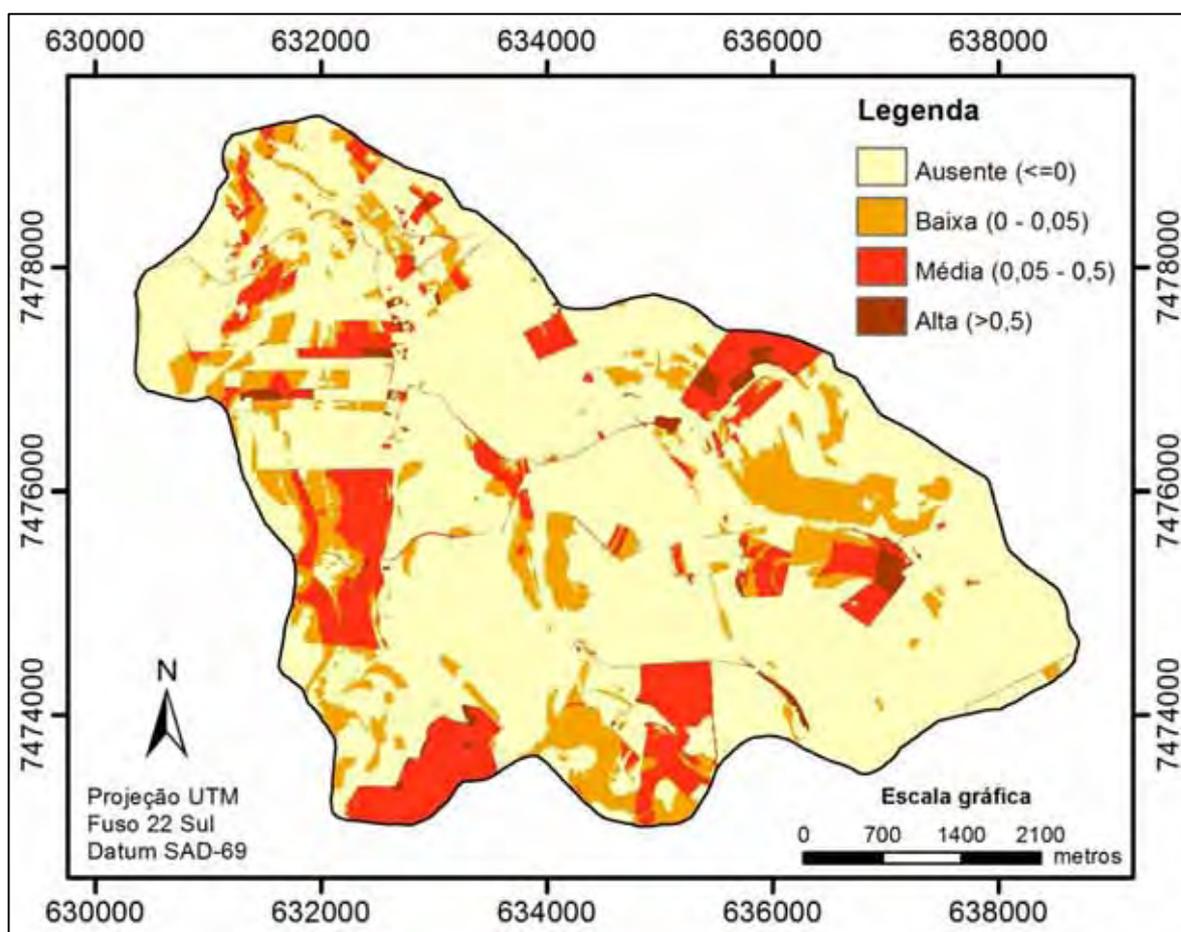


Figura 18. Expectativa de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

Tabela 37. Classes de expectativa de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e respectivas áreas

Classe de "ee"	Área (ha)	Área (%)
Ausente (≤ 0)	2.184,61	71,37
Baixa (0 - 0,05)	440,03	14,37
Média (0,05 - 0,5)	389,44	12,72
Alta ($> 0,5$)	47,00	1,54

A área da expectativa de erosão negativa da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, indicativa de que a ação antrópica está provocando taxas de erosão abaixo da tolerância, é a mesma da classe 1 de risco de erosão simulado (perda de solo tolerável), ou seja, 2.184,61 ha ou 71,37 % da área da sub-bacia.

As expectativas de erosão classificadas como média e alta ocupam 12,72 % e 1,54% da área da sub-bacia, respectivamente. A expectativa de erosão alta coincide com parte das áreas agrícolas com solo exposto (fator C = 1), mesmo em áreas terraceadas. Parte destas áreas possui Potencial Natural de Erosão fraco ou moderado, evidenciando a importância do uso e manejo do solo no controle dos processos erosivos. A expectativa de erosão média coincide com parte das lavouras de soja e mandioca e com solo exposto em áreas terraceadas e relevo predominantemente ondulado e forte ondulado, além de áreas cultivadas com milho e plantio em nível ou morro abaixo.

O Potencial Natural de Erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, embora condicione os fatores C e P toleráveis, não possui relação direta com a sua expectativa de erosão atual. Os solos de maior erodibilidade (PVdf), por exemplo, apresentam PNE muito forte, mas expectativa de erosão ausente ou baixa em função da ocupação da terra com pastagem com manejo, eucalipto, cana-de-açúcar com incorporação da palha e pastagem sem manejo, cultivos que apresentam menores valores de fator C, todos cultivados em nível em áreas terraceadas. Portanto, a expectativa de erosão também é resultado da interação entre fatores naturais e antrópicos causadores do processo erosivo.

4.3 Simulação de perda de solo

As simulações de perda de solo e de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas em dois cenários de uso, manejo e práticas conservacionistas (adequação à capacidade de uso da terra e ocupação com cana-de-açúcar e plantio em nível) são apresentadas a seguir.

4.3.1 Adequação do uso, manejo e práticas conservacionistas à capacidade de uso da terra

Os usos, manejos (fator C) e práticas conservacionistas (fator P) adotados para adequação da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas à capacidade de uso da terra seguem a recomendação de Lepsch et al. (1991), conforme apresentado na Tabela 20.

A Figura 19 espacializa os usos e manejos do solo (fator C) propostos como adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas para a simulação de perda de solo. Cumpre destacar que diversas classes de uso/manejo não possuem continuidade espacial, não respeitando os limites das propriedades rurais, das áreas agrícolas e os usos atuais, já que foram concebidas para uma simulação hipotética de perda de solo por erosão com o uso e o manejo do solo respeitando a capacidade de uso da terra. Optou-se também por manter as Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao redor dos cursos d'água cobertas por vegetação nativa, de fator C igual a 0,0004, em conformidade com o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012).

O valor do fator C das classes de uso/manejo do solo propostas, retiradas da literatura, decresce com o aumento do número da classe de capacidade de uso da terra, ou seja, com o aumento da restrição ao uso. Assim, para a classe IIe,s, de menor limitação ao uso agrícola, foi adotado o cultivo do milho (verão) em rotação com o trigo (inverno) em sistema de plantio direto (fator C = 0,1198). Para as classes intermediárias, foi proposta a pastagem com manejo (fator C = 0,001) e para a classe VIIe, a mais restritiva ao uso agrícola, propôs-se o reflorestamento ou manutenção da mata nativa (fator C = 0,0004).

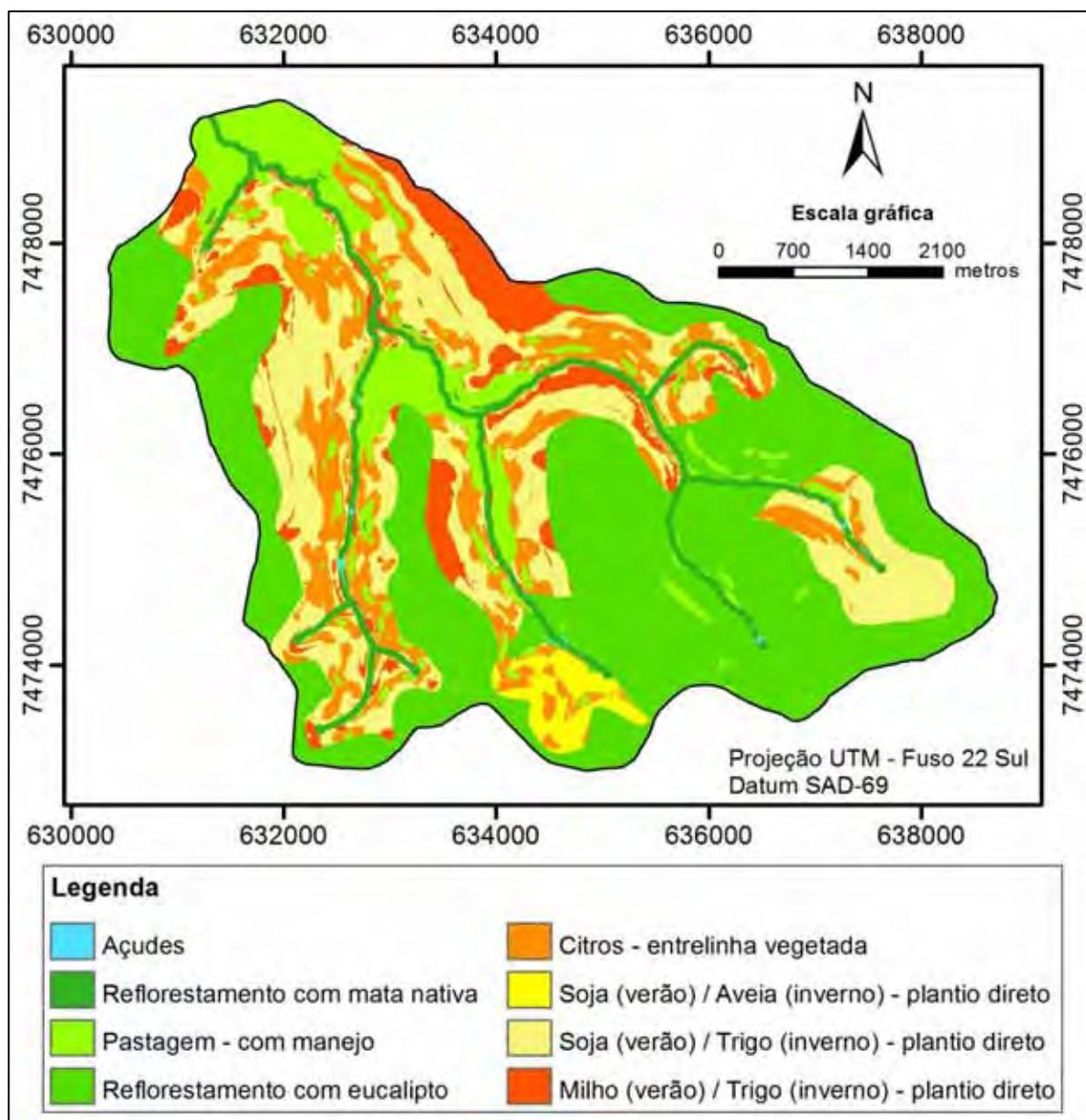


Figura 19. Uso e manejo da terra adequados à capacidade de uso na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

A Figura 20 apresenta a simulação da perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas através da RUSLE com o uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra.

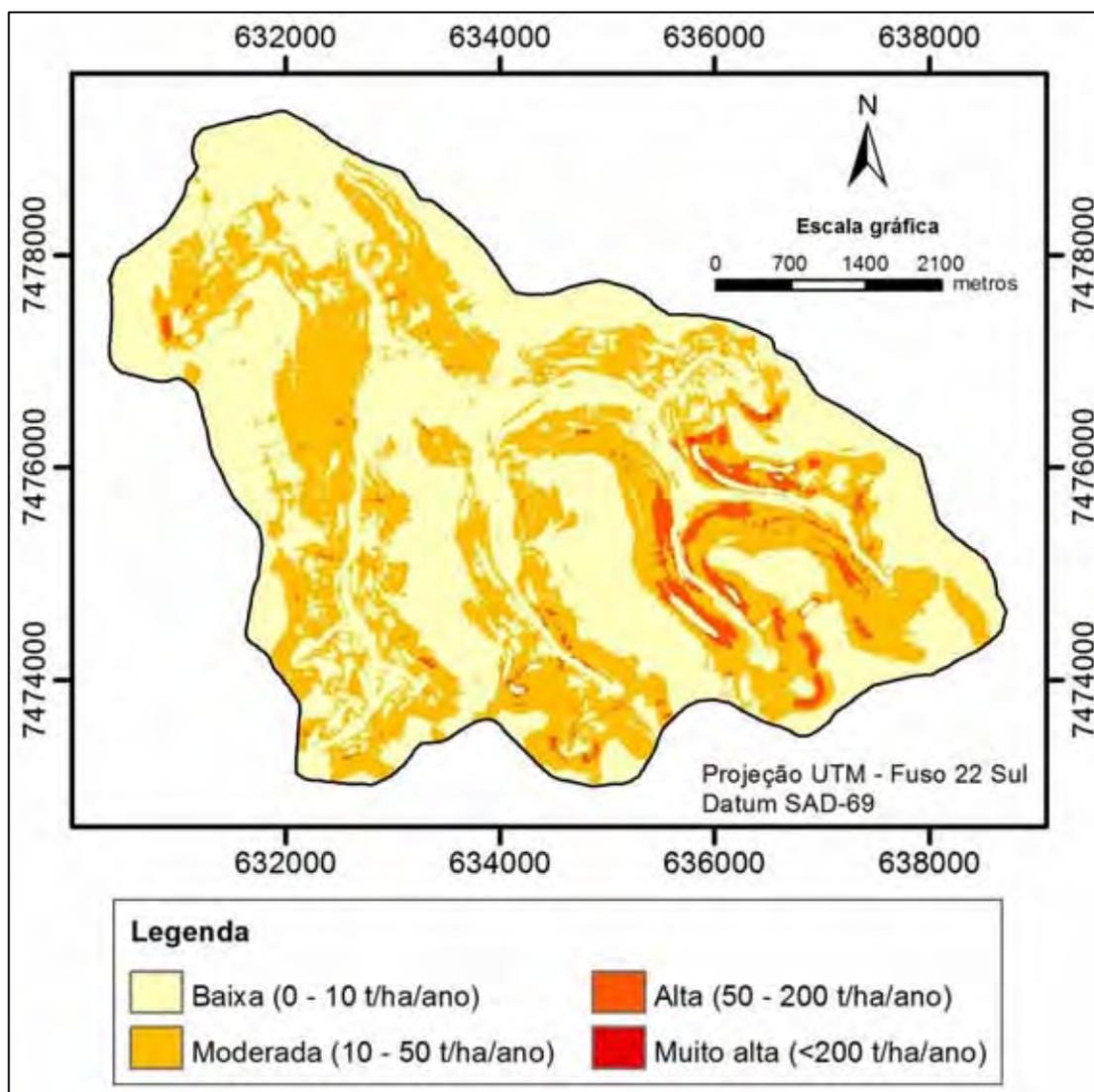


Figura 20. Simulação de perda de solo: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas.

As áreas das classes de perda de solo da simulação de erosão em questão são apresentadas na Tabela 38, em hectares e porcentagem da área total.

A simulação de erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas com o uso e manejo do solo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra apontou que 59,4 % de sua área apresenta perda de solo inferior a $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, concentradas nas áreas de topo e divisores de água ocupadas por reflorestamento com eucalipto (classe VIe), áreas ocupadas por milho e trigo em plantio direto correspondentes à classe IIe,s, áreas ocupadas por pastagem com manejo (classes IVe,s, IVs, Va, VIe e VIe,s), áreas ocupadas por

soja e aveia em plantio direto e cultivo em nível (classe IIIs) e nas áreas ocupadas por vegetação nativa (classe VIIe e Áreas de Preservação Permanente). A estimativa de erosão nas condições atuais de uso, manejo e práticas conservacionistas mostra que 68,35 % da área da sub-bacia apresenta perda de solo inferior a $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, área superior à ocupada pelas perdas de solo classificadas como baixas no cenário adequado à capacidade de uso da terra em 274,09 ha.

Tabela 38. Simulação do uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: área das classes de perda de solo

Classe de perda de solo	Área (ha)	Área (%)
Baixa ($0 - 10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	1.818,20	59,40
Moderada ($10 - 50 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	1.144,01	37,37
Alta ($50 - 200 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	98,44	3,22
Muito alta ($> 200 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	0,44	0,01

A perda de solo “moderada”, no entanto, é superior em área neste cenário em relação à perda relativa às condições atuais de uso, manejo e práticas conservacionistas do solo (37,37 % contra 18,79 % e diferença de 568,92 ha). Correspondem à perda de solo moderada ($10 \text{ a } 50 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) as terras ocupadas por soja e trigo em plantio direto adequada à classe de capacidade de uso IIIe, por soja e aveia em plantio direto adequada à classe IIIe,s, ambas sob plantio em nível e terraceamento, e as terras ocupadas por citros com entrelinha vegetada, alternância de capinas e plantio em nível adequada à classe IVe.

As classes de perda de solo “alta” e “muito alta” ocupam, no cenário de adequação à capacidade de uso da terra, 3,22 % e 0,01 % da área da sub-bacia, respectivamente, em terras da classe VI ocupadas por reflorestamento com eucalipto, plantio em nível e terraceamento, mas de Potencial Natural de Erosão muito alto em decorrência do relevo forte ondulado e dos solos possuírem erodibilidade alta ($0,027$ e $0,042 \text{ t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$). Nas condições atuais de uso, manejo e práticas conservacionistas, estas duas classes de perda de solo ocupam 9,48 % e 3,39 % da área da sub-bacia, respectivamente, mas as taxas elevadas de erosão tiveram maior influência da ocupação com cultivos menos protetores do

solo e da adoção de práticas conservacionistas inadequadas e menos dos condicionantes naturais.

Alguns cultivos agrícolas, manejos e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra utilizados nesta simulação com a finalidade de avaliar sua eficácia na redução da erosão do solo não proporcionaram a proteção contra os processos erosivos esperada, sobretudo nos locais de maior Potencial Natural de Erosão, seja em função da declividade acentuada, das rampas de comprimento longo, de solos com maior erodibilidade, da erosividade da chuva, uniforme em toda a sub-bacia, ou da interação destes fatores.

Parte dos divisores de água da sub-bacia e áreas de topo sobre Latossolos Vermelhos Distróficos, enquadradas na classe VI de capacidade de uso da terra em virtude da fertilidade muito baixa, apresentam Potencial Natural de Erosão fraco influenciado pelo baixo fator topográfico. A estimativa de perda de solo nas condições atuais de uso, manejo e práticas conservacionistas evidenciou que quando ocupadas por culturas protetoras, como pastagem com manejo, cana-de-açúcar com incorporação da palha e até mesmo milho e soja, ambas com manejo da fertilidade do solo e com as práticas conservacionistas adequadas, estas áreas tiveram baixas taxas de erosão, inferiores aos limites toleráveis. Nesta situação, a restrição às culturas anuais e permanentes pelo sistema de capacidade de uso das terras tem pouco ou nenhum efeito na redução das perdas de solo.

Por outro lado, em áreas com PNE moderado, forte e muito forte, os usos, manejos e práticas conservacionistas adotados como adequados à capacidade de uso da terra se mostraram ineficientes na redução do processo erosivo, devendo ser adotados sistemas de cultivo e culturas de maior proteção do solo, como o dimensionamento do espaçamento entre terraços a partir do tipo de cultura, tipo de solo e declividade do terreno, entre outras práticas que promovam a redução dos fatores C e P. Em parte destas áreas, a ocupação atual com pastagem e terraceamento promoveu a redução da perda de solo a taxas abaixo da tolerância. Portanto, a adequação dos fatores C e P da RUSLE à capacidade de uso da terra por si só não promoveu a redução esperada na perda de solo por erosão na sub-bacia, sobretudo nas áreas de maior PNE.

O risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas determinado a partir da estimativa de erosão com os fatores C e P da RUSLE adequados à

capacidade de uso da terra e de sua relação com a tolerância de perda de solo é apresentado na Figura 21.

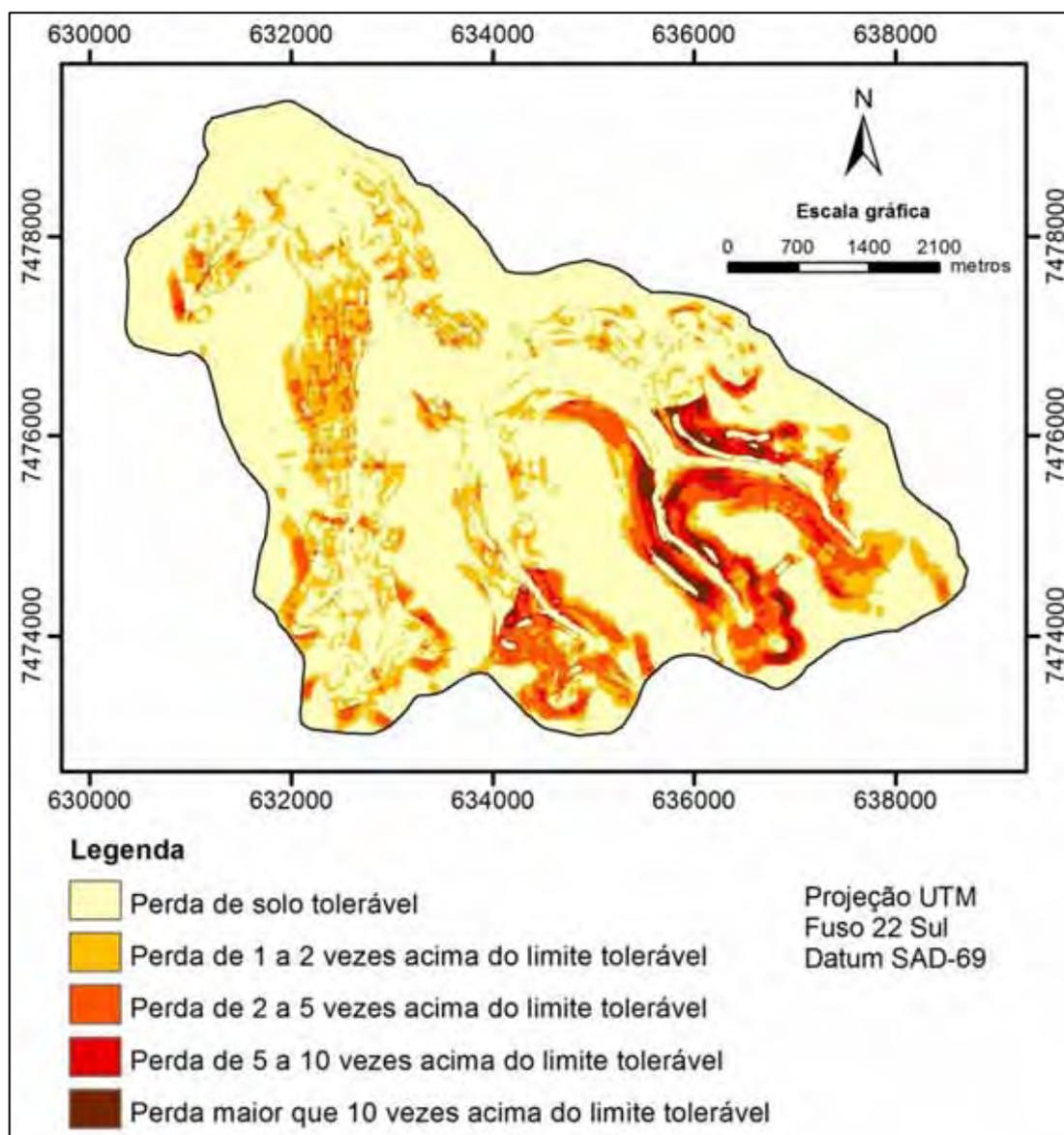


Figura 21. Risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra.

A Tabela 39 apresenta as áreas em hectare e porcentagem da área total das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas com uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra.

Tabela 39. Área das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas: uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra

Classe de risco de erosão simulado	Área (ha)	Área (%)
Perda de solo tolerável	2.134,37	69,73
Perda de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável	507,42	16,58
Perda de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável	291,76	9,53
Perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável	86,21	2,82
Perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável	41,32	1,35

O risco de erosão simulado da sub-bacia em questão com uso, manejo e práticas conservacionistas adequados à capacidade de uso da terra apresenta relação direta com o seu Potencial Natural de Erosão. As áreas de PNE fraco coincidem com as de perda de solo tolerável. As áreas de PNE moderado se sobrepõem às de perda de solo 1 a 2 vezes acima do limite tolerável e, em parte, às perdas de solo toleráveis. Parte das áreas de PNE forte coincidem com as perdas de solo 5 a 10 vezes acima do limite tolerável, e as áreas de PNE muito forte se sobrepõem às classes de risco de erosão simulado maiores que 5 vezes acima da tolerância de perda de solo. Este fato demonstra que mesmo a adequação dos fatores C e P à capacidade de uso da terra não foi suficiente para reduzir as perdas de solo a níveis abaixo do tolerável nas áreas de maior suscetibilidade natural à erosão, representadas pelos PNEs moderado, forte e muito forte.

Em comparação com o risco de erosão simulado calculado para as condições de uso, manejo e práticas conservacionistas atuais, houve uma pequena redução na área ocupada pelos solos com perda tolerável no cenário de adequação à capacidade de uso da terra, de 71,37 % para 69,73 %. No entanto, a área classificada nas maiores classes de risco de erosão simulado (perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável e perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável) reduziu significativamente, do total de 11,89 % da área total a 4,17 % da área total, e a classe de perda de solo 1 a 2 vezes acima do limite tolerável aumentou, em porcentagem da área total, de 8,22 % para 16,58 %. Estes dados demonstram que, em geral, o risco de erosão simulado reduziu no cenário de adequação do uso, manejo e práticas conservacionistas à capacidade de uso da terra, totalizando 86,31 % da sub-bacia entre as

perdas toleráveis de solo e as perdas até duas vezes acima da tolerância em oposição a 79,59 % da sub-bacia nas condições atuais.

A distribuição espacial do risco de erosão simulado, porém, diferiu entre as duas simulações: enquanto no cenário de adequação à capacidade de uso da terra os maiores riscos de erosão simulados ocorreram nas áreas de maior Potencial Natural de Erosão, eles foram diretamente influenciados pelo uso e manejo do solo (fator C) no cenário de uso, manejo e práticas conservacionistas atuais, sendo os riscos mais críticos coincidentes com as áreas agrícolas de solo exposto e ocupadas pelos cultivos menos protetores do solo, tendo menor influência dos condicionantes naturais.

4.3.2 Ocupação com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível

As perdas de solo por erosão resultantes da simulação com toda a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada por cana-de-açúcar sem manejo (fator C = 0,1), Áreas de Preservação Permanente (APPs) ocupadas por mata nativa (fator C = 0,0004) e plantio em nível, cujo valor depende da declividade, são apresentadas no mapa da Figura 22.

A Tabela 40 apresenta as áreas das classes de perda de solo da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, em hectares e porcentagem da área total, na simulação acima referida.

Tabela 40. Simulação da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa: área das classes de perda de solo

Classe de perda de solo	Área (ha)	Área (%)
Baixa (0 - 10 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	927,91	30,31
Moderada (10 - 50 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	1.399,86	45,73
Alta (50 - 200 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	637,00	20,81
Muito alta (> 200 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	96,31	3,15

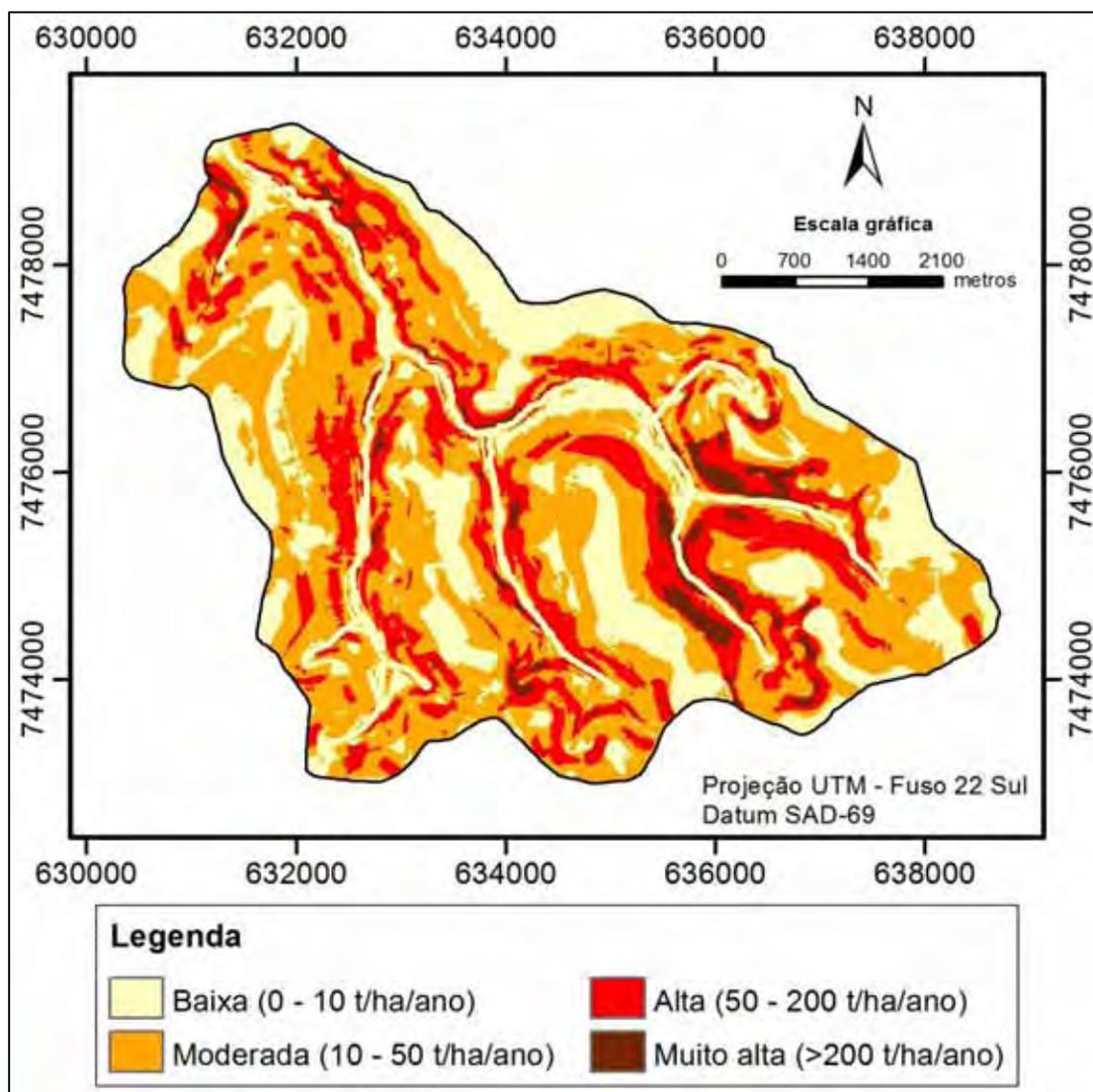


Figura 22. Simulação de perda de solo: Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa.

A ocupação de toda a Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível provocou aumento nas perdas de solo por erosão em relação às condições de uso, manejo e práticas conservacionistas atuais e adequadas à capacidade de uso da terra. Nas condições atuais e na adequação dos fatores C e P à capacidade de uso da terra predominam as perdas de solo inferiores a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente, em 68,37 % e em 59,4 % da área da sub-bacia, enquanto as classes de perda de solo “alta” e “muito alta”, cujas perdas de solo são superiores a 50 t.ha⁻¹.ano⁻¹, perfazem

juntas 12,86 % e 3,23 % da sub-bacia nos cenários acima referidos. Quando inteiramente cultivada com cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e mantidas as APPs com vegetação nativa, a classe de perda de solo de maior área na sub-bacia foi a moderada (10 a 50 t.ha⁻¹.ano⁻¹), com 45,73 % da área total, enquanto as classes de perda de solo “alta” e “muito alta” perfazem, juntas, 23,96 % da sua área total e a classe de perda de solo “baixa” representa 30,31 % da área da sub-bacia.

O aumento da taxa de erosão da sub-bacia neste cenário de ocupação e práticas conservacionistas pode ser atribuído ao fato do fator C do cultivo da cana-de-açúcar sem manejo ser superior à maioria dos usos e manejos da situação atual e da adequação à capacidade de uso da terra, ou seja, a eficácia desta cultura na proteção do solo contra o salpico pelas gotas de chuva e contra a formação do deflúvio é menor. O plantio em nível, única prática conservacionista adotada nas lavouras de cana-de-açúcar, é menos eficiente no controle da erosão que esta mesma prática associada ao terraceamento, à alternância de capinas e a outras práticas adotadas na condição atual e na adequação à capacidade de uso da terra. Em declividades superiores a 20 %, presentes em 4,29 % da sub-bacia, sua eficiência no controle da erosão é nula e o fator P tende ao valor 1.

Em relação à distribuição espacial, as perdas de solo do cenário “cana-de-açúcar e plantio em nível” são diretamente proporcionais ao Potencial Natural de Erosão e dependentes da variação do fator topográfico. A análise de correlação e regressão linear simples entre o PNE e as perdas de solo, com dados reais não dispostos em classes, aponta um coeficiente de correlação de 0,91 e coeficiente de determinação de 83,25 %. Já o fator LS apresentou correlação de 0,69 e coeficiente de determinação de 48,01 % com a perda de solo por erosão. O fator P (plantio em nível), dependente da declividade, apresentou coeficiente de correlação de 0,58 e coeficiente de determinação de 33,74 % com a perda de solo, e a erodibilidade teve pequena influência na erosão do solo ($r = 0,15$ e $R^2 = 2,33$ %). Portanto, vertentes mais íngremes e de maior comprimento de rampa apresentaram, em geral, maior taxa de erosão na condição de solo ocupado com cana-de-açúcar e plantio em nível.

Esta simulação constitui um alerta à conservação do solo em função da crescente ampliação das áreas agrícolas ocupadas por canaviais no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP e região, uma vez que este cultivo promove um aumento das taxas de erosão em relação às condições atuais de ocupação agrícola do meio rural. O manejo adequado

da cultura com incorporação da palha ao solo (fator C = 0,05), por exemplo, pode reduzir as taxas de erosão do solo pela metade. A combinação do manejo com práticas conservacionistas mais eficazes como o terraceamento adequadamente dimensionado promoverá uma redução ainda maior nas perdas de solo por erosão.

A Figura 23 espacializa o risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada por cana-de-açúcar sem manejo, plantio em nível e manutenção das APPs com vegetação nativa.

A Tabela 41 mostra as áreas das classes de risco de erosão simulado do cenário de perda de solo em questão, em hectare e porcentagem da área total.

Tabela 41. Área das classes de risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa

Classe de risco de erosão simulado	Área (ha)	Área (%)
Perda de solo tolerável	1.158,05	37,83
Perda de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável	606,69	19,82
Perda de 2 a 5 vezes acima do limite tolerável	646,54	21,12
Perda de 5 a 10 vezes acima do limite tolerável	319,31	10,43
Perda maior que 10 vezes acima do limite tolerável	330,50	10,80

A análise do risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada por cana-de-açúcar e plantio em nível mostra que as áreas agrícolas que apresentam perda de solo maior que 10 vezes acima do limite tolerável estão situadas sobre as classes de solo de menor tolerância de perda, sendo elas o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (tolerância de perda de 3,08 t.ha⁻¹.ano⁻¹), o Neossolo Litólico Eutrófico (tolerância de perda de 5,28 t.ha⁻¹.ano⁻¹) e o Argissolo Vermelho Distroférico (tolerância de 6,71 t.ha⁻¹.ano⁻¹). Estas áreas apresentaram perda de solo moderada a muito forte para este cenário de ocupação, sobretudo em função do fator topográfico e da erodibilidade do solo, à exceção do Neossolo Litólico Eutrófico, cuja erodibilidade é menor.

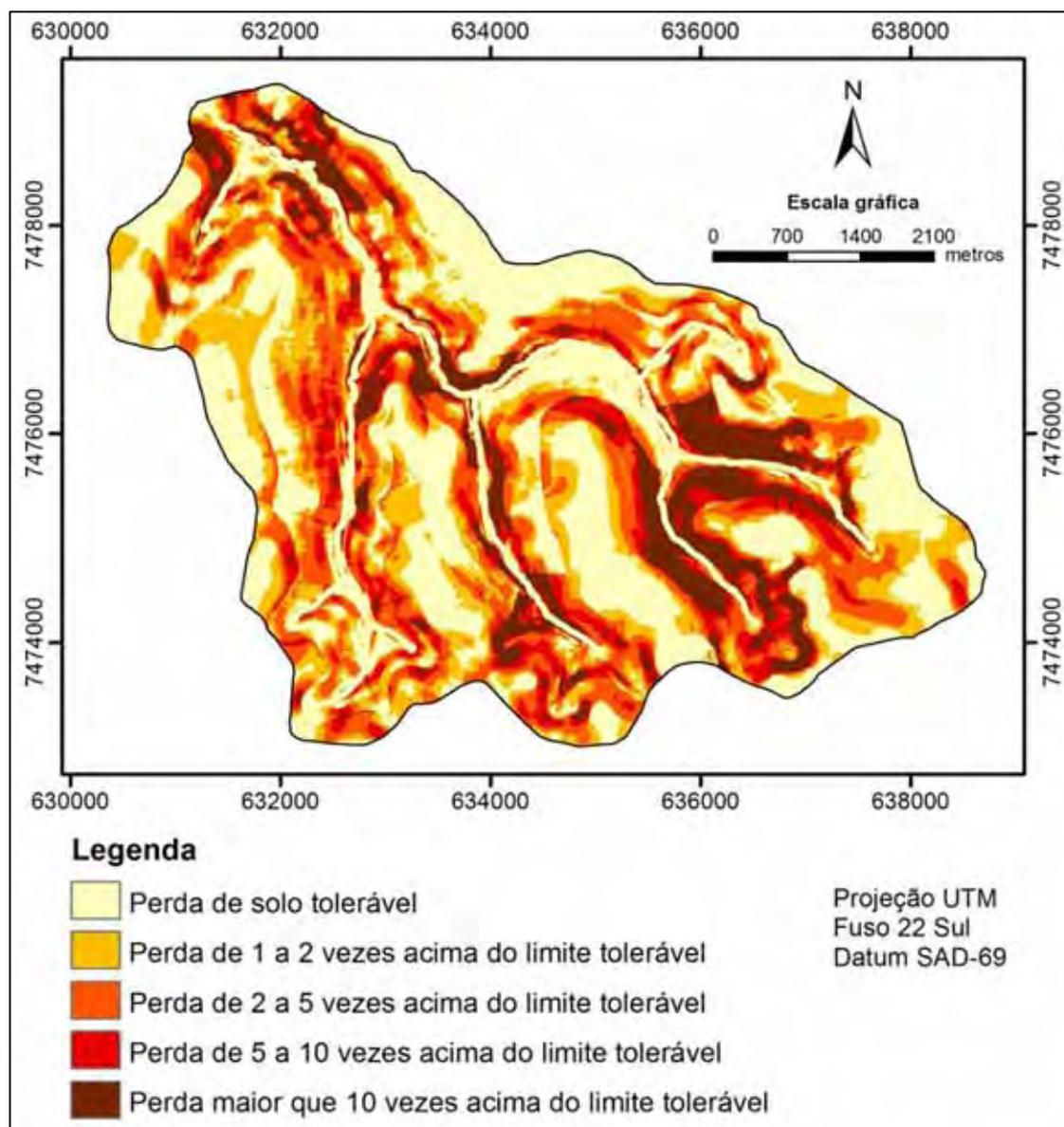


Figura 23. Risco de erosão simulado da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada com cana-de-açúcar, plantio em nível e Áreas de Preservação Permanente com vegetação nativa.

As áreas que apresentaram perda de solo tolerável ou de 1 a 2 vezes acima do limite tolerável estão situadas sobre solos de maior tolerância à perda em relevo plano ou suave ondulado, como os Latossolos Vermelhos Distróficos (tolerância de $12,56 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), os Latossolos Vermelhos Eutroféricos (tolerância de $13,56 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), os Latossolos Vermelhos Distroféricos (tolerância de $13,9 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e os Nitossolos Vermelhos

Eutroféricos (tolerância de $15,94 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Ademais, apresentaram taxas de erosão, em sua maioria, baixa a moderada.

Como as taxas de erosão no cenário de ocupação com cana-de-açúcar sem manejo e cultivo em nível são maiores em comparação aos cenários atual e de adequação à capacidade de uso da terra, o primeiro cenário também apresenta valores maiores de risco de erosão simulado em relação aos demais. As três maiores classes de maior risco de erosão simulado, iguais ou superiores a 2 vezes acima do limite tolerável, representam juntas 42,35 % da superfície da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas ocupada por cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível, enquanto nos cenários uso atual e adequação à capacidade de uso da terra estas classes representam 20,41 % e 13,7 % da área da sub-bacia, respectivamente.

Em relação à classe de risco de erosão simulado abaixo dos limites toleráveis, a área representativa do cenário cana-de-açúcar e plantio em nível equivale a aproximadamente metade da área ocupada pelos cenários atual e de adequação à capacidade de uso (37,83 %, 71,37 % e 69,73 % da área total, respectivamente). Portanto, a expansão da monocultura da cana-de-açúcar sem manejo adequado e com práticas conservacionistas ineficientes promove o aumento da taxa de erosão a níveis superiores à tolerância em locais de maior Potencial Natural de Erosão, o que pode comprometer a produtividade do solo e a viabilidade econômica do empreendimento agrícola, podendo evoluir para formas mais avançadas de erosão e comprometer os cursos d'água.

4.4 Considerações finais

O planejamento conservacionista do uso das terras agrícolas demanda a quantificação das taxas de erosão em diferentes combinações de características do meio físico e de ocupação antrópica. Neste contexto, os modelos de estimativa das perdas de solo, como a Equação Universal de Perda de Solo Revisada, entre outros, constituem metodologias eficientes na execução desta tarefa, sobretudo se implementados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica.

A utilização do modelo RUSLE e dos programas computacionais descritos neste trabalho permitiu o mapeamento das variáveis que influenciam o processo erosivo e o rápido cruzamento entre elas, possibilitando a geração de mapas de estimativa de

perda de solo por erosão da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas com os usos, manejos e práticas conservacionistas atuais, bem como a realização de simulações de perda de solo com a adequação dos fatores C e P à capacidade de uso da terra e ocupação da sub-bacia com cana-de-açúcar sem manejo e plantio em nível.

As diferentes taxas de erosão estimadas pelo modelo RUSLE evidenciaram que o processo erosivo é resultado da interação dos fatores do meio físico que constituem o Potencial Natural de Erosão, e do meio antrópico, manifestado no uso/manejo do solo e nas práticas conservacionistas. Porém, o fator que melhor explicou as variações nas taxas de erosão, segundo o coeficiente de determinação, foi o fator C (uso e manejo do solo). Assim, áreas de Potencial Natural de Erosão fraco, mas sem cobertura vegetal, apresentaram elevados índices de perda de solo, enquanto áreas de declive acentuado e solos altamente suscetíveis à erosão apresentaram baixas taxas de erosão em função da adoção de cultivos protetores do solo, de práticas conservacionistas adequadas ou da manutenção da vegetação nativa.

O levantamento detalhado de solos foi facilitado pelo uso da fotopedologia e constituiu informação fundamental para o estudo da dinâmica dos processos erosivos na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas. Ademais, possibilitou a determinação dos índices de erodibilidade do solo, da tolerância de perda por erosão e da classificação das terras no sistema de capacidade de uso. O programa Usle2D possibilitou a rápida determinação do fator topográfico da RUSLE a partir do modelo digital de elevação, através dos algoritmos propostos pelo modelo de predição de perda de solo. O mapeamento das práticas conservacionistas e de seus subfatores plantio em nível e terraceamento a partir de imagens de satélite permitiu uma estimativa mais precisa da influência destas práticas na configuração do processo erosivo.

A determinação da capacidade de uso-manejo permissível da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas e sua associação à capacidade de uso da terra possibilitaram a indicação do máximo uso e manejo (fator C) permitido para toda a área de estudo de modo que as perdas de solo por erosão não superem os limites toleráveis, apesar de considerar toda a sub-bacia cultivada em nível, prática ineficiente na redução dos processos erosivos em áreas com Potencial Natural de Erosão elevado e capacidade de uso restrita, sobretudo em função da declividade.

O risco de erosão simulado apresentou um indicativo das áreas prioritárias na implantação de programas de conservação do solo ou para adoção de cultivos protetores do solo e práticas conservacionistas adequadas, por mostrar o quanto as taxas de erosão estão acima dos limites toleráveis de perda de solo, comprometendo este recurso natural e sua produtividade agrícola. Na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, o cenário de adequação à capacidade de uso apresentou menor risco de erosão simulado comparado ao uso, manejo e práticas conservacionistas atuais. O cenário de ocupação com cana-de-açúcar e plantio em nível, porém, apresentou risco de erosão simulado bastante superior aos demais cenários, mostrando que este cultivo, que tende a ser ampliado na região, promove maior perda de solo por erosão e deve ser contido ou praticado com o manejo e medidas de conservação do solo adequados.

No cenário de adequação dos fatores C e P da RUSLE à capacidade de uso da terra, os usos, manejos e práticas conservacionistas recomendados não promoveram a redução dos processos erosivos nas áreas de Potencial Natural de Erosão forte e muito forte, implicando a necessidade de maior restrição ao uso. Por outro lado, terras classificadas na classe VIs em função da fertilidade aparente do solo muito baixa, mas com Potencial Natural de Erosão fraco, apresentaram taxas insignificantes de erosão. Este fato demonstra que apesar da capacidade de uso indicar as limitações ao uso agrícola da terra com vistas à conservação do solo, ela não leva em consideração a interação dos agentes causadores do processo erosivo contemplados na RUSLE, tampouco a tolerância de perda de solo, já que são metodologias diferentes e com propósitos distintos.

Finalmente, é necessário destacar a importância da predição da perda de solo por erosão no planejamento conservacionista de uso da terra pelos produtores rurais, a qual deveria constituir condição essencial para a concessão de créditos e subsídios agrícolas pelas agências de financiamento públicas e privadas, bem como ser obrigatória e fiscalizada pelos órgãos públicos relacionados à agropecuária e ao meio ambiente. Ressalta-se, ainda, a necessidade de desenvolvimento de metodologias de estimativa de perda de solo por erosão mais simples e acessíveis aos produtores rurais, assim como uma maior e mais confiável base de dados cartográficos, pedológicos, climáticos, ambientais e agrícolas para todo o território brasileiro.

5 CONCLUSÕES

A partir dos objetivos do trabalho, procedimentos metodológicos utilizados e resultados obtidos, conclui-se que:

1) O levantamento detalhado de solos da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas possibilitou a melhor quantificação e compreensão dos processos erosivos nela presentes, e os dados obtidos nesta etapa permitiram a determinação da erodibilidade e da tolerância de perda de solo, além da classificação das terras no sistema de capacidade de uso;

2) O fator de maior influência nas taxas de erosão determinadas pela RUSLE no cenário de uso, manejo e práticas conservacionistas atuais foi o fator C (uso e manejo do solo), seguido dos fatores P, LS, R e K;

3) A utilização da tabulação cruzada entre os mapas de solos e de declividade da área de estudo, associada à avaliação dos fatores limitantes ao uso da terra das classes resultantes, possibilitou a classificação das terras no sistema de capacidade de uso. As classes VI, cuja limitação ao uso da terra é a fertilidade aparente do solo muito baixa, e IIIe, cujo uso é limitado pela permeabilidade e drenagem pobres e pelo relevo ondulado, são as de

maior ocorrência na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, ocupando 44,15 % e 21,6 % de sua área, respectivamente;

4) O uso, o manejo do solo e as práticas conservacionistas atualmente adotados na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas promoveram taxas de erosão abaixo da tolerância em 71,37 % de sua área. No cenário de adequação à capacidade de uso da terra, as perdas de solo abaixo da tolerância foram observadas em 69,73 % de sua área total, mas as taxas de erosão acima da tolerância estiveram mais próximas deste limite. O cenário de ocupação por cana-de-açúcar, por sua vez, apresentou taxa de erosão abaixo da tolerância em 37,83 % da área total da sub-bacia e maior que 5 vezes acima do limite tolerável em 21,23 % da sua área;

5) O risco de erosão simulado forneceu um indicativo das áreas prioritárias à adoção de programas de manejo e conservação do solo e/ou restrição ao uso agrícola;

6) A adequação do uso, manejo do solo e práticas conservacionistas da Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas à capacidade de uso da terra não promoveu a redução dos processos erosivos a índices inferiores aos limites toleráveis nas áreas agrícolas de Potencial Natural de Erosão elevado. O cenário de ocupação por cana-de-açúcar e plantio em nível resultou em perdas de solo por erosão diretamente proporcionais ao valor do Potencial Natural de Erosão;

7) A elaboração dos planos de informação, a aplicação do modelo RUSLE em ambiente SIG e as técnicas de Sensoriamento Remoto utilizadas permitiram a obtenção dos resultados com rapidez e precisão, bem como a elaboração do diagnóstico dos processos erosivos da área de estudo.

6 REFERÊNCIAS

ABE, K. et al. Desenvolvimento de método de avaliação da erosão do solo para a bacia-piloto da Água da Cachoeira. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental do Oeste Paulista**: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. cap. 10, p.155-168.

ALCÂNTARA, E. H.; SOUZA, A. Produção de sedimentos na Zona Costeira da Bahia – Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 199-205, jun. 2010. Disponível em: <http://www.rbc.ufrj.br/_pdf_62_2010/62_02_9.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2012.

AMARAL, A. Z.; AUDI, R. Fotopedologia. In: MONIZ, A. C. (Coord.). **Elementos de Pedologia**. São Paulo: Polígono; Edusp, 1972. cap. 35, p.429-442.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: PRUSKI, F. F. (Ed). **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2. ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009. cap.4, p.75-107.

ANDERSON, P. S.; RIBEIRO, A. J. Introdução à Fotointerpretação. In: ANDERSON, P. S. (Ed.). **Fundamentos para fotointerpretação**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia: 1982. cap. 1, p.1-6 (Fotointerpretação: teoria e métodos, v.1)

ANGIMA, S. D. et al. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Zürich, v. 97, n. 1-3, p. 295-308, July. 2003. Disponível em: <<http://naldc.nal.usda.gov/download/17677/PDF>>. Acesso em: 28 jun. 2012.

ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 322 p.

ARRAES, C. L. **Estimativa da perda de solo e expectativa de erosão na Microbacia Córrego do Tijuco – SP**. 2009. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

ASSAD, M. L. L.; HAMADA, E.; CAVALIERI, A. Sistema de Informações Geográficas na avaliação de terras para agricultura. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de Informações Geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa-SPI / Embrapa-CPAC, 1998. cap. 11, p.191-232.

BELLINAZZI JÚNIOR, R.; BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. Ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, 2., 1981, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IBGE, 1981. p. 117-137.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 451-461, abr./jun. 2001. Disponível em: <<http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v25n2a21.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2012.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 545-552, abr./jun. 2002. Disponível em: <<http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v26n2a29.pdf>>. Acesso em: 22 jun. 2012.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BORGES, P. **A evolução dos processos erosivos na Bacia do Ribeirão Alam Grei – SP: uma contribuição ao planejamento ambiental**. 2009. 122 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2009.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e

dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXLIX, n. 102, p. 1-8, 28 maio 2012. Seção 1.

BRASIL. Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXLIX, n. 202, p. 1-3, 18 out. 2012. Seção 1.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of geographical information systems**. Oxford: Oxford University Press, 2004. 333 p.

CAVALIERI, A. **Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji Mirim (SP) utilizando diferentes métodos**. 1998. 112 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

COOPERATIVA DE SERVIÇOS E PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS. **CBH – Médio Paranapanema: Mapa de suscetibilidade natural à erosão**. 2000. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-MP/172/v311sucetib.zip>>. Acesso em: 28 abr. 2012.

CORRÊA, E. A. **Caracterização da cobertura vegetal na Equação Universal de Perda de Solos (fator C) por meio de geotecnologias**. 2011. 167 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

DELMANTO JUNIOR, O. **Determinação da capacidade de uso da terra do município de São Manuel (SP), obtido por meio de Sistema de Informações Geográficas (SIG) – Idrisi**. 2003. 82 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeni, v. 51, n. 5, p. 427-433, Sep./Oct. 1996a. Disponível em: <<http://www.jswconline.org/content/51/5/427.full.pdf>>. Acesso em: 4 mar. 2012.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. Algorithms to route flow over Digital Landscapes: a comparison and their implications for predicting ephemeral gullies. **Geomorphologie: relief,**

processus, environment, Paris, v. 2, n. 3, p. 41-50, Décembre, 1996b. Disponível em: <http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/morfo_1266-5304_1996_num_2_3_884>. Acesso em: 12 maio 2012.

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. **A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land**. Atlanta: USDA Forest Service, 1980. 40 p.

DONZELLI, P. L. et al. Técnicas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de Microbacias Hidrográficas. **Documentos IAC**, Campinas, n. 29, p. 91-119, 1992.

EASTMAN, J. R. **Idrisi Selva Help System: Pansharpen**. Worcester: Clark Labs, 2012.

EASTMAN, J. R. **Idrisi Selva – GIS and Image Processing Software – version 17**. Worcester: Clark Labs, 2002.

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. **Sistemas Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2009. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 16 abr. 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**. Brasília, DF: Embrapa/Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1999. 1 mapa, color. Escala 1:500.000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. **ArcGIS / ArcMap**. Professional GIS for the desktop, release 9.3.1. Redlands, 2009.

FARINASSO, M. et al. Avaliação qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006. Disponível em: <<http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64080530/RUSLE/sheetrillerosion.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. **Cuadernos de Fomento Agropecuario da Organización de las Naciones Unidas**. Roma: FAO, 1967. n. 81, 207 p.

FRANÇA, G. V. A classificação de terras de acordo com sua capacidade de uso com base para um programa de conservação de solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 1., 1963, Campinas. **Anais...** São Paulo: Secretaria da Agricultura, Divisão Estadual de Máquinas Agrícolas, 1963. p. 399-408.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. 2002. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. **Perfil municipal**. Santa Cruz do Rio Pardo: Economia, 2009. Disponível em:
<<http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfilMunEstado.php>>. Acesso em: 28 abr. 2012.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 4, p. 149-209.

GONÇALVES, J. L. M. Conservação do solo. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. cap. 2, p. 47-129.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Carta topográfica**: folha Santa Cruz do Rio Pardo – SF-22-Z-A-VI-4. Serviço Gráfico do IBGE, 1973. Escala 1:50.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades@**: Santa Cruz do Rio Pardo. Dados do Censo Demográfico, 2010. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 28 abr. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. Escala: 1:500.000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (São Paulo). **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. Escala: 1:500.000.

JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente. In: _____. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009. cap. 1, p. 1-38 (Fotointerpretação: teoria e métodos, v.1)

LAGROTTI, C. A. A. **Planejamento Agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP**: estudo de caso na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jardim. 2000. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

LEPSCH, I. F. et al. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

LOCH, C. **A interpretação de imagens aéreas: noções básicas e algumas aplicações nos campos profissionais**. 5. ed. rev. atual. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2008. 103 p. (Série Didática)

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975a. 12 p. (Boletim Técnico, 27).

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975b. 12 p. (Boletim Técnico, 28).

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p.189-196, 1992. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>>. Acesso em: 22 mar. 2012.

MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002. Disponível em: <<http://eduemojs.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/2374/1787>>. Acesso em: 10 abr. 2012.

MÄRKER, M. et al. Assessment of land degradation susceptibility by scenario analysis: a case study in Southern Tuscany, Italy. **Geomorphology**, Manhattan, v. 93, n. 3-4. 120-129, January. 2008. Disponível em: <<http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2010/EGU2010-974.pdf>>. Acesso em: 28 jun. 2012.

MARQUES, J. Q. A.; BERTONI, J.; BARRETO, G. B. Perdas por erosão no Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 20, n. 47, p. 1143-1182, nov. 1961.

MCCOOL, D. K. et al. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1571-1576, September/October, 1989. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/azdez.asp?JID=3&AID=31192&CID=t1989&v=32&i=5&T=2&redirectType=>>>. Acesso em: 9 maio 2012.

MCCOOL, D. K. et al. Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, September/October, 1987. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/azdez.asp?JID=3&AID=30576&CID=t1987&v=30&i=5&T=2&redirectType=>>>. Acesso em: 6 maio 2012.

MEDEIROS, J. S.; CÂMARA, G. Geoprocessamento para projetos ambientais. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. cap. 10, p.1-36. Disponível em: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/sergio/2004/04.22.07.43/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 17 jun. 2012.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 18, n. 8-9, p. 761-799,

October/November. 2003. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1)>. Acesso em: 25 jun. 2012.

MINGOTI, F.; VETTORAZZI, C. A. Relative reduction in annual soil loss in micro watersheds due to the relief and forest cover. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1202-1211, nov./dez. 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v31n6/v31n6a17.pdf>>. Acesso em: 26 jun. 2012.

MIRANDA, M. J. et al. **Clima dos municípios paulistas**. CEPAGRI/UNICAMP, 2005. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em 20 abr. 2012.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação**. 4. ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011. 422 p.

MOREIRA, M. C. et al. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 14, n. 2, p. 88-92, abr./jun. 2006.

NEVES, S. M. A. S. et al. Estimativa da perda de solo por erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do Rio Jauru/MT. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 423-434, set./dez. 2011. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/12535/pdf>>. Acesso em: 26 jun. 2012.

NOGUEIRA, F. P. **Uso agrícola sustentado das terras do município de Vera Cruz, SP: proposta metodológica**. 2000. 84 f. Tese (Doutorado em Geociências 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**. 3. ed. São Paulo: Blucher, 2008. 363 p.

NYAKATAWA, E. Z.; REDDY, K. C.; LEMUNYON, J. L. Predicting soil erosion in conservation tillage cotton production systems using the revised universal soil loss equation (RUSLE). **Soil & Tillage Research**, Kiel, v. 57, n. 1, p. 213-224, January. 2001. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00178-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00178-1)>. Acesso em: 26 jun. 2012.

OLDEMAN, L. R. **Soil degradation: a threat to food security?**. Wageningen: International Soil Reference and Information Centre, 1998. 15 p. (Report 98/01). Disponível em: <http://www.worldsoils.org/isric/webdocs/docs/ISRIC_Report_1998_01.pdf>. Acesso em: 8 jul. 2012.

OLIVEIRA, A. M. M. **Aplicação de geotecnologias e do modelo EUPS como subsídio ao planejamento do uso da terra: estudo de caso no alto curso da microbacia hidrográfica do Ribeirão Cachoeirinha, Iracemápolis, SP**. 2004. 114 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010.

OLIVEIRA, J. B. **Solos do Estado de São Paulo**: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 1999. 112 p. (Boletim Científico, 45)

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Ambi-Água**, Taubaté, v.5, n.2, p.217-225, maio/ago. 2010. Disponível em: <<http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=92815026019>>. Acesso em: 8 maio. 2012.

PAES, F. S. et al. Espacialização da perda de solo nas bacias hidrográficas que compõem o município de Santa Rita do Sapucaí (MG). **Geociências**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 589-601, out./dez. 2010. Disponível em: <<http://ppegeo-local.igc.usp.br/pdf/geosp/v29n4/v29n4a12.pdf>>. Acesso em: 28 jun. 2012.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 11, n. 5, p.1633-1644, October, 2007. Disponível em: <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1633/2007/hess-11-1633-2007.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu – SP**. 2002. 108 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

PRUSKI, F. F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In: _____ (ed.). **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009a. p. 13-23. (cap.1)

PRUSKI, F. F. Processo físico de ocorrência da erosão hídrica. In: _____ (ed.). **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009b. p. 24-39. (cap.2)

RAIJ, B. V. et al. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RENARD, K.G. et al. **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. 404 p. (Agriculture Handbook, 703). Disponível em: <<http://www.techtransfer.osmre.gov/NTTMainSite/Library/hbmanual/rusle703.htm>>. Acesso em: 8 mar. 2012.

RESENDE, M. et al. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 5. ed. rev. Lavras: Ed. UFLA, 2007. 322 p.

RIBEIRO, F. L.; CAMPOS, S. Capacidade de uso da terra no Alto Rio Pardo, Botucatu (SP), através do Sistema de Informação Geográfica. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 48-60, abr./jun., 1999.

RODRIGUES, J. B. T.; ZIMBACK, C. R. L.; PIROLI, E. L. Utilização de sistema de informação geográfica na avaliação do uso da terra em Botucatu – SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 3, p. 675-681, maio/jun. 2001. Disponível em: <<http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v25n3a16.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

ROLIM, G. S. et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/brag/v66n4/22.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2012.

ROQUE, C. G.; CARVALHO, M. P.; PRADO, R. M. Fator erosividade da chuva de Piraju (SP): distribuição, probabilidade de ocorrência, período de retorno e correlação com o coeficiente de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 147-156, jan./mar. 2001. Disponível em: <<http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v25n1a16.pdf>>. Acesso em: 24 jun. 2012.

ROSA, R. Análise espacial em Geografia. **Revista da ANPEGE**, Fortaleza, v. 7, n. 1, número especial, p. 275-289, out. 2011. Disponível em: <<http://anpege.org.br/revista/ojs-2.2.2/index.php/anpege08/article/viewFile/163/RAE23>>. Acesso em: 13 jun. 2012.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 81-90. 2005. Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_16/Roberto_Rosa.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2012.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 7. ed. Uberlândia: EDUFU, 2009. 264 p.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: FFLCH-USP, 1997. Escala: 1:500.000.

SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: UFV; [Rio de Janeiro]: Embrapa Solos: UFRRJ, 2005. 92 p.

SÃO PAULO (Estado). **Mapa das Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI**. São Paulo: IGC, 1996. Escala 1:1.000.000.

SHI, Z. H. et al. Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. **Catena**, Amsterdam, v. 55, n. 1, p. 33-48, January. 2004. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162\(03\)00088-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00088-2)>. Acesso em: 27 jun. 2012.

SILVA, A. M. Potencial Natural de Erosão no município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil**, Mayagüez, v. 8, n. 1, p. 5-14, 2008. Disponível em: <<http://academic.uprm.edu/laccei/index.php/RIDNAIC/article/viewFile/146/142>>. Acesso em: 8 jul. 2012.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E. Estimativa e análise do fator topográfico (LS) da Equação Universal de Perda de Solo feito com o uso de aplicativo informatizado compatível com software de Geoprocessamento. **Fator GIS**, Galeria de Artigos Acadêmicos, 2003. 9 p.

SILVA, F. G. B. et al. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, abr./jun. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v15n2/a06v15n2.pdf>>. Acesso em: 8 jun. 2012.

SMITH, R. M.; STAMEY, W. L. How to establish erosion tolerances. **Journal of Soil and Water Conservation**, Baltimore, v. 19, n. 3, p. 110-111, May/June, 1964. Disponível em: <http://www.weru.ksu.edu/new_weru/publications/Andrew_pdf/845.pdf>. Acesso em: 1 maio 2012.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil taxonomy**: a basic system of soil classification for making and interpreting soil survey. Washington, D. C.: USDA, 1975. 930 p. (Agriculture Handbook, 436). Disponível em: <ftp://ftp-fc.sc.gov.usda.gov/NSSC/Soil_Taxonomy/keys/1975tax.pdf>. Acesso em: 8 jul. 2012.

STEIN, D. P. et al. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na Bacia do Peixe Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DA EROSIÃO, 4., 1987, Marília. **Anais...** São Paulo: ABGE / DAEE, 1987. p. 105-135.

TOMAZONI, J. C. et al. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na Bacia do Rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v. 3, n. 1, p. 1-21, jan./jun. 2005. Disponível em: <<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/246/202>>. Acesso em: 27 jun. 2012.

VALÉRIO FILHO, M. Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: PEREIRA, V. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. (Ed.). **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: FCAV – UNESP/SBCS, 1994. p. 223-242.

VAN OOST, K.; GOVERS, G. **Usle2D**. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven, 2000.

WEILL, M. A. M.; PIRES NETO, A. G. Erosão e assoreamento. In: SANTOS, R. F. (org.). **Vulnerabilidade ambiental**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. cap. 4, p. 39-58.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na Microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 801-814, mar./abr. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n2/34.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2012.

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

ZIMBACK, C. R. L. **Levantamento de solos**. Botucatu: [s.n.], 2003. 16 p. (Apostila)

ZIMBACK, C. R. L.; RODRIGUES, R. M. **Determinação das classes de capacidade de uso das terras da Fazenda Experimental de São Manoel – Unesp**. Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônômicas, Unesp, Departamento de Solos, 1993. 28p. (mimeo).