



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA



**ESTIMATIVA DA PERDA DE TERRA SOB PASTAGENS
CULTIVADAS EM SOLOS ARENOSOS DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO ALTO TAQUARI – MS/MT**

SÉRGIO GALDINO

CAMPINAS
JULHO DE 2012



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA



ESTIMATIVA DA PERDA DE TERRA SOB PASTAGENS CULTIVADAS EM SOLOS ARENOSOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TAQUARI – MS/MT

Tese submetida à banca examinadora para
obtenção do título de Doutor em Engenharia
Agrícola na área de concentração Planejamento
e Desenvolvimento Rural Sustentável.

SÉRGIO GALDINO

Orientadora: Prof. Dr^a. Mara de Andrade Marinho

Co-Orientador: Prof. Dr. Edson Eiji Matsura

CAMPINAS

JULHO DE 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE -
UNICAMP

G131e Galdino, Sérgio
 Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas
 em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari -
 MS/MT / Sérgio Galdino. --Campinas, SP: [s.n.], 2012.

 Orientador: Mara de Andrade Marinho
 Coorientador: Edson Eiji Matsura.
 Tese de Doutorado - Universidade Estadual de
 Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

 1. Solos - Erosão - Modelos matemáticos. 2. Solos -
 Conservação. 3. Solos - Erosão. 4. Pantanal Mato-
 grossense (MS e MT). 5. Sistemas de informação
 geográfica. I. Marinho, Mara de Andrade, 1957-. II.
 Matsura, Edson Eiji, 1956-. III. Universidade Estadual
 de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. IV.
 Título.

Título em Inglês: Soil loss estimation on cultivated pastures over sandy soils
 in the upper Taquari basin - MS/MT

Palavras-chave em Inglês: Soils - Erosion - Mathematical models, Solos -
 Conservation, Soils - Erosion, Pantanal Mato-
 grossense (MS e MT), Geographic Information
 System

Área de concentração: Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável
Titulação: Doutor em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: João dos Santos Vila da Silva, Edson Eyji Sano, Márcio
 de Morisson Valeriano, Carlos Roberto Espíndola

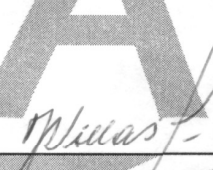
Data da defesa: 16-07-2012

Programa de Pós Graduação: Engenharia Agrícola

Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Sérgio Galdino**, aprovada pela Comissão Julgadora em 16 de julho de 2012, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



Profa. Dra. Mara de Andrade Marinho – Presidenta e Orientadora
Feagri/Unicamp



Dr. João dos Santos Vila da Silva - Membro Titular
Embrapa/CNPTIA



Dr. Edson Eyji Sano - Membro Titular
Embrapa/CPAC



Dr. Marcio de Morisson Valeriano - Membro Titular
INPE



Prof. Dr. Carlos Roberto Espíndola - Membro Titular
IG/Unicamp

DEDICATÓRIA

À minha companheira Mérriam e ao meu filho Gabriel, presentes no dia a dia, sempre me apoiando e incentivando na superação dos obstáculos que cruzaram essa caminhada. Aos meus pais Osmar e Geni, que muito me orgulham, pelo constante incentivo em aprender, e pelo legado de valores como honestidade, respeito e coragem. Ao meu saudoso irmão Flávio, e às minhas queridas irmãs Laura e Lavínia.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força e coragem durante toda esta longa caminhada.

À Embrapa, em especial à Embrapa Pantanal, pela possibilidade de aperfeiçoamento acadêmico e profissional através deste treinamento em pós-graduação.

À Faculdade de Engenharia Agrícola – Feagri/Unicamp e à Coordenadoria do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do curso.

À minha orientadora, Professora Dr^a Mara de Andrade Marinho, pela confiança depositada, incentivo, competência e profissionalismo, imprescindíveis para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu co-orientador, Professor Dr. Edson Eiji Matsura, pela oportunidade de ingresso no curso e ensinamentos transmitidos.

Aos Professores e Funcionários da Feagri, o meu apreço e sinceros agradecimentos. Particularmente ao pessoal dos Laboratórios de Solos e de Geoprocessamento.

À Chefia da Embrapa Pantanal pela disponibilização de infra-estrutura e pessoal para a coleta de dados na bacia do alto Taquari.

Ao Dr. João dos Santos Vila da Silva pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária, meu conselheiro acadêmico, pela amizade, pelo fornecimento de dados, pelo apoio financeiro à realização das viagens a campo, bem como pelas sugestões técnicas ao longo do curso de doutorado.

Ao Marcos Tadeu Borges Daniel Araujo, Assistente de Pesquisa da Embrapa Pantanal, amigo e excepcional profissional, pela imprescindível contribuição no trabalho de campo.

Ao Elisberto Martins Rezende (Bufinha), pela sua amizade e constante apoio às pesquisas da Embrapa na região de Alcinópolis-MS.

Ao Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, pelo empréstimo do trado amostrador de raízes.

Aos funcionários da Embrapa Pantanal que trabalharam direta ou indiretamente para que esta pesquisa fosse realizada. Em especial às equipes do Setor de Gestão de Pessoas e do Laboratório de Solos.

À você Mérriam, por seu amor, sabedoria, paciência, incentivo, força e principalmente pelo companheirismo.

Enfim, todos aqueles que, de alguma forma contribuíram nas diversas etapas do trabalho.

MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. Erosão do solo	3
2.2. Modelos de estimativa da perda de solo por erosão hídrica	4
2.3. Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)	6
2.3.1. Fator erosividade da chuva (R)	7
2.3.2. Fator erodibilidade do solo (K)	8
2.3.3. Fator comprimento de rampa e grau de declive (LS)	9
2.3.4. Fator uso e manejo do solo (C)	11
2.3.4.1. Subfator uso prévio do solo (PLU)	12
2.3.4.2. Subfator cobertura do solo pela copa da cultura (CC)	13
2.3.4.3. Subfator cobertura da superfície do solo por resíduos (SC)	14
2.3.4.3. Subfator rugosidade (SR)	15
2.3.4.3. Subfator umidade do solo (SM)	15
2.3.5. Fator práticas conservacionistas (P)	16
2.4. Aplicação de modelos de estimativa de perda de solo em larga escala	17
2.5. Degradação das pastagens	18
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1. Localização e descrição da área de estudo	21
3.2. Implantação do banco de dados espaciais	23
3.3. Trabalho de campo	25
3.4. Análises das amostras de solo	28
3.5. Fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) nas parcelas experimentais	29
3.6. Mapeamento das classes de manejo das pastagens em solos arenosos da BAT ...	31

3.7. Modelagem da erosão nas áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT	34
3.7.1. Fator erosividade da chuva (R)	35
3.7.2. Fator erodibilidade do solo (K)	37
3.7.3. Fator comprimento de rampa e grau de declive (LS)	38
3.7.4. Fator uso e manejo do solo (C)	40
3.7.5. Fator práticas conservacionistas (P)	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1. Erosividade das chuvas (Fator R)	41
4.2. Erodibilidade do solo (Fator K)	44
4.3. Fator topográfico (LS) da RUSLE	45
4.4. Potencial natural de erosão (PNE)	48
4.5. Fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) e características das pastagens	50
4.5.1. Determinação do fator C para nove parcelas experimentais	50
4.5.2. Mapeamento dos diferentes níveis de degradação das pastagens em áreas de solos arenosos da BAT	58
4.5.3. Mapa do fator C (cobertura e manejo da cultura)	60
4.6. Fator P ou fator práticas de manejo da cultura	60
4.7. Perdas de solo nas áreas de pastagens na BAT	60
4.7.1. Perdas de solo atual (2010)	60
4.7.2. Estudos de cenários de manejo das pastagens	67
5. CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
ANEXOS	82

Lista de Figuras

Figura		Página
1	Fator de correção da erosividade da chuva (R) proposto na RUSLE	8
2	Representação gráfica simplificada do processo de degradação de pastagens cultivadas em suas diferentes etapas no tempo	19
3	Mapa da bacia hidrográfica do alto Taquari (BAT): hidrografia, divisa estadual e sedes municipais	22
4	Curva espectral da vegetação (GV), da vegetação fotossinteticamente inativa (NPV), do Solo e da Sombra	33
5	Mapa da localização dos postos pluviométricos e variação da erosividade anual das chuvas na BAT e entorno obtida pelo interpolador inverso do quadrado da distância	42
6	Mapa do fator R (erosividade da chuva) para as áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT em 2010	43
7	Mapa do fator topográfico (Fator LS da RUSLE)	46
8	Mapa do potencial natural de erosão (PNE)	49
9	Dispersão do PNE, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em relação à variação do fator LS	50
10	Mapa dos diferentes níveis de degradação das pastagens	59
11	Mapa do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C)	61
12	Mapa das perdas de solo atual (2010)	62
13	Mapa das perdas de solo tolerável e acima do limite tolerável	64
14	Dispersão da perda de solo, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em relação à variação do fator LS	65
15	Mapa das perdas de solo para o cenário A	68
16	Mapa das perdas de solo para o cenário B	69

Lista de Tabelas

Tabela		Página
1	Fases de degradação das pastagens segundo parâmetros limitantes e seu nível de deterioração	19
2	Imagens Landsat 5 TM utilizadas para obtenção do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE)	25
3	Identificação e localização (coordenadas) das parcelas (pastagens) amostradas na bacia do alto Taquari (BAT)	27
4	Estimativa da erodibilidade do solo (Fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, utilizando a metodologia de DENARDIN (1990) para solos do Brasil e dos Estados Unidos	44
5	Estimativa da erodibilidade do solo (Fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, utilizando o modelo simplificado da RUSLE (RENARD et al., 1997)	44
6	Distribuição das classes de declividade nas áreas de pastagens	47
7	Distribuição das classes de declividade para valores do fator LS superiores a $8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	47
8	Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 1 a 3) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE	51
9	Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 4 a 6) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE	52
10	Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 7 a 9) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE	53
11	Estimativa da razão de perda de solo (SLR) nas parcelas para duas épocas do ano	54
12	Distribuição da erosividade das chuvas nas parcelas para dois períodos do ano	55
13	Estimativas do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) nas parcelas e para os diferentes níveis de degradação das pastagens	56

14	Principais características (parâmetros) dos diferentes níveis de degradação das pastagens e o coeficiente de correlação desses parâmetros com as estimativas do fator C nas nove parcelas	57
15	Distribuição das classes de perda de solo nas áreas de pastagens da bacia do alto Taquari no ano de 2010	63
16	Principais parâmetros das áreas de pastagens com diferentes níveis de degradação	66
17	Estimativas de perdas de solo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para as áreas de pastagens na BAT no ano de 2010 e para dois cenários futuros de recuperação das pastagens	67
18	Efeito da recuperação das pastagens (Cenários) sobre as perdas de solo para diferentes níveis de degradação das pastagens	71

RESUMO

O assoreamento do rio Taquari constitui grave problema ambiental e socioeconômico do Pantanal Brasileiro e decorre principalmente da erosão acelerada do solo ocupado com pastagens degradadas na parte alta da bacia. Um dos modelos mais utilizado para estimar a perda média anual de solo é a Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Novas pesquisas foram realizadas para melhorar as estimativas do modelo, originando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). A principal mudança foi na forma de determinação do fator de uso e manejo do solo (C). Na USLE o fator C é obtido a partir do monitoramento constante da perda de solo em parcelas experimentais durante vários anos, constituindo sério empecilho a sua determinação, principalmente no Brasil. Na RUSLE o fator C para pastagens é estimado mais rapidamente, a partir de levantamentos de parâmetros do solo e da vegetação. O objetivo geral do trabalho foi ajustar os fatores da RUSLE às condições locais da bacia do alto Taquari (BAT) e estimar as taxas de perda de solo por erosão, para posterior estudo de cenários de manejo e identificação das práticas mais protetoras dos solos na bacia. O estudo compreendeu áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT. Os parâmetros necessários para estimativas da razão de perda de solo (SLR) e fator C da RUSLE foram levantados em nove parcelas (pastagens) em duas épocas do ano. Análise da SLR e do fator C identificaram valores de C representativos de pastagem não degradada e com níveis de degradação; baixo/médio e alto. Na espacialização do fator C na BAT utilizou-se o modelo linear de mistura espectral. Para a estimativa das perdas de solo nas áreas de pastagens também foram espacializados os demais fatores da RUSLE. A erosividade das chuvas (Fator R) foi estimada a partir de registros mensais e anuais de precipitação de postos pluviométricos localizados na BAT e entorno. Na estimativa da erodibilidade do solo (Fator K) foram utilizados parâmetros físico-químicos do solo levantados no campo. O fator topográfico (LS da RUSLE) foi obtido empregando algoritmo de contribuição de área a montante e modelo digital de elevação do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA). O fator de práticas conservacionistas do solo (Fator P) foi considerado unitário na estimativa da perda de solo atual na BAT. Também foram estimadas as perdas de solo para dois cenários futuros de manejo adequado do solo e da pastagem. Resultado evidenciou que os valores do fator C estimados pela RUSLE para pastagens se assemelham àqueles determinados pela USLE. A

média da perda de solo nas pastagens da BAT em 2010 foi estimada em 9,638 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. O estudo de cenários permitiu uma redução em até 75,97% das taxas de perda de solo por erosão com a implementação de manejo adequado do solo e da pastagem. Conclui-se que a RUSLE apresenta bom potencial de estimativa do fator de uso e cobertura do solo, e que se ajustou bem às condições locais da BAT na estimativa da perda de solo.

Palavras chave: Solos - Erosão - Modelos matemáticos. Solos - Conservação. Solos - Erosão. Pantanal Mato-grossense (MS e MT). Sistemas de informação geográfica.

ABSTRACT

The river siltation Taquari constitutes serious environmental and socioeconomic problem of the Brazilian Pantanal and arises principally from accelerated erosion of land occupied by degraded pastures in the upper basin. One of the models used to estimate the average annual soil loss is the Universal Soil Loss Equation (USLE). New research has been done to improve the model estimates, yielding the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). The main change was in the method determines the use and soil management factor (C). With USLE, the C factor is obtained from the constant monitoring of soil loss in plots for several years, constituting serious impediment to their determination, especially in Brazil. With RUSLE, the C factor for pastures is estimated sooner, using surveys of soil parameters and vegetation. The overall goal of this work was to adjust RUSLE factors to upper Taquari basin (UTB) local conditions and to estimate soil loss rates due to erosion, for further management scenarios studies and more protective soil identification practices in the basin. The study included pastures grown on sandy soils of the UTB. The required parameters for soil loss ratio estimates (SLR) and the RUSLE C factor were raised in nine plots (pastures) in two seasons. Further SLR analysis identified C factor values for non-degraded, low, medium and highly degraded pasture levels. C factor spatialization for the UTB used the linear spectral mixture model. To estimate soil loss in grazing areas other RUSLE factors were also spatialized. The rainfall erosivity factor (R) was estimated from records of monthly and annual precipitation of rain gauge stations located in and around the UTB. For soil erodibility (K factor) estimation, physic-chemical soil parameters collected in the area were used. The topographic factor (LS RUSLE) was obtained using algorithm contribution of the upstream area and Brazilian geomorphometric digital elevation model data from TOPODATA. The soil conservation practices factor (P) unit was considered estimating soil loss in the UTB. Two future soil loss scenarios were also estimated. Results showed that the C factor values estimated by RUSLE for pastures resemble those determined by USLE. The average soil loss in the pastures of the UTB in 2010 was estimated at $9.638 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The scenario study allowed for a reduction up to 75.97% in the rates of soil loss due to erosion by implementing proper soil and pasture management. We conclude that the RUSLE estimation shows good

potential for land use techniques, which fits well into the UTB local conditions and in the estimation of soil loss.

Keys word: Soils - Erosion - Mathematical models, Solos - Conservation, Soils - Erosion, Pantanal Mato-groessense (MS e MT), Geographic Information System.

1. INTRODUÇÃO

Um dos maiores impactos ambientais e socioeconômicos no Pantanal Brasileiro é decorrente da intensificação dos processos erosivos nas áreas de planalto, onde nascem os rios pantaneiros. O maior exemplo é o assoreamento do rio Taquari no Pantanal. A principal causa desse assoreamento foi a expansão desordenada da agropecuária na bacia do alto Taquari (BAT) a partir da década de 70 (GALDINO e VIEIRA, 2005).

O uso das terras da BAT é predominantemente com pecuária de corte, cujas pastagens recobriam no ano de 2000 cerca de 55% da superfície da bacia (SILVA e SANTOS, 2011). Em sua grande maioria, nessas áreas são cultivadas pastagens do gênero *Brachiaria*. Em 2000, 47,9% das pastagens da BAT eram plantadas em solos arenosos, correspondendo a 26,3% da superfície da bacia (SILVA e SANTOS, 2011). Os solos arenosos ocupam quase a metade (46,1%) da BAT. No Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai - PCBAP (SANTOS et al., 1997). Tais solos eram denominados de Areias Quartzosas, conforme classificação de solos da Embrapa (1988), sendo que pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 2006), enquadram-se atualmente na sub-ordem dos NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS.

As áreas de pastagem são as mais castigadas pela erosão, devido ao uso inadequado do solo de textura arenosa de baixa fertilidade e ao desmatamento indiscriminado das encostas e dos topos dos morros (BRASIL, 1997). A consequência imediata é a intensificação da erosão hídrica, devido à maior exposição do solo à ação da chuva. Assim, as áreas recobertas por pastagens constituem importantes fontes de produção de sedimentos, que atingem os cursos d'água da BAT e, conseqüentemente, intensificam o assoreamento do rio Taquari no Pantanal.

Modelos matemáticos de predição de erosão são ferramentas poderosas na pesquisa e nas práticas agrícolas, pois, aplicados em campo, eles auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação (CHAVES, 1996). Um dos modelos mais utilizado até hoje em todo mundo para estimar a perda média anual de solo é a Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation* - USLE), desenvolvida a partir de 1950 por WISHMEIER e SMITH (1978). O modelo adaptado da USLE para uso no Brasil é conhecido como EUPS (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). Novas pesquisas e experiências continuaram sendo realizadas no intuito de melhorar as estimativas das perdas de solo pela utilização da USLE, originando a

Equação Universal de Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE*) (RENARD et al., 1997). Na RUSLE manteve-se a mesma estrutura da equação da USLE, no entanto, as formas de determinação dos fatores mudaram expressivamente, principalmente o fator de uso e manejo da cultura (C). Na USLE o fator C é obtido a partir do monitoramento constante da perda de solo em parcelas experimentais durante vários anos. Isso faz com que a estimativa do fator C pela USLE, além de morosa, também seja onerosa, o que constitui sério empecilho para a sua determinação, principalmente no Brasil. Já na RUSLE o fator C para pastagens pode ser estimado mais rapidamente, a partir de levantamentos no campo da idade da pastagem, densidade de raízes, rugosidade do terreno, altura e porcentagem de cobertura do solo pelo dossel e por resíduos. Assim, o presente estudo tem como objetivo geral ajustar os fatores da RUSLE às condições locais da BAT e estimar as taxas de perda de solo por erosão. Posteriormente, estudar cenários de manejo para identificação das práticas mais protetoras dos solos da BAT.

Os objetivos específicos são:

1. Estimar o fator de uso e manejo do solo da RUSLE (Fator C) para diferentes níveis de degradação de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT;
2. Avaliar cenários potenciais de uso e manejo das terras para levantamento de subsídios ao planejamento conservacionista da BAT.

As hipóteses a serem testadas são:

1. A adaptação dos fatores do modelo RUSLE às condições locais da BAT permite estimar as taxas anuais de perda de solo por erosão hídrica;
2. A determinação do fator C (uso e manejo da cultura) para diferentes situações de degradação das pastagens permite estimar a influência do manejo nas taxas de perda do solo estimados pela RUSLE;
3. O estudo de cenários permite avaliar o efeito da implementação do manejo adequado do solo e da pastagem no controle da erosão.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Erosão do solo

Erosão superficial do solo é o processo pelo qual há remoção de uma massa de solo de um local, e sua consequente deposição em outros locais, como resultado da ação de forças externas (BAHIA et al., 1992). As principais forças exógenas são o vento, processo denominado de erosão eólica e a chuva, denominada de erosão hídrica. A erosão pode ser geológica ou acelerada. Erosão geológica, também conhecida por erosão natural ou normal, é um processo natural resultante unicamente da atuação de forças da natureza e responsável pelo nivelamento da superfície terrestre. A intensificação do processo natural de erosão, como resultado da interferência humana nos sistemas naturais, dá origem à erosão dita acelerada, também descrita como antrópica.

A erosão hídrica pode ocorrer na forma laminar, sulcos e voçorocas, dependendo do seu estágio e das condições ambientais vigentes (BAHIA et al., 1992). A erosão laminar se caracteriza pela remoção da camadas superficial do solo, sendo pouco perceptível. Essa forma de erosão é referida por erosão em entressulcos, diferindo da erosão em sulcos, que se caracteriza pela formação de canais no sentido da declividade do terreno. As voçorocas constituem deslocamentos de grandes quantidades de massa de solo com a formação de canais de grandes dimensões.

WISCHMEIER e SMITH (1978) ressaltam que quatro fatores e suas inter-relações são considerados determinantes da taxa de erosão hídrica: o clima, principalmente a precipitação pluviométrica; o solo, notadamente sua resistência à desagregação; a topografia, especialmente o grau do declive e o comprimento de rampa; e a cobertura do solo. Como os três primeiros fatores não podem ser modificados facilmente, a cobertura do solo e o manejo das culturas assumem um importante papel no que se refere ao controle da erosão provocada pela chuva. BERTONI e LOMBARDI NETO (1999) afirmam que os diferentes sistemas de cultivo propiciam diferentes condições finais de exposição do solo aos agentes erosivos, visto que promovem mobilização e cobertura vegetal diferenciada, ocasionando diferentes graus de proteção contra as perdas de água e solo. Assim, o manejo do solo tem grande influência no processo erosivo.

A taxa máxima anual de erosão do solo que pode ocorrer e ainda permitir um alto nível de produtividade das culturas, a ser obtido econômica e indefinidamente, é referida como tolerância de perda de solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978). LOMBARDI NETO e BERTONI (1975) desenvolveram uma metodologia para estimativa de padrões de tolerância de perda de solo do estado de São Paulo considerando sua profundidade e propriedades físicas.

Práticas agrícolas não conservacionistas adotadas pelos agricultores, como o plantio contínuo e mal distribuído de culturas pouco protetoras do solo, o plantio morro abaixo, a queimada dos restos culturais e o pastoreio excessivo, estão acelerando gravemente a degradação das melhores terras do país (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

O impacto das gotas de água sobre a superfície do solo exposta provoca a desagregação e o transporte de partículas de solo, podendo também carrear pesticidas e nutrientes. Essas partículas são normalmente depositadas na parte inferior da superfície do terreno (erosão). Entretanto, ao atingirem cursos d'água, podem causar o assoreamento do leito de rios e barragens, além da poluição ambiental por sedimentos e pesticidas e eutrofização dos mananciais d'água. Assim, a erosão acelerada (antrópica), além de causar prejuízos para os produtores rurais, também constitui sério risco de impacto ambiental. Um exemplo foi o assoreamento do rio Taquari no Pantanal Brasileiro (GALDINO et al., 2006).

2.2. Modelos de estimativa da perda de solo por erosão hídrica

Os modelos de simulação, como os modelos matemáticos de predição de erosão, são ferramentas poderosas na pesquisa e nas práticas agrícolas, pois auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação (CHAVES, 1996).

A Equação Universal de Perdas de Solo (do inglês *Universal Soil Loss Equation* - USLE) é um dos modelos de predição da erosão mais conhecidos e utilizados até os dias de hoje. Foi desenvolvido, a partir de 1950, por WISCHMEIER e SMITH (1978) e outros pesquisadores do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS), do Serviço de Conservação do Solo (SCS) e da Universidade de Purdue. A USLE é uma equação empírica utilizada para estimar a erosão média anual entressulcos e em pequenos sulcos em função de seis fatores, alusivos ao clima (erosividade da chuva), ao solo (erodibilidade), à topografia (fatores comprimento e declividade da

vertente) e ao uso e manejo da cultura (NEARING et al., 1990). Este modelo foi obtido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e 9% de declividade, distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos. Adaptado para uso no Brasil, este modelo é conhecido por EUPS ou Equação Universal de Perda de Solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

De acordo com WISCHMEIER e SMITH (1978), a USLE é um modelo matemático simples, expresso pela equação 01:

$$A = R K L S C P \quad (01)$$

Em que:

A = Perda de solo calculada por unidade de área por tempo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

R = Fator erosividade das chuvas, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

K = Fator erodibilidade do solo, em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$;

L = Fator comprimento da vertente, adimensional;

S = Fator declividade da vertente, adimensional;

C = Fator uso e manejo do solo, adimensional;

P = Fator práticas conservacionistas do solo, adimensional.

Na adaptação do modelo para uso no Brasil, o fator de erosividade da chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva esperada em cada localidade de causar erosão em uma área sem proteção em dada localidade. O fator R ou índice de erosão médio anual é calculado pelo somatório dos valores mensais dos índices de erosão.

O fator erodibilidade dos solos (K) reflete o fato de que diferentes solos possuem distintas suscetibilidades ao processo erosivo, mesmo os outros fatores envolvidos nesse processo sendo mantidos constantes. Os principais atributos que influenciam na erodibilidade dos solos são a textura, teor de matéria orgânica, estrutura, porosidade, permeabilidade, gradiente textural, teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, atividades das argilas e profundidade do "solum" e do solo.

Na prática, os fatores L e S são considerados conjuntamente, por meio de um termo designado fator topográfico ou LS, que é obtido a partir de uma função que agrega o comprimento das encostas (vertentes) e o gradiente de declividade (grau de inclinação).

O fator de uso e manejo da cultura (C) representa a razão da perda de solo que ocorre em uma área com dada cobertura e manejo e a que ocorre em área mantida continuamente descoberta. O seu valor varia de zero (área totalmente coberta) a um (solo nu). Se determinada área estiver cultivada, as perdas de solo serão menores do que se estiver descoberta. Essa redução depende das combinações da cobertura vegetal, sequência de culturas e práticas de manejo. Depende também do estágio de crescimento e desenvolvimento da cultura durante o período de chuvas.

O fator práticas conservacionistas (P) representa a razão entre a perda de solo que ocorre para uma dada prática conservacionista e aquela que ocorre para cultivos no sentido do declive máximo do terreno. Assim, como o fator C, o seu valor varia de zero à unidade (plantio morro abaixo). O fator P só é aplicado em áreas cuja cobertura sejam cultivos, ou seja, o fator P é um ponderador do fator C em situações especiais de uso e manejo do solo.

Os fatores R, K, LS dependem das condições naturais do clima, do solo e do relevo, não sendo controlados pelo homem. O produto desses três fatores define o potencial natural de erosão (PNE) de uma dada área.

2.3. Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)

A Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (do inglês *Revised Universal Soil Loss Equation* - RUSLE) é um modelo empírico, originado a partir de uma grande revisão do modelo USLE e de sua base de dados, com o qual se pode estimar a perda de solo média anual causada pela precipitação e pelo escoamento associado à mesma (RENARD et al., 1997). Embora a estrutura da equação seja a mesma da USLE, as formas de determinação dos fatores do modelo mudaram expressivamente. Vários conceitos de modelagem da erosão, baseados na descrição do processo físico, foram incorporados na RUSLE para melhorar as previsões de erosão (RENARD et al., 1997). A RUSLE utiliza um programa computacional para sua operacionalização, e inclui dados de pesquisa que não estavam disponíveis à época do desenvolvimento do modelo USLE. Embora tenha sofrido consideráveis melhorias em relação à USLE, a RUSLE, na sua concepção original também não considera o processo de deposição, o que limita a sua aplicação em vertentes complexas, tais como microbacias, onde o processo de deposição tem importância expressiva. A seguir é apresentada uma breve descrição das principais modificações em cada fator deste modelo em relação à USLE.

2.3.1. Fator erosividade da chuva (R)

Comparativamente com a USLE, na RUSLE foi ampliado o banco de dados para produção de novos mapas de isoerodentes para os EUA, incluindo valores do fator R para áreas com relevo suave em regiões de elevado índice pluviométrico. Na USLE, a distribuição sazonal do índice de erosividade EI é calculada mensalmente, enquanto que na RUSLE o EI é quinzenal ou calculado para 24 períodos, correspondentes ao 1º ao 15º dia e do 16º ao 30º dia de cada mês.

No cálculo do índice de erosão da RUSLE eventos de chuva inferior a 12,7 mm (0,5 polegadas) foram omitidos, a menos quando a intensidade de pico em 15 minutos foi igual ou maior que 6,35 mm (0,25 polegadas). Finalmente, dois eventos de chuva são individualizados quando a precipitação acumulada entre eles ao longo de seis horas é inferior a 1,27 milímetros (0,05 polegadas). O *Agriculture Handbook* 703 recomenda a equação 02 de BROW e FOSTER (1987) para o cálculo da energia cinética da chuva.

$$E_c = 0,29(1 - 0,72 \exp(-0,05 i)) \quad (02)$$

em que:

E_c = Energia cinética de um evento de chuva, em MJ ha⁻¹ mm⁻¹;

i = Intensidade da chuva, em mm h⁻¹.

Na RUSLE também foi realizado um ajuste do fator R, levando-se em consideração a redução da erosividade decorrente do impacto das gotas da chuva devido ao alagamento da superfície do solo. Em superfícies com declividade de até 4%, o valor de R é ajustado, multiplicado-o por um fator de correção que varia de 0,4 a 1 (Figura 1). Para calcular R, foi assumido que o valor do índice de erosão (EI) relativo a tempestade com período de retorno de dez anos, fornece uma indicação da quantidade de água empoçada na superfície do terreno. (RENARD et al., 1997).

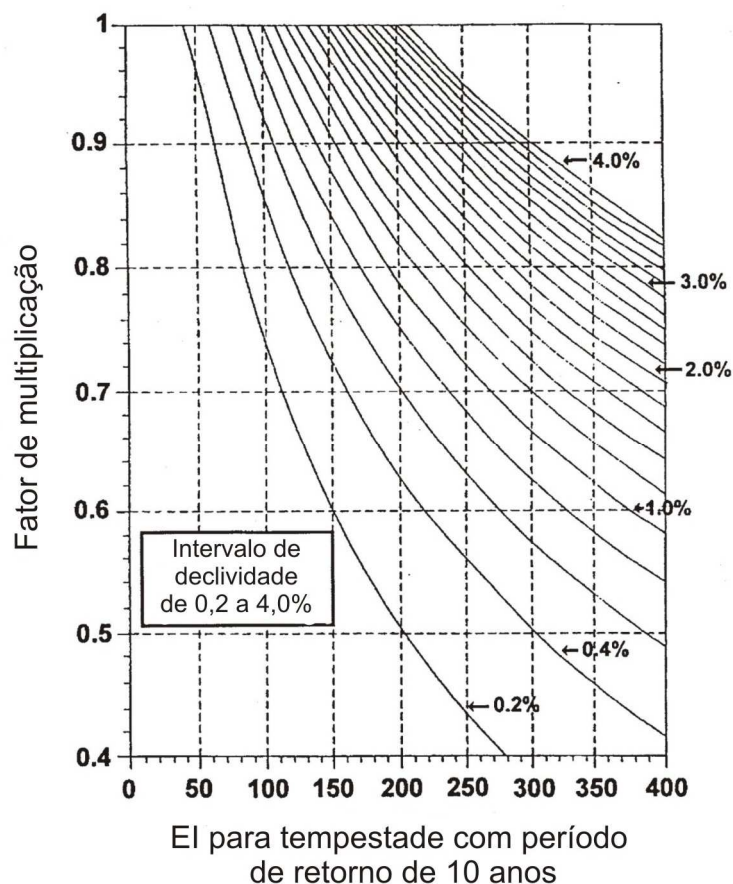


Figura 1. Fator de correção da erosividade da chuva (R) proposto na RUSLE.

Fonte: RENARD et al. (1997)

2.3.2. Fator erodibilidade do solo (K)

A adaptação do fator K para a RUSLE envolveu o desenvolvimento de métodos alternativos, de forma que o usuário possa estimar o fator para solos que não estão contemplados no nomograma do “*Agriculture Handbook 537*” (solos tropicais de origem vulcânica e com alto teor de matéria orgânica). Para isto, dados de erodibilidade de toda parte do mundo foram revisados e equações de regressão foram desenvolvidas para estimar K como uma função das características físicas e químicas do solo. Na RUSLE também é considerado o efeito de fragmentos de rocha na superfície e no perfil do solo. Os fragmentos de rocha na superfície do solo são tratados como cobertura do solo no fator C, enquanto o fator K é ajustado para incorporar o efeito da presença de fragmentos de rocha no perfil do solo na permeabilidade do solo e, conseqüentemente, no escoamento. Outra grande mudança deste fator está relacionada à variabilidade sazonal de K, incorporada na RUSLE por meio de

estimativas instantâneas de K em função da erosividade quinzenal proporcional à erosividade anual. Estas estimativas instantâneas de K são obtidas de equações relacionando K e o fator R anual.

No *Agriculture Handbook* 703, RENARD et al. (1997) descrevem também um modelo simplificado de estimativa da erodibilidade do solo. Esse modelo foi desenvolvido a partir de 225 valores de K obtidos através de chuva natural e simulada em vários países, e agrupados em classes texturais. Foram considerados apenas solos com menos de 10% de fragmentos de rocha (diâmetro > 2 mm). Valores médios de K dentro das classes texturais, foram relacionados com a média geométrica do diâmetro das partículas. A relação resultante, em unidades do SI, é expressa pela equação 03:

$$K = \left\{ 0,0034 + 0,0405 \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\log(Dg) + 1.659}{0,7101} \right)^2 \right] \right\} \quad (03)$$

Sendo que:

K = erodibilidade do solo estimada, expressa em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$;

Dg = média geométrica do diâmetro das partículas, expresso em mm; calculada de acordo com SHIRAZI e BOERSMA (1984), obtida pela equação 04:

$$Dg = \exp \left(0,01 \sum f_i \ln m_i \right) \quad (04)$$

Em que:

f_i = fração das partículas primárias (areia, silte e argila), em percentagem;

m_i = média aritmética dos limites das classes texturais primárias, expressa em mm.

2.3.3. Fator comprimento de rampa e grau de declive (LS)

Na RUSLE, ao contrário da USLE, pode-se seccionar a encosta, de modo a possibilitar sua representatividade com declividades irregulares, as quais podem ser côncava, convexa ou retilínea. Na maioria das aplicações, este procedimento possibilita uma melhor estimativa do efeito topográfico sobre as perdas de solo do que quando se considera uma vertente retilínea, tal como é feito no caso da USLE. Consequentemente, o modelo fornece estimativas de taxas de perda de solo mais precisas.

Na RUSLE, o fator comprimento do declive (L), para encostas de relevo uniforme, é calculado de acordo com a equação 05 de McCOOL et al. (1989).

$$L = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m \quad (05)$$

em que:

λ = Comprimento do declive, expresso em metros. Corresponde a distância horizontal da origem do escoamento superficial até os pontos onde (1) a declividade diminua o suficiente para que inicie a deposição ou (2) o escoamento se concentre em um canal definido (WISCHMEIER e SMITH, 1978);

m = Expoente que esta relacionado com a razão entre a erosão por sulco (causada pelo fluxo) e a erosão entressulcos (causada principalmente pelo impacto das gotas de chuva).

Para cálculo do expoente “m” emprega-se a equação 06, extraída de FOSTER et al. (1977).

$$m = \frac{\beta}{(1 + \beta)} \quad (06)$$

em que:

β é a razão entre a erosão por sulco e a erosão entressulcos.

McCOOL et al. (1989) desenvolveram a equação 07 abaixo para cálculo dos valores de “ β ” para condições em que o solo é moderadamente susceptível tanto para erosão em sulcos quanto entressulcos.

$$\beta = \left[\frac{(\sin \theta / 0,0896)}{3 \cdot (\sin \theta)^{0,8} + 0,56} \right] \quad (07)$$

em que θ é a declividade da encosta, em graus.

O fator inclinação do declive (S) da RUSLE é calculado empregando-se as equações 08 e 09, definidas por McCOOL et al. (1987).

$$S = 10,8 \operatorname{sen} \theta + 0,03 \quad (\text{para declividade} < 0,09 \text{ m m}^{-1}) \quad (08)$$

$$S = 16,8 \operatorname{sen} \theta - 0,50 \quad (\text{para declividade} \geq 0,09 \text{ m m}^{-1}) \quad (09)$$

em que:

θ é a declividade da encosta, em graus.

2.3.4. Fator uso e manejo do solo (C)

O efeito quantitativo deste fator na erosão hídrica pluvial do solo é obtido pela razão da perda de solo de um terreno cultivado numa dada condição de cobertura e de manejo com a perda de solo de um terreno mantido continuamente descoberto e preparado convencionalmente no sentido do declive. Na RUSLE, este fator é calculado para intervalos regulares de 15 dias, por meio da equação 10:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^{24} SLR_i EI_i}{\sum_{i=1}^{24} EI_i} \quad (10)$$

Sendo que:

C é o fator de cobertura e manejo do solo (varia de 0 a 1);

SLR (“*Soil Loss Ratio*”) é a razão de perda de solo para uma dada condição de cobertura e de manejo do solo com a perda de solo de um terreno mantido continuamente descoberto e preparado convencionalmente no sentido do declive (varia de 0 a 1);

EI é o índice de erosão, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$

Trabalho de WISCHMEIER (1975) e MUTCHLER et al. (1982) indicaram que o impacto geral do cultivo e manejo nas perdas de solo pode ser dividido em uma série de subfatores. A técnica utilizada na RUSLE foi modificada dos estudos de LAFLEN et al. (1985) e WELTZ et al. (1987).

Na RUSLE a razão de perda de solo (SLR) é calculada por meio da equação 11:

$$SLR = PLU \ CC \ SC \ SR \ SM \quad (11)$$

Em que:

PLU (“*Prior Land Use*”) é o subfator uso anterior da terra;

CC (“*Canopy-Cover*”) é o subfator cobertura do solo pela copa das plantas;

SC (“*Surface-Cover*”) é o subfator cobertura superficial do solo por plantas em contato direto com o mesmo e, ou, por resíduos culturais;

SR (“*Surface-Roughness*”) é o subfator rugosidade superficial do solo;

SM (“*Soil-Moisture*”) é o subfator umidade do solo.

2.3.4.1 Subfator uso prévio do solo (PLU)

O subfator PLU – uso anterior da terra representa o efeito do manejo anterior do solo na sua estrutura interna, bem como o efeito das práticas anteriores de preparo do solo na consolidação da sua superfície e na determinação da quantidade de raízes e de resíduos culturais incorporados ao solo. Este subfator é obtido por meio da equação 12:

$$PLU = C_f \ C_b \ \exp[(-c_{ur} \ B_{ur}) + (\frac{c_{us} \ B_{us}}{C_f^{c_{uf}}})] \quad (12)$$

Sendo que:

PLU é o subfator que expressa a influência do uso anterior da terra (varia de 0 a 1);

C_f é o fator de consolidação da superfície do solo. Baseado no trabalho de DISSMEYER e FOSTER (1981), o valor de *C_f* varia de 1,0 para solos recentemente cultivados, decaindo exponencialmente para 0,45 ao longo de 7 anos, se a terra é deixada intacta;

C_b representa a eficácia relativa dos resíduos subsuperficiais na consolidação;

B_{ur} é a densidade de massa de raízes vivas e mortas na camada superior do solo (kg ha⁻¹ cm⁻¹);

B_{us} é a densidade de resíduo orgânico incorporado na camada superior do solo (kg ha⁻¹ cm⁻¹);

c_{uf} representa o impacto de resíduo incorporado na consolidação do solo;

c_{ur} e *c_{us}* são coeficientes de calibração indicando os impactos dos resíduos subsuperficiais.

No cálculo do valor global do fator de consolidação da superfície do solo (C_f), após uma operação no campo, deve-se levar em consideração a fração da superfície perturbada.

Os coeficientes C_b , c_{ur} , c_{us} , e c_{uf} descrevem a eficácia relativa da biomassa subsuperficial na redução da erosão. Eles foram calibrados utilizando informações de VAN LIEW e SAXTON (1983), valores do *Agriculture Handbook 537* (WISCHMEIER e SMITH, 1978), e um extenso conjunto de dados coletados a partir de uma ampla série de experimentos. Os valores propostos por RENARD et al. (1997) para esses coeficientes, convertidos para o sistema internacional de unidades (SI), são; $C_b = 0,951$, $c_{ur} = 0,0045087 \text{ ha cm kg}^{-1}$, $c_{us} = 0,0009425 \text{ ha cm kg}^{-1}$, e $c_{uf} = 0,5$. Assim, o cálculo do subfator PLU pode ser expresso pela equação 13:

$$PLU = 0,951 C_f \exp[(-0,0045087 B_{ur}) + 0,0009425(\frac{B_{us}}{C_f^{0,5}})] \quad (13)$$

A profundidade do solo que tem as densidades de biomassa (B_{ur} e B_{us}) é definida pelo padrão da operação de campo. Se a operação mais recente atinge 100% da superfície, e tem uma profundidade de perturbação de 15 cm, os valores de B_{ur} e B_{us} serão as densidades de biomassa a uma profundidade de 15 cm. Na RUSLE assume-se que o resíduo não pode ser misturado em uma profundidade do solo inferior a 5 cm, o que torna esta a menor profundidade a que os valores B_{ur} e B_{us} podem ser aplicados.

2.3.4.2. Subfator cobertura do solo pela copa da cultura (CC)

O subfator cobertura do solo pela copa das plantas (CC) expressa a efetividade do dossel vegetativo na redução da energia da chuva que atinge a superfície do solo. Embora a maioria das chuvas interceptada pelo dossel das plantas atinja a superfície do solo, isso deve ocorrer com muito menos energia do que se a precipitação atingisse o solo sem ter sido interceptada. O subfator de cobertura do solo pela copa das plantas é calculado pela equação 14:

$$CC = 1 - F_c \exp(-0,03048 H) \quad (14)$$

Em que:

CC é o subfator de cobertura do solo pela copa das plantas, adimensional (varia de 0 a 1);

F_c é a fração da superfície terrestre coberta pelo dossel;

H é a distância de queda das gotas de chuva depois de interceptadas pelo dossel (m).

Esta relação está representada graficamente por WISCHMEIER e SMITH (1978) e se baseia em dois pressupostos: a) de que a fração da chuva interceptada pelo dossel é igual à fração da superfície terrestre sob o dossel, b) e que qualquer precipitação interceptada deixará o dossel a uma altura H (m), com um diâmetro médio da gota de chuva de 2,54 mm.

Em comunidades de plantas que têm mais de um tipo de vegetação que compõem o dossel, como em pastagens com uma mistura de ervas, arbustos e árvores, deve-se tentar estimar a altura da qual a maioria das gotas de água irá precipitar.

2.3.4.3. Subfator cobertura da superfície do solo por resíduos (SC)

O subfator cobertura superficial (SC) é considerado o mais importante na determinação da SLR pela RUSLE (RENARD et al., 1997). A cobertura do solo afeta a erosão, reduzindo a capacidade de transporte do escoamento superficial da água, causando deposição em áreas estancadas, e diminuindo a área suscetível ao impacto das gotas de chuva. Cobertura superficial inclui resíduos vegetais, rochas, e outros materiais não erodíveis que estão em contato direto com a superfície do solo. O subfator da cobertura superficial do solo é calculado pela equação 15:

$$SC = \exp[-b S_p (\frac{0,61}{R_u})^{0,08}] \quad (15)$$

Sendo que:

SC é subfator da cobertura superficial do solo, adimensional (varia de 0 a 1);

b é um coeficiente empírico que indica a efetividade da cobertura do solo para reduzir a erosão;

S_p é a percentagem da superfície do solo coberta por resíduos;

R_u é a rugosidade da superfície (cm).

A escolha de um valor adequado do coeficiente b pode ser feita com maior precisão se o processo de erosão dominante é conhecido (RENARD et al., 1997). Quando o principal mecanismo de perda de solo é por erosão em sulcos, valores de b devem ser de cerca de 0,050.

Áreas dominadas por erosão entressulcos o valor de b deve ser cerca de 0,025. Para condições de erosão típicas em cultivos o valor de b sugerido é de 0,035.

2.3.4.4. Subfator rugosidade (SR)

O subfator rugosidade superficial do solo (SR) incorpora o efeito das deformações que compõem a superfície do solo. A superfície do solo possui muitas depressões e ondulações, que agem como barreiras, reduzindo a velocidade da enxurrada, diminuindo assim a erosão. A rugosidade do solo faz com que as taxas de infiltração da água no solo sejam maiores do que em superfícies lisas. Esse subfator é calculado pela equação 16:

$$SR = \exp [-0,26(R_u - 0,61)] \quad (16)$$

Onde:

SR é o subfator rugosidade superficial do solo (varia de 0 a 1);

R_u é a rugosidade superficial (cm).

As operações de cultivo produzem dois tipos de rugosidade superficial: dirigida e aleatória. A rugosidade dirigida ou orientada é a que tem um padrão reconhecido e se considera no cálculo do fator de práticas conservacionistas, fator P. A rugosidade aleatória (R_t) é a que se considera no fator de cobertura e manejo, fator C (KUENSTLER, 1998), a qual é um componente importante no cálculo das razões de perda de solo (SLR) (RENARD et al, 1997).

Quando ocorrer rugosidade orientada, as medições da rugosidade aleatória devem ser paralelas à rugosidade dirigida (KUENSTLER, 1998). Por exemplo, as medidas da rugosidade aleatória devem ser realizadas ao longo do topo de uma crista ou no fundo de um sulco, e não perpendiculares a eles.

2.3.4.5. Subfator umidade do solo (SM)

O subfator umidade do solo (SM) representa a influência da umidade do solo nas taxas de infiltração da água da chuva no solo, ou seja, na ocorrência ou não de escoamento superficial e conseqüentemente na erosão do solo. Este subfator é adimensional e varia de 1 a 0. Quando o solo está na capacidade de campo o valor de SM é 1. Quando o solo está no ponto de murcha a 1,83 metros (seis pés) de profundidade, o valor de SM é 0, indicando que

enxurrada e erosão não são esperadas. Isto pressupõe que a infiltração não é limitada pelas condições da superfície (RENARD et al., 1997).

2.3.5. Fator práticas conservacionistas do solo (P)

No desenvolvimento da RUSLE, extenso numero de dados experimentais relativos ao cultivo em contorno foram analisados objetivando determinar os valores do fator de cultivo em contorno como uma função da altura dos camalhões, do número de sulcos e da erosividade das chuvas. Novos valores do fator P foram desenvolvidos, para levar em consideração o efeito dos terraços em causar deposição dentro dos canais e de uma grande variedade de condições de cultivo em faixas foram consideradas na RUSLE, além de valores do fator P refletirem as práticas de conservação em florestas.

As práticas conservacionistas do solo influenciam a erosão principalmente pela modificação na direção e na taxa do escoamento superficial (RENARD e FOSTER, 1983). Assim, os aperfeiçoamentos na determinação do fator P da RUSLE foram fundamentados na teoria do desprendimento e transporte, baseados na hidráulica de escoamento e transporte de sedimentos. Valores para o fator P foram obtidos a partir de dados experimentais, complementados por observações científicas de análise de causa e efeito conhecidos, e em modelos de base física, tais como CREAMS (KNISEL 1980).

Em terras cultivadas (lavouras), a RUSLE contempla as práticas de: (1) cultivo em contorno; (2) plantio em faixa; (3) terraceamento; (4) drenagem subsuperficial. Em áreas áridas e pastagens, a RUSLE considera práticas que favorecem a redução do escoamento superficial e o armazenamento da umidade do solo.

O fator P não considera práticas melhoradas de cultivo de lavouras, tais como plantio direto, rotação de culturas, correção de fertilidade, incorporação de resíduos, etc. Tais práticas de controle de erosão são consideradas no fator C.

Um valor global do fator P é calculado como um produto de subfatores P para práticas individuais, que normalmente são usadas conjuntamente. Por exemplo, cultivo em contorno quase sempre acompanha plantio em faixa e terraços.

O fator de praticas conservacionistas da RUSLE (P) pode ser obtido pela equação 16.

$$P = P_C P_S P_T P_{sb} P_R \quad (16)$$

Em que:

P_C = Fator de prática conservacionista (P) para cultivo em contorno (*Contouring*);

P_S = Fator de prática conservacionista (P) para plantio em faixa em nível (*Cross-Slope Stripcropping*);

P_T = Fator de prática conservacionista (P) para terraceamento (*Terracing*);

P_{sb} = Fator de prática conservacionista (P) para drenagem sub-superficial (*Subsurface Drained Areas*);

P_R = Fator de prática conservacionista (P) para pastagens (*Rangelands*).

2.4. Aplicação de modelos de estimativa de perda de solo em larga escala

Uma das dificuldades em aplicar modelos de erosão em larga escala é a estimativa adequada dos fatores LS e C. Contudo, a emergência das técnicas geoespaciais e a crescente disponibilidade de bases de dados espaciais, imagens de satélite e modelos de elevação do terreno, rapidamente permitiram a incorporação dos modelos em Sistemas de Informação Geográfica (SHARMA e SINGH, 1995). A disponibilização de dados de radar do projeto SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) possibilitou a obtenção de Modelos Digitais de Elevação (MDE) de melhor qualidade em menor tempo (MIRANDA, 2005; RABUS et al., 2003).

A USLE e a RUSLE foram concebidas para o cálculo do fator LS ao longo de segmentos retilíneos de encosta. Assim, em áreas de grande extensão e/ou de complexidade topográfica, como em bacias hidrográficas, havia a necessidade de seccionar a área em muitos segmentos retilíneos de comprimento de declive, o que dificultava bastante a estimativa do fator topográfico. Com o advento do sistema de informação geográfica (SIG), vários algoritmos foram desenvolvidos para o cálculo automático do fator LS, a partir do modelo digital de elevação (MDE) dessa área. Dentre esses algoritmos, merecem destaque os desenvolvidos por MOORE e BURCH (1986); MOORE e WILSON (1992); HICKEY et al. (1994); DESMET e GOVER (1996); MITASOVA et al. (1996); VAN REMORTEL et al. (2004). Esses algoritmos possibilitam a estimativa do fator LS para cada um dos pixel do MDE.

2.5. Degradação das pastagens

Levantamento realizado pela FAO (2009) relata que as áreas com pastagem ocupam 26% das terras do planeta que não estão sob gelo. De acordo com esse estudo a pecuária, como um todo, emprega cerca de 1,3 bilhões de pessoas em todo o mundo e garante a subsistência de outro bilhão de pessoas. Esta atividade não é a mais importante do mundo, mas contribui com cerca de 40% do PIB da agropecuária mundial.

O Brasil é o país com maior rebanho bovino comercial do mundo (FAO, 2009). Dados preliminares do Censo Agropecuário realizado pelo IBGE mostram que em 2006 o rebanho brasileiro era de 169.900.049 cabeças distribuídas em todo o território nacional, para a pecuária bovina de corte e leiteira. Dados desse censo também apontam que atualmente existem 172.333.073 hectares ocupados com pastagens (IBGE, 2006).

A degradação das pastagens é um dos maiores problemas da pecuária do Brasil na atualidade. MACEDO et al. (2000) estimaram que 80% dos 50 a 60 milhões de hectares de pastagens cultivadas do Brasil Central, as quais respondem por 55% da produção de carne nacional, encontram-se em algum estágio de degradação. De acordo com VILELA et al. (2001), 50% das pastagens em áreas de cerrado estão degradadas. Os motivos são diversos: lotação excessiva, falta de adubação de manutenção e correção incorreta do solo no plantio.

A degradação das pastagens pode ser explicada como um processo dinâmico da perda relativa da produtividade. As causas mais importantes desse processo estão relacionadas com a inadequação na escolha da espécie, no preparo, na correção e na fertilização do solo e no manejo da pastagem. A perda da produtividade das pastagens no Cerrado é hoje o maior problema para a sustentabilidade da produção animal a pasto (BARCELLOS et al., 2001). As fases de degradação das pastagens mais difundidas no Brasil, foram descritas por SPAIN e GUALDRÓN (1988) e MACEDO (2000).

O parâmetro cobertura vegetal representa um dos elementos de discriminação da fase de degradação das pastagens (SPAIN e GUALDRÓN, 1988). A cobertura do solo, associada a outros componentes bióticos como revegetação por espécies nativas e exóticas e termiteiros, constitui indicador do processo de perda da capacidade produtiva das pastagens. As fases de degradação de pastagem, segundo SPAIN e GUALDRÓN (1988) estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Fases de degradação das pastagens segundo parâmetros limitantes e seu nível de deterioração.

Fase de degradação	Parâmetros limitantes	Deterioração	
		PP* (%)	Nível
1	Vigor e qualidade	<25	Leve
2	Fase 1 + baixa população	25 - 50	Moderado
3	Fases 1 e 2 + invasoras	50 - 75	Forte
4	Fases 1, 2 e 3 + formigas/cupins	> 75	Muito forte
5	Fases 1, 2, 3 e 4 + pouca cobertura do solo	> 75	Muito forte
6	Fases 1, 2, 3, 4 e 5 + erosão	> 75	Muito forte

* Perda de produtividade da pastagem.

Fonte: SPAIN e GUALDRÓN (1988).

MACEDO (2000) mostra de forma simplificada como a má condução da pastagem pode levar à sua degradação e a do solo (Figura 2).

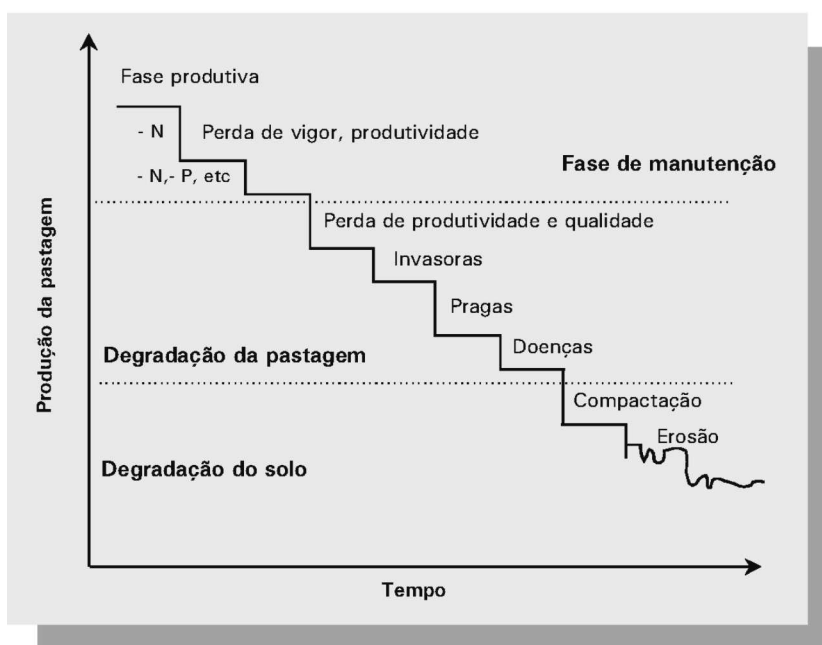


Figura 2. Representação gráfica simplificada do processo de degradação de pastagens cultivadas em suas diferentes etapas no tempo.

Na fase inicial de utilização da pastagem, a deficiência de nitrogênio (N) e a de fósforo (P) desencadeia o processo de perda da capacidade produtiva. Nessa fase, práticas agronômicas simples, como a reposição de nutrientes podem reverter a situação. A reposição das deficiências do solo de N e P pode garantir a manutenção da pastagem por vários anos. Caso isso não seja feito, o pecuarista pode enfrentar problemas de produtividade, deixando a plantação suscetível a doenças, ao ataque de pragas e as plantas invasoras. Nesta fase os autores consideram que já existe a chamada degradação da pastagem. A evolução desses problemas pode culminar com a degradação do solo, que pode ser identificada através da compactação e da erosão do solo.

Na descrição das fases de degradação das pastagens propostas de SPAIN e GUALDRÓN (1988) e MACEDO (2000), a erosão do solo constitui a fase mais crítica. Na prática, a erosão acelerada está presente em todas as fases e tende a aumentar com a diminuição da cobertura do solo, tanto pela pastagem quanto pelas invasoras e pelos resíduos sobre a superfície do solo. Assim, para minimizar a erosão nas áreas de pastagens é fundamental o manejo correto das mesmas e a adoção de práticas conservacionistas. Entretanto, dados do Censo Agropecuário de 1995 (IBGE, 1998) mostram que são poucos os pecuaristas que investem no cultivo da pastagem. Nesse período, 30% das propriedades rurais utilizavam práticas de adubação, química ou orgânica e correção do solo. Os investimentos em práticas de conservação do solo eram realizados em apenas 14,5% dos estabelecimentos, sendo que 10,6% das fazendas utilizavam o cultivo em curva de nível e o terraceamento era adotado em apenas 3,4% dos estabelecimentos rurais (IBGE, 1998).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização e descrição da área de estudo

A bacia hidrográfica do alto Taquari (BAT) apresenta área aproximada de 28.000 km², com mais de 86% de sua superfície no Estado de Mato Grosso do Sul, e apenas cerca de 14% no Estado de Mato Grosso (GALDINO e VIEIRA, 2005). A BAT integra os planaltos da bacia do alto Paraguai (BAP) situando-se a oeste do Pantanal Brasileiro, entre as latitudes 19° 39' 20" e 17° 14' 20" sul e longitudes 55° 02' 47" e 53° 08' 35" oeste (Figura 03).

Os municípios integrantes da BAT são: Alcinópolis, Camapuã, Costa Rica, Coxim, Figueirão, Pedro Gomes, Ribas do Rio Pardo, Rio Verde de Mato Grosso, São Gabriel d'Oeste e Sonora, localizados no Estado de Mato Grosso do Sul, e Alto Garças, Alto Araguaia e Alto Taquari, no Estado de Mato Grosso (GALDINO e VIEIRA, 2005).

A BAT apresenta clima do tipo Aw da classificação de Köppen (SILVA, 2003), com chuva anual média entre 1.440 mm, com mais de 80% da precipitação anual se concentrando nos meses de outubro a março (GALDINO e MARINHO, 2011).

O principal afluente do rio Taquari é o rio Coxim, sendo que o rio Jauru, afluente do rio Coxim também merece destaque na BAT (Figura 3). O rio Taquari é um dos principais formadores do Pantanal. Ao adentrar a Planície Pantaneira Pleistocênica, em condições climáticas diferentes das atuais, quando os agentes deposicionais na área apresentavam extrema energia do tipo torrencial, o rio Taquari formou um gigantesco leque aluvial de 55.509 km², onde se situam as duas principais sub-regiões do Pantanal, o Paiaguás e a Nhicolândia (BRASIL, 1982). Esse leque aluvial é um dos maiores do mundo e representa 36% da área do Pantanal.

Os solos arenosos ocupam quase a metade (46,1%) da BAT. No Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai - PCBAP (SANTOS et al., 1997). Tais solos eram denominados de Areias Quartzosas, conforme classificação de solos da Embrapa (1988), sendo que pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 2006), enquadram-se atualmente na sub-ordem dos NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS. Geologicamente, a bacia é constituída pelas formações Bauru, Botucatu, Serra Geral, Ponta Grossa, Furnas e o Grupo Cuiabá (SILVA e SANTOS, 2011).

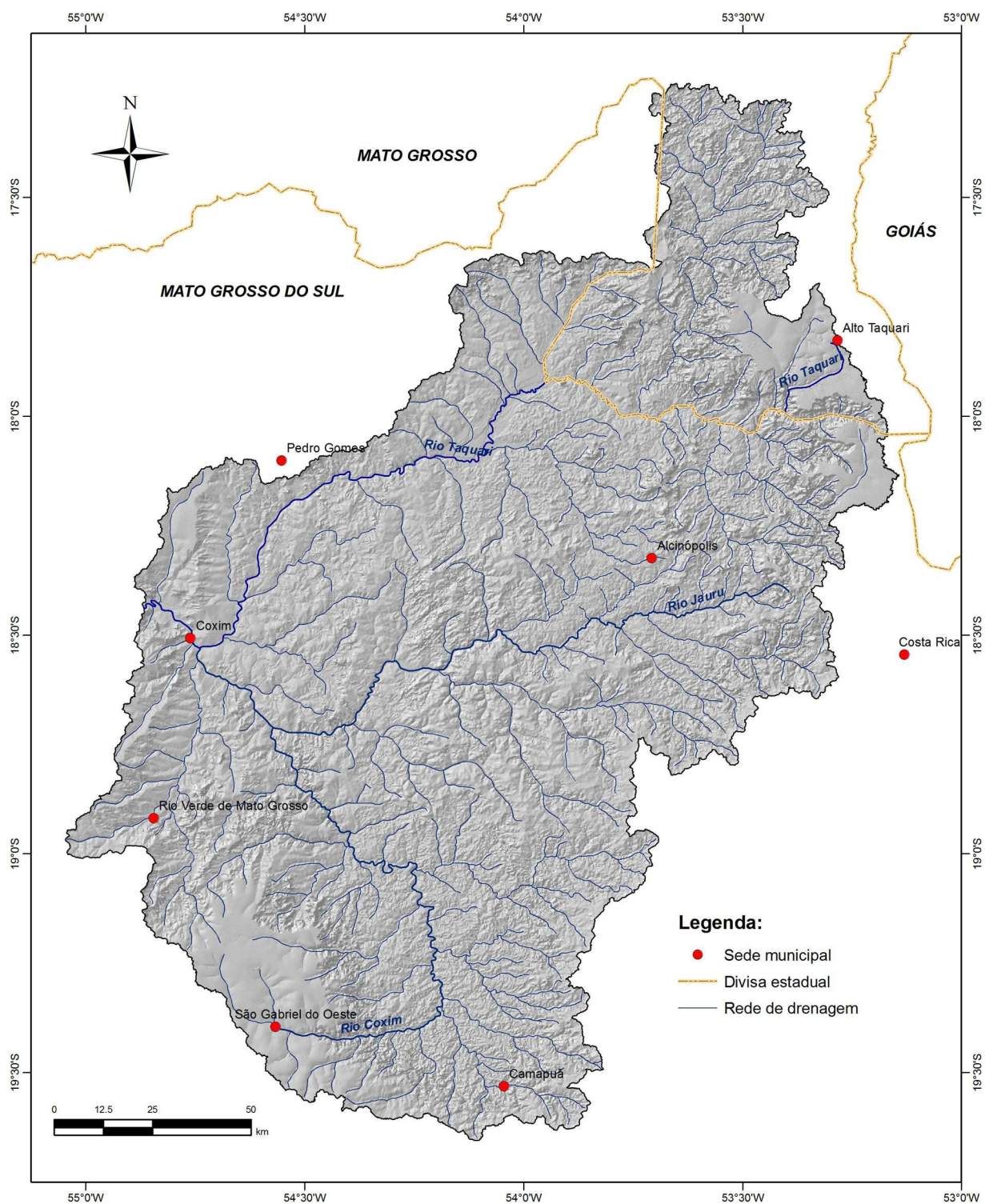


Figura 3. Mapa da bacia hidrográfica do alto Taquari (BAT): hidrografia, divisa estadual e sedes municipais.

O uso das terras na BAT se dá principalmente com pastagens plantadas, que em 2000, segundo SILVA e SANTOS (2011), recobriam cerca de 55% da superfície da bacia, ou seja aproximadamente 15.400 km². Os cultivos anuais, principalmente de soja e milho, ocupavam aproximadamente outros 3.360 km² ou cerca 12% das terras da BAT. Cerrado e a Mata eram então as principais classes de vegetação natural, recobrando respectivamente, 17,41% (4.875 km²) e 11,68% (3.270 km²) da superfície da bacia.

O relevo da BAT é composto por planaltos, planaltos residuais, sempre circundados por escarpas, às vezes configurando frentes de cuesta dissimuladas pelas atividades erosivas, e depressões (SILVA e SANTOS, 2011). A altitude média é de 449 metros, variando entre 177 e 920 metros. A classe de declividade predominante, ocorrendo em cerca de metade da área total da BAT, situa-se entre 3 e 8%, configurando relevo suave ondulado. Relevo ondulado (com declividades entre 8 e 20%) ocorre em outros 22% da área da BAT, onde é mais acentuado o risco de erosão das terras. Declividades superiores a 20% condicionantes de alto risco de processo erosivo onde os solos são muito susceptíveis cobrem cerca de 5% da superfície da bacia (GALDINO e WEILL, 2010).

3.2. Implantação do banco de dados espaciais

A modelagem das perdas de solo, desenvolvida em ambiente de sistema de informações geográficas (SIG), foi efetuada somente nas áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia do alto Taquari. Os planos de informações (PIs) necessários para a modelagem da erosão pela RUSLE foram gerados a partir de dados georeferenciados da BAT e do seu entorno, os mais atualizados, completos e detalhados possíveis. No processamento dessas informações foram utilizados programas computacionais de uso livre (*freeware*) ou programas licenciados para uso no Laboratório de Geoprocessamento da Feagri/Unicamp. Foram utilizados os seguintes programas: ESRI ArcGis versão 9.3; IDRISI for Windows 32; USLE-2D versão 4.1.

O meridiano central da BAT é praticamente o de 54°. Considerando que os limites da bacia ultrapassam a tolerância de $\pm 0,5^\circ$ (30'), assim, quando foi necessário trabalhar com a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) foram utilizados dois fusos UTM (21 e 22 sul). Por esse motivo, sempre que possível se procurou trabalhar os dados em Coordenadas Geográficas. O datum adotado foi o WGS84. A escolha por esse datum foi devido à

disponibilidade de dados, em especial do MDE em WGS84, e também porque no Brasil o IBGE está substituindo o SAD69 pelo SIRGAS2000, muito similar ao WGS84. O tamanho do pixel dos arquivos raster foi de 1 arco de segundo equivalente a aproximadamente 30 por 30 metros na projeção UTM.

Para a estimativa da erosividade das chuvas (Fator R) foram importados dados pluviométricos de postos localizados na BAT e no seu entorno, por meio do site HidroWeb (<http://hidroweb.ana.gov.br/>) da Agência Nacional de Águas - ANA.

Na identificação das áreas de solos arenosos presentes na BAT, foram utilizadas informações das classes de solo provenientes do PCBAP (SANTOS et al., 1997). Estas informações em escala 1:250.000, são as mais detalhadas para a BAT, estando disponíveis em formato vetorial (*shapefile*), referenciadas em UTM e datum SAD69.

O fator topográfico da RUSLE (Fator LS) foi gerado a partir do modelo digital de elevação (MDE) disponibilizado no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil - TOPODATA (VALERIANO, 2008; VALERIANO e ROSSETTI, 2012). O projeto TOPODATA (<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>) é fruto da parceria entre o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. No TOPODATA os dados do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) que apresenta resolução de 3 arcos de segundos (± 90 metros) para o Brasil, foram interpolados por krigagem, resultando em um MDE com melhor resolução, ou seja de 1 arco de segundo (± 30 metros). Foram adquiridas, via *download* folhas de 1° de latitude por 1,5° de longitude, compatíveis com articulações 1:250.000, que abrangem a BAT. Foram baixadas as folhas; 17_54, 17_555, 18_54, 18_555, 19_54 e 19_555. Esses dados estão em formato raster, referenciados em latitude/longitude (sem projeção) com coordenadas em graus decimais e datum WGS84.

Para o mapeamento das áreas de pastagens nos solos arenosos da BAT, necessário à espacialização do fator C da RUSLE, considerou-se o mapeamento do uso das terras na BAT - MS em 2007, atualizado para 2010, com uso de imagens do satélite Landsat 5 TM para o período de abril e maio daquele ano. O uso das terras em 2007 foi disponibilizado em formato vetorial (*shape*) pelo projeto GeoMS, no âmbito de um convênio entre a Embrapa Informática Agropecuária com o Governo do Estado do Mato Grosso do Sul (SILVA et al., 2011). O objetivo desse convênio é implementar o Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento

Ambiental (SISLA) no Estado. As imagens Landsat 5 TM (Tabela 2) foram obtidas via *download* do site do INPE (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Na Tabela 2 consta a relação das imagens do Landsat 5 TM, com resolução espacial de 30 por 30 metros. Para todas as imagens foram obtidas as bandas 1 (0,452 - 0,518 μm), 2 (0,528 - 0,609 μm), 3 (0,626 - 0,693 μm), 4 (0,776 - 0,904 μm), 5 (1,567 - 1,784 μm) e 7 (2,097 - 2,349 μm).

Tabela 2. Imagens Landsat 5 TM utilizadas para a obtenção do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE).

Órbita	Ponto	Data da passagem
224	72	21/04/2010
224	73	21/04/2010
224	74	21/04/2010
225	72	14/05/2010
225	73	12/04/2010
225	73	28/04/2010
225	74	12/04/2010

3.3. Trabalho de campo

Para auxiliar na seleção das áreas representativas de diferentes níveis de degradação das pastagens cultivadas nos solos arenosos da BAT foram confeccionados mapas dessas áreas a partir de imagens Landsat 5 TM de setembro/outubro de 2009. Essas imagens foram obtidas via *download* do site INPE. As cenas utilizadas foram; 224-72, 224-73, 224-74, 225-72, 225-73 e 225-74. No registro das cenas foram geradas imagens coloridas na composição R5-G4-B3 do Landsat 5 TM. Essas imagens foram registradas com base no mosaico GeoCover 2000 por meio de transformações polinomiais de 1° grau utilizando a extensão *Georeferencing* do *software* ESRI ArcGIS 9.3. Para a obtenção do mosaico da imagem da área de estudo, procedeu-se a conversão da projeção UTM dessas imagens coloridas para coordenadas geográficas (datum WGS84). Utilizando as bandas 3 e 4 foi gerado o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI - *normalized difference vegetation index*). Para interpretar padrões da vegetação exclusivamente nas áreas de solos arenosos, o NDVI foi classificado em oito classes empregando o método não supervisionado *Iso Cluster* do ArcGIS. Os mapas

impressos no formato A2 também contaram com informações (*shapes*) de drenagem, estradas e cidades.

Tendo em mãos os mapas, em abril de 2010, foi realizada uma campanha na área de estudo para levantamento de informações junto aos proprietários rurais e observação do estado das pastagens (porcentagem de solo exposto e de invasoras, idade do pasto, etc.), comparando com os padrões das imagens (mapas). Naquela viagem foi observado dezenas de locais, retiradas fotos e obtidas as coordenadas geográficas por intermédio de aparelho receptor de GPS. Na seleção das pastagens foram considerados inicialmente três níveis de degradação; alto, médio e baixo. As pastagens com alto nível de degradação normalmente eram antigas com pastejo intenso (pasto rapado) e com pouca cobertura do solo. Pastagens com nível médio ou intermediário encontravam-se em processo de degradação, devido a idade e/ou manejo inadequado do pasto. Pastagens com baixo nível de degradação ou pastagens não degradadas normalmente eram pastagens recém-recuperadas/formadas e com bom manejo.

Foram selecionadas três áreas representativas de cada nível de degradação das pastagens. Para obter amostras de solo e avaliações de campo representativas dessas pastagens, foram demarcadas parcelas a partir de duas linhas (transectos) perpendiculares entre si, utilizando teodolito, trena e balizas. Foram cravadas quatro estacas a 50 metros de distância do ponto central em cada um dos dois transectos. Assim, cada parcela foi dividida em quatro subparcelas, e a área da parcela correspondeu a 5.000 m², ou 0,5 hectare. A identificação, declividade média e localização (coordenadas) das parcelas constam na Tabela 3.

Para coleta de amostras de solo e avaliações da cobertura e rugosidade da superfície do terreno foram realizadas duas campanhas de campo à bacia do alto Taquari. A primeira coleta foi em outubro de 2010, princípio do período chuvoso, e a segunda em maio/junho de 2011, início do período de estiagem. A localização e as condições dessas pastagens podem ser observadas nos Anexos 1 e 2.

Em cada uma das parcelas, foi aberta uma trincheira de 1m x 1m x 1m, próximo ao centro da parcela, para retirada de amostras deformadas e indeformadas. Amostras deformadas para análises físico-químicas foram retiradas nas profundidades de: 0-5cm; 5-10cm; 10-20cm; e 60-80cm. Para uma mesma profundidade, foram realizadas três coletas, em paredes distintas da trincheira. Essas coletas foram depositadas em um balde, homogeneizadas e uma fração desse material foi extraída e acondicionada em saco plástico, devidamente identificado.

Tabela 3. Identificação, declividade média e localização (coordenadas) das parcelas (pastagens) amostradas na bacia do alto Taquari (BAT).

Parcela	Descrição	Município	Declividade (%)	Coordenadas (WGS84)	
				Latitude	Longitude
1	Pastagem com baixa cobertura do solo e com muitas plantas invasoras.	Alcinópolis (MS)	2,91	S 18° 16' 58"	O 53° 38' 15"
2	Pastagem com média/baixa cobertura do solo e com poucas plantas invasoras.	Alcinópolis (MS)	8,63	S 18° 22' 40"	O 53° 38' 57"
3	Pastagem com baixa cobertura do solo e com muitas plantas invasoras.	Costa Rica (MS)	9,03	S 18° 29' 17"	O 53° 31' 04"
4	Pastagem com boa cobertura do solo e com poucas plantas invasoras .	Alcinópolis (MS)	4,89	S 18° 17' 50"	O 53° 40' 22"
5	Pastagem com média/alta cobertura do solo e com muitas plantas invasoras.	Rio Verde de Mato Grosso (MS)	6,05	S 18° 45' 04"	O 54° 49' 45"
6	Pastagem com média/alta cobertura do solo e com poucas plantas invasoras.	São Gabriel do Oeste - Distrito de Areado (MS)	8,70	S 19° 15' 01"	O 54° 18' 24"
7	Pastagem com média/alta cobertura do solo e sem plantas invasoras .	Alcinópolis (MS)	0,99	S 18° 16' 52"	O 53° 36' 40"
8	Pastagem com alta cobertura do solo e sem plantas invasoras.	São Gabriel do Oeste - Distrito de Areado (MS)	5,72	S 19° 16' 54"	O 54° 20' 54"
9	Pastagem com alta cobertura do solo e sem plantas invasoras.	São Gabriel do Oeste - Distrito de Areado (MS)	6,09	S 19° 13' 47"	O 54° 18' 04"

Para a avaliação das características do dossel (altura, fração da superfície terrestre coberta) e a porcentagem da superfície do solo coberta por resíduos, foi confeccionada uma estrutura quadrada em cano de PVC de um m² de área amostral (Anexo 3). Em cada subparcela foram realizadas cinco amostras, totalizando 20 avaliações visuais da porcentagem de solo descoberto, da porcentagem da superfície do solo coberta por resíduos, e da porcentagem e altura média do dossel predominante (pastagem, ervas, arbusto ou árvore).

Para obtenção da densidade de raízes foi utilizado trato amostrador de raízes do Instituto Agronômico de Campinas (IAC), cujo diâmetro é de 70 mm (FUJIMURA et al., 1994). Em cada subparcela foi realizado duas coletas de solos a profundidade de 0-10cm. Essas coletas foram armazenadas num mesmo saco plástico, constituindo uma amostra composta. Assim, em cada parcela foram coletadas quatro amostras compostas, uma para cada subparcela. O volume amostrado por subparcela foi de 769,7 cm³ de solo. A coleta dessas amostras foi realizada em outubro de 2010. Em maio/junho de 2011 não foi possível extrair novas amostras devido ao baixo teor de umidade do solo e à textura grosseira (muito arenosa) dos solos da BAT.

A estimativa da rugosidade aleatória da superfície do terreno foi realizada em maio/junho de 2011, empregando-se rugosímetro mecânico (perfilômetro) com 100 hastes espaçadas de 1 cm (Anexo 4). Com o equipamento previamente nivelado e disposto perpendicularmente ao sentido da maior declividade do terreno, foram realizadas as leituras da altura das hastes. Em cada subparcela foi realizada uma leitura, possibilitando quatro estimativas da rugosidade por parcela. Para cálculo dos desvios, de cada medida foram subtraídos os valores das alturas das hastes da menor leitura. A rugosidade foi calculada como sendo o desvio-padrão dessas alturas, sem eliminar os valores extremos.

3.4. Análises das amostras de solo

Para a caracterização físico-química do solo e estimativa da sua erodibilidade foram realizadas análises das 36 amostras de solo coletadas nas trincheiras. As análises físico-químicas das amostras de solo foram realizadas nos laboratórios de solos da Embrapa Pantanal, em Corumbá-MS, e da Feagri/Unicamp, em Campinas-SP.

No laboratório de solos da Embrapa foram determinados: a granulometria (areia em duas frações, silte e argila) (Anexo 5), as porcentagens de carbono e matéria orgânica (Anexo

5); pH (H₂O, KCl e CaCl₂) (Anexo 6), e os teores de alumínio (Al) (Anexo 6), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn) (Anexos 7 e 8).

No laboratório de solos da Feagri/Unicamp foram realizadas as determinações de: densidade de raízes; densidade de partículas do solo (Anexo 9); análise granulométrica para cinco frações de areia. As frações avaliadas foram: areia muito grossa (AMG); areia grossa (AG); areia média (AM); areia fina (AF); areia muito fina (AMF); silte; e argila (Anexo 10).

Na determinação da densidade de raízes foi feita a separação do solo das raízes e de outros materiais (folha, carvão, graveto, etc.). Inicialmente, as amostras acondicionadas em peneira de 1 mm foram lavadas em água corrente, eliminando assim o solo. Após a secagem do excesso de água do material peneirado, o mesmo foi acondicionado em saco de papel previamente identificado e levado para estufa ventilada (65°C). O material foi pesado 24 e 48 hs após a entrada na estufa. Quando se observou que o peso havia estabilizado, foi realizada a separação manual das raízes do restante do material, e determinado a massa das raízes utilizando balança com precisão de duas casas decimais para gramas. A densidade de raízes na profundidade de 0 a 10 cm foi obtida dividindo a massa das raízes pelo volume de solo amostrado (769,7 cm³). Finalmente, foi estimada a densidade de massa de raízes vivas e mortas na camada superior do solo (0 a 20 cm). A RUSLE (RENARD et al., 1997) considera que o valor na camada de 10 a 20 cm corresponde a 80% da densidade de massa de raízes vivas e mortas na profundidade de 0 a 10 cm do solo

3.5. Fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) nas parcelas experimentais

Na estimativa do fator C para cada parcela foram empregadas as equações 10 e 11, preconizadas na metodologia da RUSLE (RENARD et al., 1997). A razão de perda de solo SLR (*Soil Loss Ratio*) obtida nas parcelas para as épocas avaliadas foi ponderada pelo índice de erosão (EI) desses locais, para dois períodos distintos. Foram utilizados índices de erosão acumulados nos meses anteriores aos levantamentos de campo. Assim, para a SLR estimada em maio/junho foi considerado o EI do período de novembro a maio, e para a SLR de outubro foi utilizado o EI relativo aos meses de junho a outubro. Os valores de EI utilizados foram provenientes da estimativa da erosividade das chuvas na BAT, anteriormente realizada por GALDINO e MARINHO (2011).

A razão de perda de solo foi obtida pelo produto das estimativas de quatro subfatores (PLU, CC, SC e SR). O subfator SM (*Soil-Moisture*) ou subfator umidade do solo é aplicável para algumas regiões dos Estados Unidos, sendo que para as outras regiões do mundo seu valor tem sido considerado unitário.

Para culturas perenes, em que não ocorre incorporação mecânica de resíduos orgânicos na camada superior do solo, como as pastagens, o valor de B_{us} é nulo, e o subfator PLU (equação 13) passa a ser calculado pela equação 17:

$$PLU = 0,951 C_f \exp(-0,0045087 B_{ur}) \quad (17)$$

A estimativa do fator de consolidação do solo (C_f), descrita a seguir na equação 18, foi derivada de dados coletados de experimento de erosão em Zanesville-Ohio (EUA), por BORST et al. (1945).

$$C_f = 0,45 + \exp\{-3,314 [0,1804 + (t_d / t_c)^{1,439}]\} \quad (18)$$

Em que:

t_d = dias após a última operação mecânica de perturbação do solo;

t_c = tempo de consolidação do solo, em dias.

O valor de 0,45 da equação 18 representa o valor mínimo do fator de consolidação do solo (C_f) que ocorre quando se excede o tempo de consolidação do solo. O valor máximo de C_f é igual a um para $t_d = 0$, ou seja, imediatamente após a perturbação mecânica do solo. O tempo de consolidação do solo (t_c) é definido como o tempo em que ocorreu 95% do decréscimo do fator de consolidação do solo (USDA-ARS, 2008). DISSMEYER e FOSTER (1981) definiram o tempo de consolidação do solo como sendo de sete anos (2.555 dias). No cálculo do valor global de C_f , após uma operação no campo, deve-se levar em consideração a fração da superfície perturbada (RENARD et al., 1997).

A densidade de massa de raízes vivas e mortas na camada superior do solo (B_{ur}) na RUSLE (RENARD et al., 1997), é estimada considerando que o valor de B_{ur} na camada de 10 a 20 cm corresponde a 80% a densidade de massa de raízes vivas e mortas na profundidade de 0 a 10 cm do solo.

Nos cálculos dos subfatores PLU, CC, SC e SR, bem como da SLR e do Fator C nas parcelas foi utilizado a planilha Excel do software Microsoft Office 2003. Na estimativa do subfator PLU foi empregada as equações 17 e 18. Para o subfator CC, a equação 14, para SC a equação 15 e para o subfator SR foi utilizada a equação 16.

Para identificar valores distintos de SLR estimados nas parcelas nas duas épocas foi realizada análise de variância (ANOVA) desses dados, utilizando-se o programa computacional ASSISTAT. Para a classificação dos diferentes níveis de degradação das pastagens quanto ao fator C da RUSLE, foram comparados os resultados da ANOVA com valores da SLR e do fator C disponíveis na literatura.

3.6. Mapeamento das classes de manejo das pastagens em solos arenosos da BAT

No mapeamento dos diferentes níveis de degradação das pastagens foram utilizadas sete cenas Landsat 5 TM adquiridas entre 12/04/2010 e 14/05/2010 (Tabela 2), bem como o uso das terras da BAT-MS em formato vetorial (shape) proveniente do projeto GeoMS (SILVA et al., 2011). No processamento desses arquivos foram usados os softwares ESRI ArcGIS 9.3 e IDRISI.

No registros das seis bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) de cada uma das cenas, foram geradas imagens coloridas na composição R5-G4-B3 do Landsat 5 TM. Essas imagens foram registradas com base no mosaico GeoCover 2000 por meio de transformações polinomiais de 1º grau utilizando a extensão *Georeferencing* do *software* ESRI ArcGIS 9.3. A partir dos pontos de controle obtidos no registro das imagens, procedeu-se o registro das bandas.

Na correção atmosférica foi utilizado o método DOS (*Dark Object Subtraction*) proposto por CHAVEZ (1988 e 1989). O método DOS é um método de correção do espalhamento atmosférico no qual a interferência atmosférica é estimada diretamente a partir dos números digitais (ND) da imagem de satélite, sendo ignorada a absorção atmosférica. Para a aplicação desta técnica não há a necessidade de se obter dados sobre as condições atmosféricas na data de obtenção das imagens. Para a correção atmosférica pelo método DOS juntamente com a conversão de ND para reflectância, foi utilizada a planilha eletrônica de GURTNER et al. (2005). Na planilha eletrônica os dados referentes às radiancias mínima (Lmin) e máxima (Lmax) e à irradiância (E) do sensor TM foram atualizados de acordo com CHANDER et al. (2009). Para o cálculo do espalhamento atmosférico a banda TM1 foi

utilizada como banda referência. Além do histograma da banda 1, os dados de entrada na planilha foram o tipo de sensor (TM), a data da imagem e o ângulo de elevação solar. Em sequência, para obtenção das imagens reflectância das bandas, utilizou-se a ferramenta *Raster Calculation* da extensão *Spatial Analyst* do software ESRI ArcGIS 9.3.

Para a obtenção do mosaico da imagem reflectância de cada uma das seis bandas Landsat 5 TM da área de estudo, procedeu-se inicialmente a conversão da projeção UTM dessas imagens reflectancia para coordenadas geográficas (datum WGS84) utilizando o método do vizinho mais próximo.

No mapeamento das áreas de pastagens foram utilizados; imagem reflectância colorida na composição R5-G4-B3 do Landsat 5 TM relativa ao ano de 2010, arquivos vetoriais (shapes) da distribuição desses solos na BAT (BRASIL, 1997) e a classificação do uso das terras da BAT-MS em 2007 obtido junto ao projeto GeoMS (SILVA et al., 2011). A partir da interpretação visual dessas informações foi gerado o mapa das áreas de pastagens. Sobre os solos arenosos da BAT praticamente existem apenas dois tipos de cobertura vegetal, mata/cerrado (vegetação arbórea) ou pastagens, o que facilitou a classificação visual. As áreas de pastagens totalizaram 851.204 hectares, correspondendo a 66,3% das áreas de solos arenosos da BAT e a 30,1% da superfície da bacia.

Na classificação dos diferentes níveis de degradação das pastagens foram empregados dois métodos: método supervisionado da máxima verossimilhança (MAXVER) e modelo linear de mistura espectral (MLME).

O MLME de acordo com SHIMABUKURO e SMITH (1991) estima as proporções das reflectâncias dos diferentes componentes que contribuem na formação da reflectância total dentro do elemento de resolução do sensor "pixel". Apesar do MLME não ser enquadrado como um método de classificação de imagens, pois seu propósito principal não é a obtenção de classes temáticas, obtém-se algo semelhante a uma “classificação suavizada”, ou seja, o pixel pode apresentar múltiplos identificadores. No MLME, para cada componente analisado, as áreas mais claras ou escuras na imagem, indicam, respectivamente, uma maior ou menor proporção do alvo. Na imagem fração, também denominada de imagem abundância, a variação na escala de cinza indica, de forma contínua, a proporção de um determinado alvo (SHIMABUKURO e SMITH, 1991).

Na classificação utilizando o MLME foram considerados quatro elementos distintos (alvos): vegetação (*green vegetation* - GV), vegetação fotossinteticamente inativa (*non-photosynthetic vegetation* - NPV), solo (*soil*) e sombra/água (*shadow/water*). Para a obtenção das imagens abundância desses alvos foram utilizados os módulos *HIPERAUTOSIG* e *HYPERUNMIX* do software IDRISI. *HIPERAUTOSIG* cria assinaturas espectrais automaticamente e *HYPERUNMIX* gera as imagens abundâncias de alvos a partir de assinaturas espectrais selecionadas. As assinaturas espectrais geradas pelo módulo *HIPERAUTOSIG* foram comparadas com assinaturas espectrais disponíveis na literatura para o sensor TM do Landsat 5. A curva espectral do solo foi selecionada a partir do estudo de DEMATTÊ et al. (2004) para NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS. As respostas espectrais dos demais elementos foram selecionadas a partir dos trabalhos desenvolvidos na Amazônia por ADAMS et al. (1995) e NUMATA et al. (2007). As curvas espectrais desses alvos para o sensor TM Landsat 5 podem ser visualizadas na Figura 4.

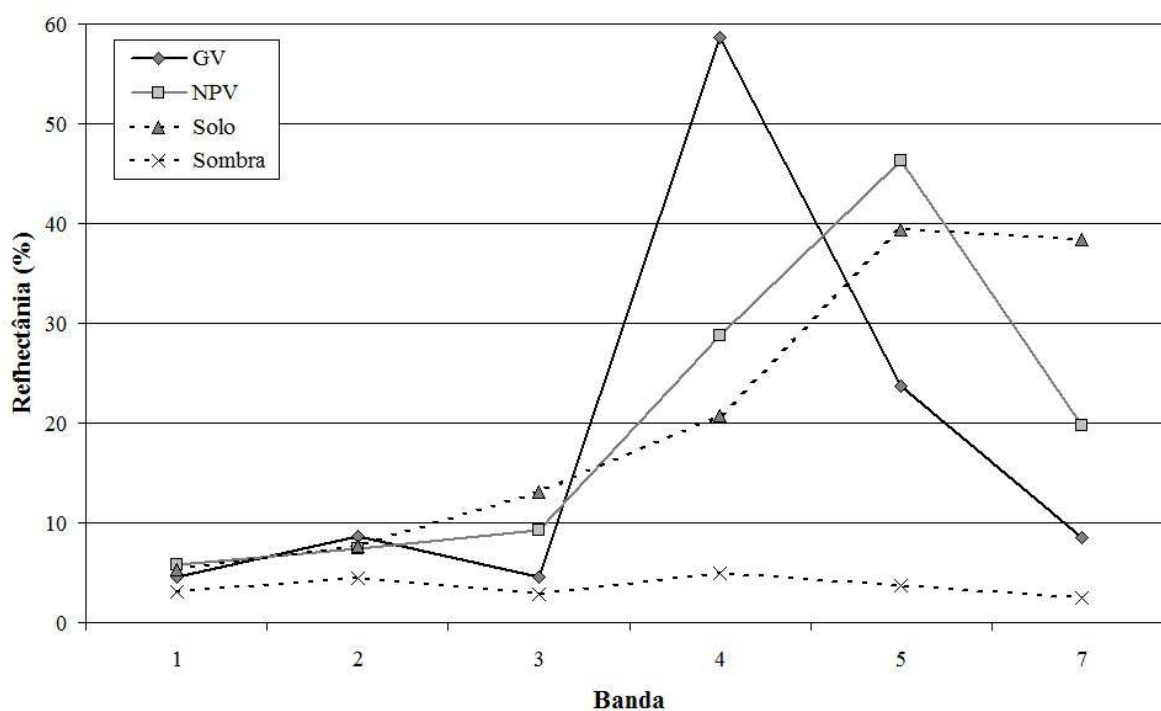


Figura 4. Curva espectral da vegetação (GV), da vegetação fotossinteticamente inativa (NPV), do Solo e da Sombra.

Para eliminar o efeito da sombra, devido às diferenças de condições de iluminação no momento da aquisição das imagens, as imagens abundância (IA) de GV, NPV e Solo foram normalizadas, através da equação 19:

$$IA_{\text{Norm.}} = IA / (1 - IA_{\text{(Sombra)}}) \quad (19)$$

onde:

$IA_{\text{Norm.}}$ = imagem abundância normalizada;

$IA_{\text{(Sombra)}}$ = imagem abundância de sombra.

Os níveis de degradação das pastagens foram definidos a partir da análise dos valores da razão de perda de solo (SLR) e do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE), obtidos a partir dos levantamentos realizados no campo nas nove pastagens (parcelas) avaliadas. Na seleção do melhor método para classificação dos níveis de degradação das pastagens foram calculados a exatidão global e o índice Kappa, considerando como verdade absoluta informações sobre dezenas de pastagens observadas na viagem de abril de 2010.

3.7. Modelagem da erosão nas áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT

Os fatores de perda de solo da RUSLE (R, K, LS, C e P) foram estimados e espacializados para as áreas de pastagens da BAT identificadas em 2010. A erodibilidade do solo (fator K) e o uso e manejo do solo do solo (fator C) foram obtidos a partir de dados levantados nas parcelas (dados da pesquisa). Os demais fatores (R, LS e P) foram estimados a partir de outras fontes de dados disponíveis na literatura ou banco de dados.

Na modelagem da erosão foi avaliada as perdas de solo no contexto atual, considerando os diferentes níveis de degradação das pastagens observadas em campo, ou seja, empregando distintos valores do fator C. Para avaliar o efeito da adoção de manejo adequado e/ou da implementação de práticas conservacionistas, foram avaliadas as perdas de solo considerando dois cenários futuros:

- ✓ Cenário A: Recuperação das pastagens degradadas (adequação da forrageira, calagem e adubação do solo);
- ✓ Cenário B: Recuperação das pastagens degradadas (adequação da forrageira, calagem e adubação do solo) e implementação de um sistema de terraços.

A recuperação das pastagens degradadas consiste no replantio dessas pastagens (reforma do pasto e/ou substituição da forrageira) e adoção do manejo correto nas mesmas com pastejo adequado, controle de invasoras e adubação de manutenção.

A opção pelo terraceamento como prática conservacionista, deve-se ao fato de que além de viável tecnicamente, em função do relevo pouco acidentado, também tem o apoio do poder público (prefeituras e governos estaduais e federal). Apesar da maioria das áreas de pastagens na BAT não serem terraceadas, cada vez mais essa prática vem sendo implementada.

3.7.1. Fator erosividade da chuva (R)

WISCHMEIER e SMITH (1978) demonstraram que a erosividade da chuva é diretamente proporcional ao produto de duas de suas características: energia cinética e intensidade máxima em trinta minutos. Entretanto, devido à escassez ou inexistência em muitos locais de séries de registros pluviográficos, vários autores procuraram correlacionar o índice de erosão (EI) com atributos climáticos que não requerem registros de intensidade de chuva (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). Um dos modelos mais conhecidos e utilizados no Brasil foi desenvolvido por LOMBARDI NETO e MOLDENHAUER (1992) a partir de 22 anos de registros de precipitação de Campinas (de 1954 a 1975), que encontraram alta correlação entre a média mensal do índice de erosão e a média mensal do coeficiente de chuva, conforme a equação 20.

$$EI = 68,730 \left(\frac{P^2}{P} \right)^{0,841} \quad (20)$$

em que:

EI = média mensal do índice de erosão em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹;

p = precipitação média mensal em mm;

P = precipitação média anual em mm.

Tendo em vista que não se dispõe para a região da BAT e entorno de séries longas de registros pluviográficos e que a principal fonte de dados disponíveis provém de registros de chuva dos postos pluviométricos da Agência Nacional de Águas (ANA), avaliou-se a aplicabilidade da equação 17 para uso nessa região. Essa avaliação foi realizada comparando os totais anuais de precipitação média e a distribuição mensal das precipitações e dos índices

mensais de erosão de Campinas, SP e da região da BAT e entorno. Foram determinados coeficientes de correlação linear simples (r) entre as médias mensais de chuva dos postos da ANA com os registros de chuva de Campinas, no período de 1954 a 1975. Os valores de r obtidos foram elevados, variando de 0,9092 a 0,9828, com média de 0,9651. A precipitação média anual em Campinas foi de 1.359 mm e os postos da ANA apresentaram média de 1.444 mm. A grande semelhança no regime pluviométrico caracterizado para Campinas no período entre 1954 e 1975 em relação àquele caracterizado com base nos registros dos postos da ANA localizados na BAT e entorno se repete na distribuição mensal da precipitação dessas duas regiões. Tais resultados foram considerados satisfatórios para emprego da equação 17 aos dados da BAT e entorno.

A erosividade da chuva ou índice de erosão foi estimada pela equação 1, utilizando planilha eletrônica Microsoft Excel, considerando-se apenas os dados de precipitação mensal e anual provenientes de anos que não apresentaram falhas de dados. Foram selecionados 20 postos pluviométricos, compreendendo o período entre 1969 e 2010, sendo que os postos selecionados apresentavam pelo menos 23 anos de registros anuais completos.

Para espacialização do fator R, seguiram-se os procedimentos descritos por WEILL et al. (2001) para a bacia do rio Mogi Guaçu em SP. Calculadas as erosividades para cada posto de acordo com a equação 1, procedeu-se à interpolação dos 20 valores do fator R pelo método do inverso do quadrado da distância no ambiente do programa ArcGIS (ESRI, 2005), visando a espacialização dos valores de R. Ainda no ArcGIS, foram calculados polígonos de Thiessen a partir das coordenadas geográficas dos postos pluviométricos, delimitando-se áreas de influência para cada posto na BAT e entorno. Posteriormente, esses polígonos foram recortados apenas para a BAT, utilizando o limite da bacia (arquivo *shape*) e a ferramenta *Clip* da extensão *Analysis Tools* do ArcGIS. Tendo por base o mapa interpolado (*imagem a ser processada*) e os polígonos de Thiessen na BAT (*imagem de definição ou máscara*), foram calculados o valor médio de erosividade anual ou fator R por polígono.

3.7.2. Fator erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo foi estimada indiretamente a partir de parâmetros físico-químicos das amostras de solo coletadas a profundidade de 0 a 20 cm, utilizando as metodologias de DENARDIN (1990) e o modelo simplificado da RUSLE (RENARD et al., 1997). A adoção do modelo desenvolvido por DENARDIN (1990) para solos do Brasil e dos Estados Unidos foi definida tomando por base os resultados satisfatórios obtidos por WEILL e SPAROVEK (2008) na aplicação desse modelo para determinação da erodibilidade de solos e estimativa das taxas de perda de solo na microbacia do Ceveiro em SP empregando a USLE. Os valores de K foram posteriormente comparados com valores de K determinados no campo por chuva natural e/ou simulada em solos com elevado teor de areia disponíveis na literatura brasileira e internacional.

No cálculo de K pela metodologia de DENARDIN (1990) para solos do Brasil e dos Estados Unidos, foi utilizado a equação 21.

$$K = 0,00000748X_1 + 0,00448059X_2 - 0,06311750X_3 + 0,01039567X_4 \quad (21)$$

onde:

K = erodibilidade estimada, expressa em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$;

X_1 = variável “M”, calculada a partir da expressão: [(“Novo” Silte + “Nova” Areia) * “Novo” Silte], sendo:

“Novo” Silte = silte(%) + areia muito fina(%)

“Nova” Areia = areia muito grossa(%) + areia grossa(%) + areia média(%) + areia fina(%).

X_2 = variável permeabilidade do solo, de acordo com a classificação: (1) Rápida; (2) Moderada a Rápida; (3) Moderada; (4) Lenta a Moderada; (5) Lenta; (6) Muito Lenta.

Obs.: Considerando o elevado teor de Areia Total no perfil do solo, que variou de 77,5 a 96,3%, a permeabilidade foi classificada como sendo (1) Rápida.

X_3 = variável diâmetro médio da partícula, ou DMP, expresso em mm;

X_4 = variável $(\text{MO}\% * \text{“Nova” Areia})/100$

O diâmetro médio da partícula (DMP) é calculado pela equação 22:

$$DMP = \sum (C_i P_i) \quad (22)$$

Sendo:

C_i = Centro da classe textural i , expresso em mm;

P_i = Proporção de ocorrência da classe textural i , expressa em %.

Na estimativa da erodibilidade do solo pelo método simplificado da RUSLE (RENARD et al., 1997) foram utilizadas as equações 03 e 04.

Na modelagem das perdas de solo nas áreas de pastagens cultivadas na BAT em 2010 foi utilizado um único valor do fator K, obtido a partir da análise dos valores de K estimados nas parcelas segundo a metodologia que tiver produzido os valores mais coerentes com relação às informações acerca da erodibilidade de solos arenosos ou fator K disponíveis na literatura.

3.7.3. Fator comprimento de rampa e grau de declive (LS)

A USLE e a RUSLE foram concebidas originalmente para calcular a média da perda de solo em áreas agrícolas, sendo o fator LS estimado para segmentos retilíneos da encosta. Com o advento do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e dos MDEs, diversas modificações puderam ser implementadas nos cálculos do fator LS da USLE/RUSLE para estimativa automática da perda de solo em vertentes complexas como bacias hidrográficas. Um dos algoritmos mais difundidos para estimativa do fator LS a partir de SIG foi desenvolvido por DESMET e GOVERS (1996), a partir da metodologia de FOSTER e WISCHMEIER (1974). Esse algoritmo emprega o conceito de contribuição de área e requer a geração de um mapa de fluxo acumulado. Para cada pixel, calcula-se a declividade, a direção de fluxo e a quantidade de fluxo acumulada a montante daquele pixel. Dessa maneira, o fator topográfico para vertentes complexas pode ser facilmente calculado.

A equação 23 descreve o cálculo do fator L de acordo com a metodologia de DESMET e GOVERS (1996).

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_{i,j}^m \cdot (22,13)^m} \quad (23)$$

Em que $A_{i,j-in}$ é a área de contribuição da célula com coordenada (i, j) em m^2 ; D corresponde ao tamanho da quadrícula da célula (m); “ m ” é o expoente função da declividade da célula com coordenadas (i, j); e “ x ” corresponde ao coeficiente função do aspecto da direção da quadrícula da célula com coordenadas (i, j).

Na estimativa do fator LS foi utilizado o MDE SRTM/TOPODATA (VALERIANO, 2008), disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), no endereço eletrônico <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>. Os dados do TOPODATA foram obtidos por um processamento computacional para refinamento no tamanho da célula (pixel) para ~30m, a partir de interpolação de todo universo de dados pelo método de krigagem, processo embasado na análise geoestatística da variabilidade dos dados, onde se definem coeficientes que melhor respondem ao modelo de superfície real (VALERIANO e ROSSETTI, 2012). Na delimitação da BAT foi utilizado o software ArcGIS 9.3 e a extensão Arc Hydro Tools 1.2 (ESRI, 2007). As coordenadas do exútorio da bacia foram 18°26’26” S e 54°54’10” O. Utilizando essa extensão também foi gerada a rede de drenagem da BAT. O limiar utilizado para gerar os cursos d’água foi o número de células (pixels) correspondente a área acumulada máxima de 250 hectares. Para esse limite de área acumulada, os canais de drenagem gerados se assemelham a densidade da rede de drenagem da BAT presente nas bases cartográficas 1:100.000 do IBGE.

Na estimativa do fator LS pelo método de DESMET e GOVERS (1996) foi utilizado o *software* USLE2D. Os arquivos de entrada (*input*) solicitados pelo software são o MDE e uma máscara (*parcel*). Para a geração dessa máscara foi considerada um *buffer* de quatro células externos ao limite da BAT e incorporada a rede de drenagem criada pelo Arc Hydro Tools. No arquivo máscara, os pixels da rede de drenagem e externos à BAT assumiram o valor de zero e o restante o valor unitário. Isso se faz necessário, para limitar o comprimento de rampa até os canais de drenagem, evitando assim uma super-estimativa do LS nesses locais.

No cálculo do fator S foi empregado o algoritmo de McCOOL et al. (1987), que é o recomendado para a RUSLE e que foi descrito anteriormente nas equações 08 e 09.

3.6.4. Fator uso e manejo do solo (C)

Na modelagem da erosão ocorrendo nas áreas de pastagens foram considerados a distribuição espacial dos diferentes níveis de degradação dos pastos e seus correspondentes valores do fator C obtidos pela RUSLE. Para os cenários A e B, o valor do fator de uso e manejo do solo foi o mesmo para todos os níveis de degradação das pastagens, ou seja, o valor do fator C foi igual ao de pastos não degradados (recuperação das pastagens).

3.6.5. Fator práticas conservacionistas (P)

Para a estimativa da perda de solo atual nas áreas de pastagens, o valor do fator P foi considerado unitário, ou seja, considerou-se que nessas áreas não é adotadas nenhuma prática conservacionista do solo. O mesmo foi utilizado para o cenário A. Entretanto para o cenário B, o valor do fator P utilizado foi de 0,5. De acordo com BERTONI e LOMBARDI NETO (1999) o valor de P para área terraceada deverá ser o mesmo do plantio em contorno, uma vez que essas práticas reduzem o comprimento do declive e o seu valor equivale a 0,5. No cenário B, entretanto, o valor de P foi considerado unitário para encostas com declividade superior a 16%, pois de acordo com a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral do Estado de São Paulo (CATI), terrenos com declividade acima desse valor apresentam limitações para uso de terraço (BERTOLINI et al., 1994).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Erosividade das chuvas (Fator R)

O período de maior incidência de chuvas na BAT e no seu entorno é de outubro a março quando ocorre cerca de 80% do índice total anual pluviométrico na bacia (GALDINO e MARINHO, 2011).

De acordo com GALDINO e MARINHO (2011), a distribuição da erosividade média mensal dos postos da ANA acompanhou, como esperado, a distribuição da precipitação média mensal, com os maiores valores de erosividade média mensal ocorrendo no período entre outubro e março. Nesse período se concentram aproximadamente 85% do total anual da erosividade, merecendo especial atenção quanto ao uso e manejo agrícolas e seleção das práticas conservacionistas, de modo a prevenir ou minimizar a erosão hídrica na região (GALDINO e MARINHO, 2011). A erosividade média de $7.405 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, estimada por GALDINO e MARINHO (2011) é 6,43% inferior ao valor calculado anteriormente por GALDINO et al. (2004). Uma das prováveis causas dessa diferença advém do uso de interpoladores distintos, inverso do quadrado da distância (IQD) no trabalho de GALDINO e MARINHO (2011) e krigagem no trabalho de GALDINO et al. (2004). Além disso, GALDINO e MARINHO (2011) empregaram um número maior de postos pluviométricos com uma série de dados maior, mais atualizada e consistida que a empregada no trabalho de GALDINO et al. (2004). Assim, é de se esperar que os valores obtidos por GALDINO e MARINHO (2011) representem melhor a erosividade das chuvas na bacia do alto Taquari.

A erosividade média anual ponderada pelas áreas dos polígonos de Thiessen definidos nas áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT em 2010 foi estimada como sendo de $7.422 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, variando entre o mínimo de $6.827 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o máximo de $8.168 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Na Figura 5 pode ser visualizada a distribuição da erosividade das chuvas na BAT e entorno obtida pelo interpolador IQD e a localização dos postos pluviométricos.

A Figura 6 ilustra a média do fator R para as áreas de pastagens, estimada a partir do interpolador IQD e definida por polígono de Thiessen.

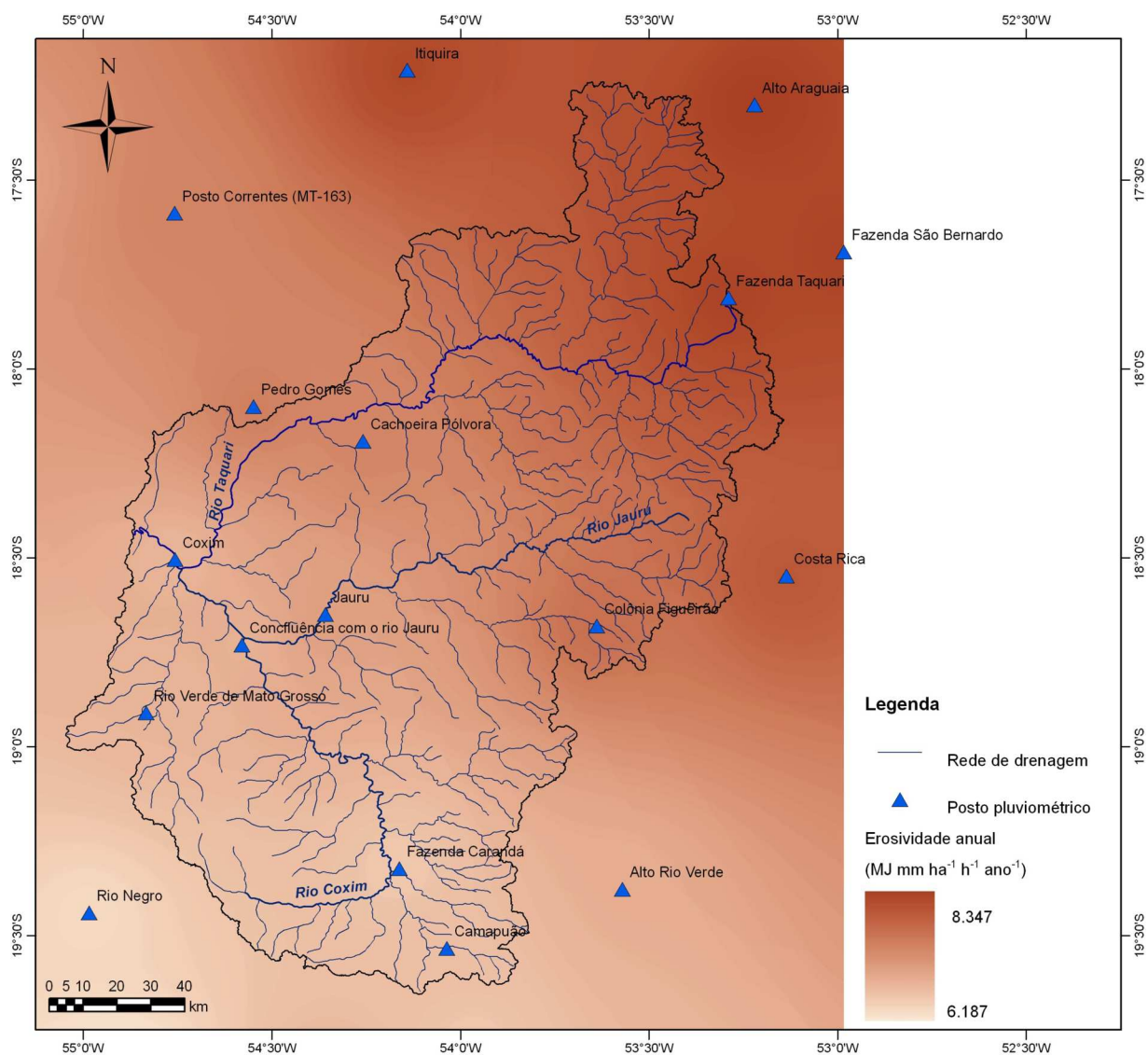


Figura 5: Mapa da localização dos postos pluviométricos e variação da erosividade anual das chuvas na BAT e entorno obtida pelo interpolador inverso do quadrado da distância.

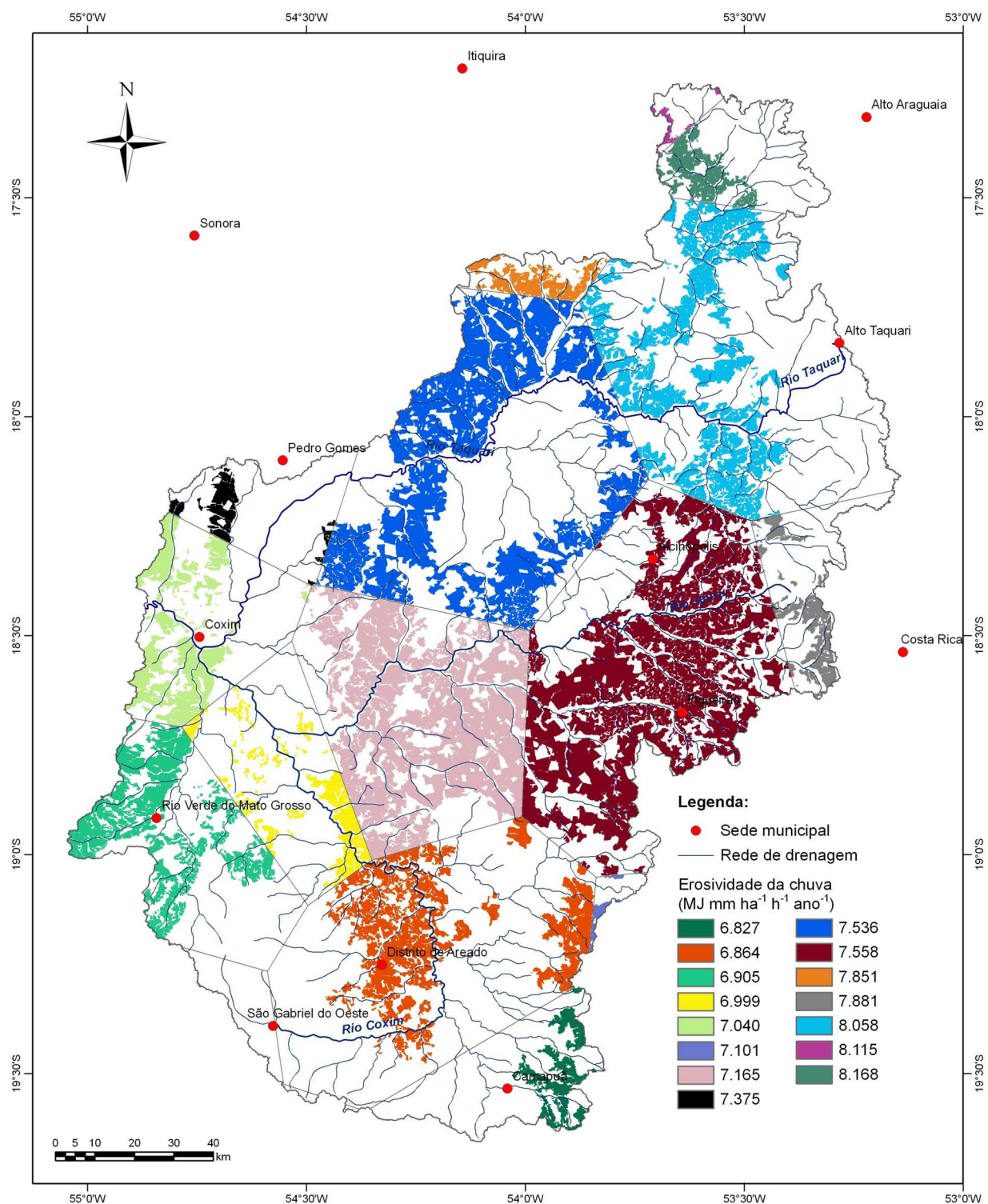


Figura 6: Mapa do fator R (erosividade da chuva) para as áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT em 2010.

Observando a Figura 5 fica evidente a tendência de aumento da erosividade da região sudoeste para a região nordeste da bacia, tendência que também já havia sido observada anteriormente por GALDINO et al. (2004).

4.2. Erodibilidade do solo (Fator K)

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as estimativas da erodibilidade dos solos nas pastagens selecionadas (parcela) empregando as metodologias de DENARDIN (1990) e o modelo simplificado da RUSLE (RENARD et al., 1997).

Tabela 4. Estimativa da erodibilidade do solo (Fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, utilizando a metodologia de DENARDIN (1990) para solos do Brasil e dos Estados Unidos.

Parcela	$M_{(0-20 \text{ cm})}$	Permeabilidade	$\text{DMP}_{(0-20 \text{ cm})}$	$(\text{MO}_{(\%)} * \text{"Nova" Areia})/100_{(0-20 \text{ cm})}$	$K_{(\text{Denardin})}$
1	1.263	1	0,256	0,613	0,0042
2	1.425	1	0,278	0,569	0,0035
3	852	1	0,341	0,477	-0,0057
4	3.572	1	0,130	0,433	0,0275
5	2.685	1	0,201	0,694	0,0191
6	3.996	1	0,187	0,228	0,0250
7	2.048	1	0,231	0,623	0,0117
8	4.208	1	0,153	0,414	0,0306
9	4.450	1	0,141	0,455	0,0336

Tabela 5. Estimativa da erodibilidade do solo (Fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, utilizando o modelo simplificado da RUSLE (RENARD et al., 1997).

Parcela	$f_{(\text{Areia})}$	$f_{(\text{Silte})}$	$f_{(\text{Argila})}$	$\text{Dg}_{(\text{mm})}$	K_{RUSLE}
1	93,20	2,01	4,79	0,685	0,0078
2	96,13	1,30	2,58	0,819	0,0069
3	94,78	2,30	2,93	0,771	0,0072
4	91,65	2,76	5,59	0,630	0,0083
5	83,55	8,63	7,82	0,437	0,0110
6	94,65	2,14	3,21	0,760	0,0073
7	91,98	3,24	4,79	0,655	0,0081
8	86,93	6,12	6,95	0,508	0,0098
9	91,28	2,99	5,74	0,619	0,0084

As estimativas de K pelos dois métodos foram discrepantes. As estimativas de erodibilidade dos solos nas parcelas pela metodologia simplificada proposta para a RUSLE (RENARD et al., 1997), variou de 0,0069 a 0,0110 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, com média de 0,0083 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. As estimativas de K pelo método de DENARDIN (1990) variaram de -0,0057 a 0,0336 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, com média de 0,0166 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

Valores negativos de K estimados pela equação de DENARDIN (1990), também foram obtidos por SILVA et al. (2000). DENARDIN (1990) relatou acentuada redução na correlação entre a erodibilidade observada no campo e a variável M para valores menores que 3.000. Assim, foi realizado novo cálculo do valor médio de K considerando apenas as parcelas que apresentaram valores de M superiores a 3.000. A erodibilidade média dos solos das parcelas 4, 6, 8 e 9, estimadas pelo método de DENARDIN (1990), foi de 0,0292 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Esse valor médio de K, comparativamente as estimativas pelo método simplificado da RUSLE, está mais coerente com a realidade das áreas de solos arenosos da bacia do alto Taquari, pois na maioria dessas áreas é visível o seu elevado grau de erosão.

Na literatura nacional e até mesmo internacional há uma dificuldade em se encontrar trabalhos sobre estimativa da erodibilidade de solos arenosos determinada no campo por chuva natural ou simulada. Isso por sua vez parece prejudicar o desenvolvimento de métodos de estimativa da erodibilidade por equações matemáticas empíricas eficazes para solos de textura grosseira. Assim, entende-se como imprescindível a realização de novos estudos de estimativa de K no campo para estes solos, e o desenvolvimento de métodos indiretos de estimativa da erodibilidade ajustados a esses dados.

4.3. Fator topográfico (LS) da RUSLE

O fator topográfico (LS) da RUSLE para a área de estudo (Figura 7) oscilou de 0 a 1.253, com média de 2,75.

Observando a Figura 7 verifica-se que pouco mais da metade dos valores de LS está compreendido entre 0 a 2, e que 81,3% das estimativas do fator topográfico foram inferiores a 4. Apenas 4,6% das áreas apresentaram valores de LS superiores a 8.

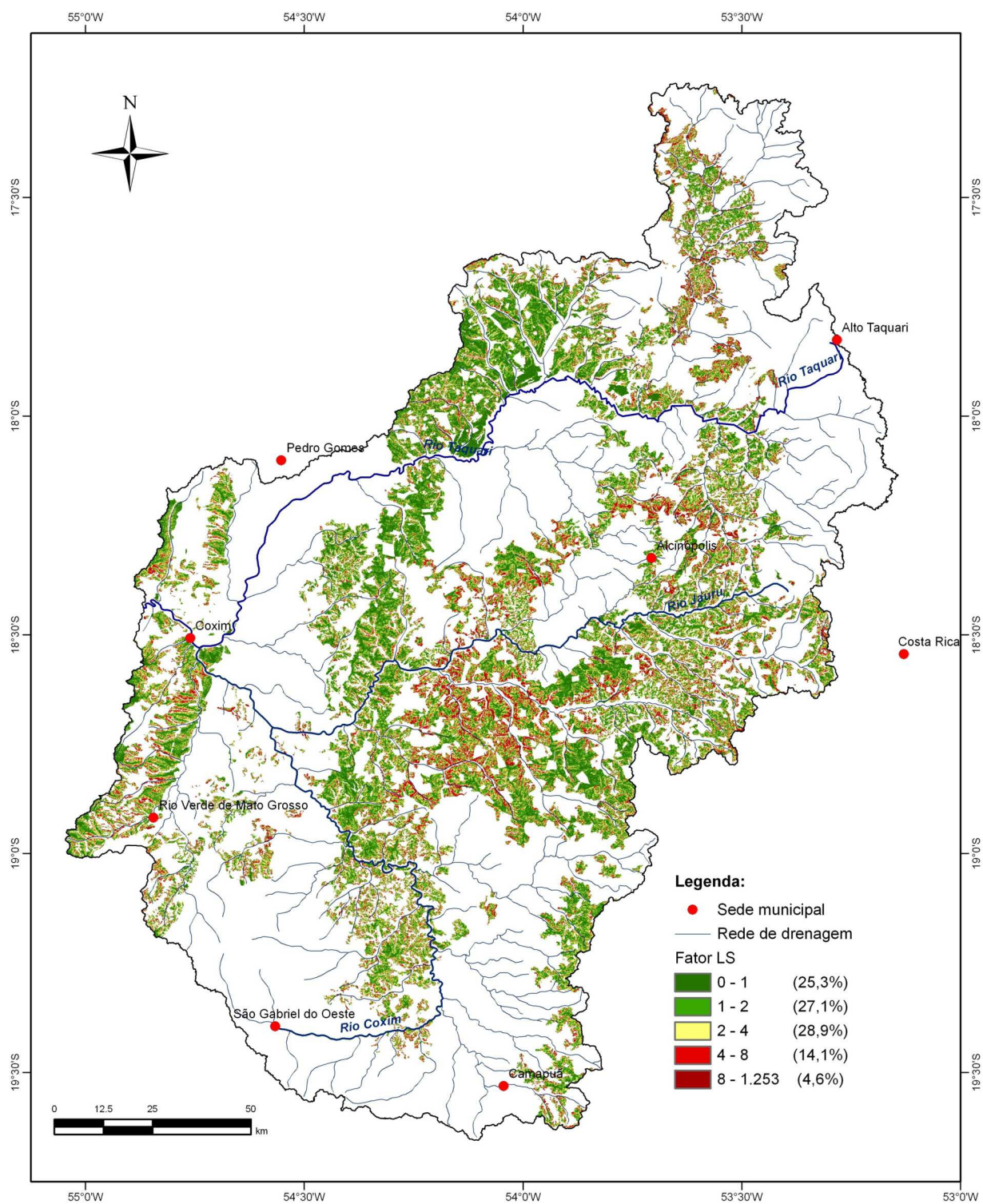


Figura 7. Mapa do fator topográfico (Fator LS da RUSLE).

Para avaliar o efeito da declividade sobre o fator LS foram analisadas; a distribuição das classes de declividade de acordo com classificação proposta pela EMBRAPA (1979) (Tabela 6), e a distribuição das classes de declividade para os maiores valores de LS, ou seja, para valores superiores a 8 (Tabela 7).

Tabela 6. Distribuição das classes de declividade nas áreas de pastagens.

Classe	Declividade (%)	Área		
		(ha)	(%)	Acumulada (%)
Plano	0 - 3	78.918	9,27	9,27
Suave ondulado	3 - 8	545.807	64,12	73,39
Ondulado	8 - 20	220.625	25,92	99,31
Forte ondulado	20- 45	5.573	0,65	99,97
Montanhoso	45 - 75	264	0,03	100
Escarpado	> 75	18	0	100
TOTAL	-	851.204	-	-

Tabela 7. Distribuição das classes de declividade para valores do fator LS superiores a 8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Classe de LS	Classe de declividade (Embrapa, 1979)	Área	
		(ha)	(%)
8 a 1.253	Plano (< 3%)	43	0,11
	Suave ondulado (3 - 8%)	3.705	9,51
	Ondulado (8 - 20%)	29.941	76,85
	Forte ondulado (20 - 45%)	4.990	12,81
	Montanhoso (45 - 75%)	264	0,68
	Escarpado (> 75%)	18	0,05

Observando a Tabela 6, verifica-se a predominância da classe de relevo suave ondulado (3 a 8%), que ocupa aproximadamente dois terços da área total. Entretanto o relevo ondulado ocorre com certa frequência (26%) podendo constituir áreas de riscos à erosão.

A declividade é preponderante para a estimativa do fator declividade da vertente (Fator S). O produto do fator S com o fator declividade da vertente (Fator L) compõe o fator topográfico da RUSLE (LS). Analisando a Tabela 7, observa-se predominância do relevo

ondulado (77%) nas áreas onde ocorreram os maiores valores do fator LS, sugerindo que a declividade não foi preponderante na estimativa de valores elevados de LS. Isso é reforçado pela correlação linear (r) entre a declividade e os valores de LS superiores a oito, que foi de apenas 0,38. Assim, pode-se inferir que o comprimento de rampa, que está diretamente associado ao fator L, foi importante na estimativa do LS, principalmente para declividades menores que 20%.

4.4. Potencial natural de erosão (PNE)

O potencial natural de erosão (PNE), estimado pelo produto dos fatores R, K e LS, oscilou entre o mínimo de zero e o máximo de 294.831 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com média de 596 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A distribuição do PNE nessas áreas pode ser visualizada na Figura 8.

Observando a Figura 8 verifica-se que pouco menos da metade (49,1%) dos valores de PNE estão compreendidos entre 0 e 400 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e que 78,8% das estimativas do potencial natural de erosão foram inferiores a 800 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Apenas 5,5% da área avaliada apresentaram valores de PNE superiores a 1.600. Os elevados valores do PNE evidenciam um quadro preocupante quanto aos riscos de erosão nessas áreas. Assim o manejo adequado das pastagens e a adoção de práticas conservacionistas do solo passam a ser de fundamental importância para a efetiva redução da erosão nestas áreas.

O fator topográfico foi preponderante para explicar a variação do PNE. A correlação linear (r) do LS com o PNE foi praticamente unitária ($r = 0,9979$). Isto decorreu da erosividade das chuvas (Fator R) ter apresentado pouca variação (15 valores distintos), e do fator K, que por se tratar de uma única classe de solo, foi constante e igual a 0,0292 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. Na Figura 9 pode-se visualizar a dispersão do PNE em relação à variação do fator LS, obtido pelo módulo *Regress* do software IDRISI. Para facilitar a dispersão desses dados foram desconsiderados os valores superiores extremos, tanto do LS (> 8) quanto do PNE (> 1.600 Mg ha⁻¹ ano⁻¹).

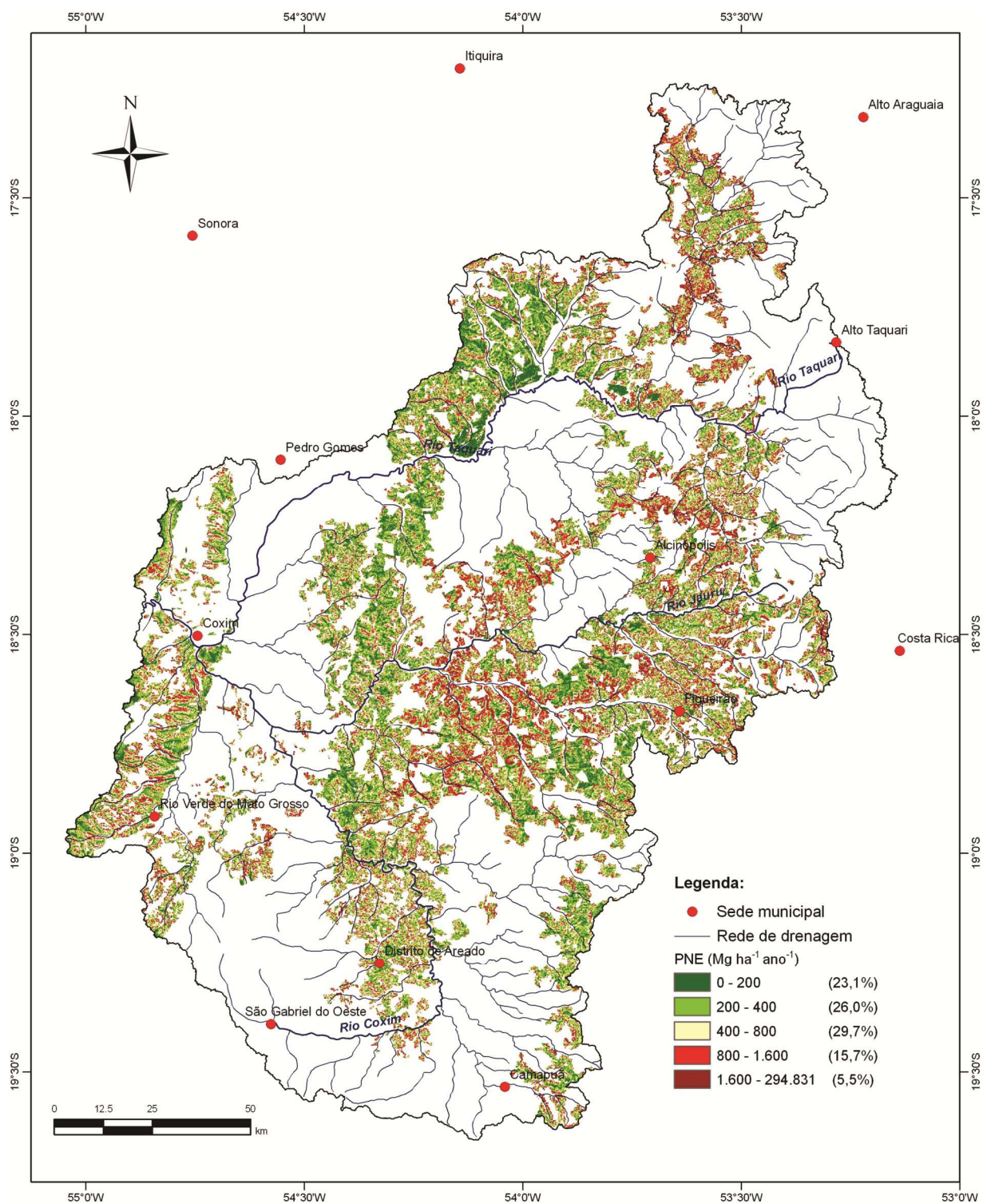


Figura 8. Mapa do potencial natural de erosão (PNE).

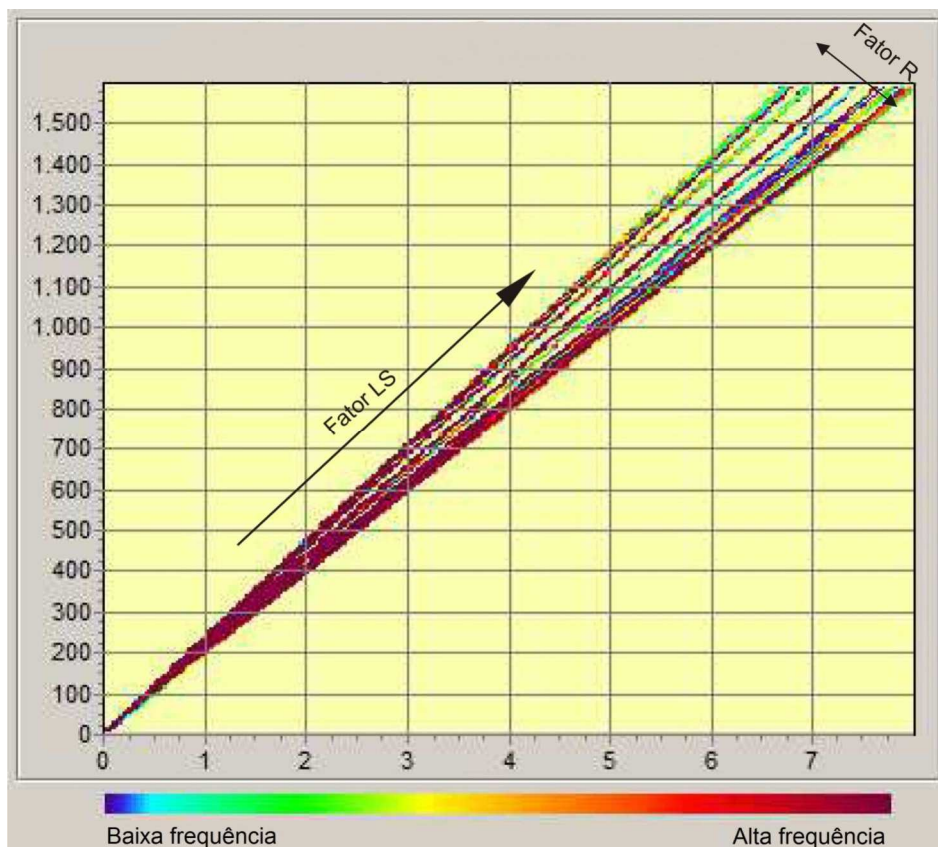


Figura 9. Dispersão do PNE, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, em relação à variação do fator LS.

Observando a Figura 9 pode-se também verificar várias linhas de tendência (retas) com inclinações distintas, associadas aos diferentes valores de erosividade das chuvas (Fator R). Resultado semelhante foi obtido por WEILL e SPAROVEK (2008), ao comparar perdas de solo com o fator LS na microbacia do Ceveiro (Piracicaba – SP).

4.5. Fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) e características das pastagens

4.5.1 Determinação do fator C para nove parcelas experimentais

Nas Tabelas 8, 9 e 10 são apresentadas as principais características (parâmetros) das nove pastagens (parcelas) avaliadas e as estimativas dos subfatores PLU, CC, SC e SR, para duas épocas do ano. Resultado da análise de variância (ANOVA) das estimativa da razão de perda de solo (SLR) nas parcelas para duas épocas do ano encontra-se na Tabela 11.

Tabela 8. Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 1 a 3) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE.

Subfator	Parâmetro	Pastagem/parcela					
		1		2		3	
		Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011
	Idade da pastagem e fator de consolidação da superfície do solo (C_f)	> 8 anos $C_f = 0,45$		> 8 anos $C_f = 0,45$		> 8 anos $C_f = 0,45$	
	Densidade de massa de raízes na profundidade de 0 a 10cm ($\text{kg ha}^{-1} \text{cm}^{-1}$)*	416,40		524,24		222,49	
PLU		0,0799		0,0533		0,1758	
	Fração da superfície terrestre coberta pelo dossel (F_c)	0,38	0,51	0,28	0,56	0,16	0,27
	Altura média do dossel (m)	0,74	0,81	0,07	0,16	1,33	0,89
CC		0,6362	0,5075	0,7251	0,4475	0,8541	0,7493
	Coefficiente da efetividade da cobertura do solo para reduzir a erosão (b)	0,039		0,039		0,039	
	Porcentagem da superfície do solo coberta por resíduos (S_p)	5,50	19,50	22,20	10,75	6,25	9,60
	Rugosidade da superfície do solo (cm)**	0,64		1,16		0,95	
SC		0,8089	0,4858	0,4570	0,6812	0,8354	0,8109
SR		0,9874		0,8709		0,9075	

* Parâmetro obtido apenas em outubro de 2010.

** Parâmetro obtido apenas em maio/junho de 2011.

Tabela 9. Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 4 a 6) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE.

Subfator	Parâmetro	Pastagem/parcela					
		4		5		6	
		Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011
	Idade da pastagem e fator de consolidação da superfície do solo (C_f)	≈ 4 anos $C_f = 0,58$		≈ 4 anos $C_f = 0,58$		≈ 4 anos $C_f = 0,58$	
	Densidade de massa de raízes na profundidade de 0 a 10cm ($\text{kg ha}^{-1} \text{cm}^{-1}$)*	624,60		558,99		500,20	
PLU		0,0529		0,0579		0,0757	
	Fração da superfície terrestre coberta pelo dossel (F_c)	0,43	0,74	0,53	0,81	0,58	0,57
	Altura média do dossel (m)	0,64	0,37	0,27	0,61	0,70	0,63
CC		0,5822	0,2698	0,4735	0,2075	0,4339	0,4465
	Coefficiente da efetividade da cobertura do solo para reduzir a erosão (b)	0,035		0,035		0,035	
	Porcentagem da superfície do solo coberta por resíduos (S_p)	52,2	15,25	42,70	9,60	25,15	24,75
	Rugosidade da superfície do solo (cm)**	1,31		0,82		1,27	
SC		0,1845	0,6138	0,2850	0,7240	0,4598	0,4849
SR		0,8375		0,9482		0,8455	

* Parâmetro obtido apenas em outubro de 2010.

** Parâmetro obtido apenas em maio/junho de 2011.

Tabela 10. Principais características (parâmetros) das pastagens (parcelas 7 a 9) e estimativa dos subfatores da razão de perda de solo (SLR) utilizados na RUSLE.

Subfator	Parâmetro	Pastagem/parcela					
		7		8		9	
		Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011	Out/2010	Mai/2011
	Idade da pastagem e fator de consolidação da superfície do solo (C_f)	≈ 2 anos $C_f = 0,77$		≈ 2 anos $C_f = 0,77$		≈ 2 anos $C_f = 0,77$	
	Densidade de massa de raízes na profundidade de 0 a 10cm ($\text{kg ha}^{-1} \text{cm}^{-1}$)*	879,57		713,60		695,09	
PLU		0,0444		0,0415		0,0561	
	Fração da superfície terrestre coberta pelo dossel (F_c)	0,32	0,49	0,75	0,80	0,51	0,76
	Altura média do dossel (m)	0,25	0,15	0,31	0,29	0,22	0,28
CC		0,6800	0,5122	0,2571	0,2070	0,4979	0,2508
	Coefficiente da efetividade da cobertura do solo para reduzir a erosão (b)	0,025		0,025		0,025	
	Porcentagem da superfície do solo coberta por resíduos (S_p)	44,00	21,15	18,00	15,00	38,70	15,75
	Rugosidade da superfície do solo (cm)**	1,29		1,02		1,38	
SC		0,3761	0,6063	0,6567	0,7195	0,4148	0,6947
SR		0,8500		0,9000		0,8271	

* Parâmetro obtido apenas em outubro de 2010.

** Parâmetro obtido apenas em maio/junho de 2011.

Tabela 11. Estimativa da razão de perda de solo (SLR) nas parcelas para duas épocas do ano.

Parcela	Época		Média por parcela
	Out/2010	Maio/2011	
1	0,0397 bA	0,0205 bB	0,0301 b
2	0,0152 cA	0,0147 bcA	0,0150 c
3	0,1160 aA	0,0980 aB	0,1070 a
4	0,0046 cA	0,0071 cA	0,0059 c
5	0,0069 cA	0,0083 bcA	0,0076 c
6	0,0114 cA	0,0144 bcA	0,0129 c
7	0,0117 cA	0,0143 bcA	0,0130 c
8	0,0063 cA	0,0048 cA	0,0055 c
9	0,0091 cA	0,0078 bcA	0,0084 c
Média por época	0,0245 A	0,0211 B	0,0228*

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si quanto à SLR entre as parcelas pelo teste de Tukey ao nível de 1%.

Médias seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si quanto à SLR entre as épocas pelo teste de Tukey ao nível de 1%.

* Média geral da SLR.

Na análise conjunta das nove parcelas (Tabela 11), a SLR foi menor em maio pelo teste de Tukey ao nível de 1%. Entretanto apenas as parcelas 1 e 3 apresentaram diferença significativa entre as duas épocas. Analisando a Tabela 8, verifica-se que nessas parcelas em maio, a porcentagem de cobertura da superfície pelo dossel e por resíduos eram maiores. Entretanto, as parcelas diferiram quanto a altura do dossel, que na parcela 3 foi menor em maio, podendo estar relacionado com pastejo intenso dessa área durante o período chuvoso.

Avaliando a SLR para as nove parcelas, independentemente da época do ano, observaram-se três patamares bem distintos. O primeiro representado pela parcela 3 que apresentou o maior valor de SLR para os dois períodos. O segundo pela parcela 1 com valor de SLR inferior a parcela 3, porém maior que as demais parcelas. A SLR foi 354% maior na parcela 3 em relação à parcela 1. A menor cobertura do solo pela vegetação (pastagens e invasoras) foi o principal responsável por essa diferença. Além de aumentar o subfator CC, a redução na porcentagem do dossel diminuiu a densidade de raízes, e conseqüentemente o subfator PLU, bem como reduziu a porcentagem de resíduos sobre a superfície do solo (Subfator SC).

Considerando que houve diferença significativa dos valores da SLR entre as duas épocas, foi avaliado a distribuição da erosividade das chuvas nas parcelas para dois períodos do ano (Tabela 12). Para a SLR de outubro, foi considerado o EI do período de junho a outubro, enquanto que para a SLR de maio/junho, o EI de novembro a maio. Os valores de EI utilizados foram provenientes da estimativa da erosividade das chuvas na BAT, realizado por GALDINO e MARINHO (2011).

Tabela 12. Distribuição da erosividade das chuvas nas parcelas para dois períodos do ano.

Parcela	Erosividade das chuvas (Fator R)				
	Anual	Junho a outubro		Novembro a maio	
	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹	%	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹	%
1, 2, 3, 4 e 7	8.112	761	9,39	7351	90,61
5	7.062	795	11,26	6.267	88,74
6, 8 e 9	6.352	733	11,54	5.619	88,46

A erosividade média das chuvas no período de novembro a maio correspondeu a 89,27% da erosividade anual nas parcelas, ou seja, a SLR estimada em maio/junho tem uma importância muito maior na obtenção do Fator C em relação a SLR de outubro. Diante dessa constatação foi realizada nova análise de variância considerando apenas os valores de SLR de maio/junho. O resultado dessa análise evidenciou quatro patamares distintos de níveis de SLR, como prováveis indicadores de diferentes níveis de degradação das pastagens quanto a erosão. O mais elevado valor de SLR, correspondendo ao mais alto nível de degradação (parcela 3). A segunda maior razão de perda de solo, associada a nível alto de degradação (parcela 1). Valores intermediário de SLR, correspondendo a nível médio de degradação (parcelas 2, 6 e 7) e os menores valores de SLR, associados a pastagens não degradadas (parcelas 4, 5, 8 e 9). Em seguida foi calculado o fator de uso e manejo do solo (Fator C) através da média ponderada da SLR pelo índice de erosão das chuvas (EI), conforme metodologia da RUSLE (RENARD et al., 1997). Os valores do fator C para cada uma das nove parcelas encontram-se na Tabela 13.

Tabela 13. Estimativas do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE) nas parcelas e para os diferentes níveis de degradação das pastagens.

Parcela	Pastagem não degradada	Pastagem com nível de degradação	
		Baixo/médio	Alto
1			0,0223
2		0,0147	
3			0,0997
4	0,0069		
5	0,0082		
6		0,0140	
7		0,0141	
8	0,0049		
9	0,0080		
Média	0,0070	0,0143	0,0610

Os valores estimados do fator C variaram desde 0,0997 até 0,0049. Tais valores se assemelham com aqueles encontrados na literatura. VÁZQUEZ-FERNANDEZ et al. (1996) indicaram fator C de 0,03 para pastagens degradadas. Para pastagens não degradadas, o valor de C estimado a partir do estudo de DEDECEK et al. (1986) foi de 0,0054. Resultados semelhantes foram observados por GALDINO e DEDECEK (2006), ao avaliarem as perdas de água e solo sob chuva natural em diferentes sistemas de manejo de pastagens cultivadas em solo arenoso localizado na BAT-MS. Para pastagem de *Brachiaria decumbens* degradada, o valor estimado do fator C foi de 0,0295 e para pastagem de *Brachiaria brizantha* bem manejada a valor de C foi de 0,0043.

As parcelas 1 e 3 apresentaram valores do fator C próximos ou superiores aos valores de C para pastagens degradadas, assim, essas pastagens foram consideradas como sendo de alto nível de degradação. As parcelas 2, 6 e 7, apresentaram valores do fator C semelhantes entre si e intermediários entre pastagens degradadas e não degradadas, sendo classificadas

como sendo de baixo/médio nível de degradação. Finalmente as parcelas 4, 5, 8 e 9, por apresentarem valores de C próximos aos de pastagens não degradadas, foram incluídas nessa categoria. As médias do fator C dessas parcelas reagrupadas (Tabela 13) foram utilizadas nas estimativas das perdas de solo atual e cenários futuros.

A Tabela 14 descreve os valores médios das principais características das pastagens avaliadas quanto aos seus níveis de degradação e a correlação destes parâmetros com valores do fator C estimados pela RUSLE.

Tabela 14. Principais características (parâmetros) dos diferentes níveis de degradação das pastagens e o coeficiente de correlação desses parâmetros com as estimativas do fator C nas nove parcelas.

Parâmetro	Pastagem não degradada	Pastagem com nível de degradação		r
		Baixo/médio	Alto	
Cobertura da superfície terrestre pelo dossel (%)	67	47	33	-0,8133
Altura média do dossel (m)	0,37	0,33	0,94	0,6269
Superfície do solo coberta por resíduos (%)	26	25	10	-0,3547
Superfície terrestre descoberta (%)	8	30	58	0,8818
Porcentagem de invasora (ervas e arbustos)*	2	2	22	0,0170
Altura média das invasoras (m)*	0,13	0,10	0,25	0,5411

* Parâmetro obtido apenas em maio/junho de 2011.

À medida que aumenta o nível de degradação das pastagens, observa-se tendência de diminuição da cobertura da superfície pelo dossel e por resíduos, e conseqüentemente aumento do solo exposto. Redução da densidade de raízes, e aumento da altura média do dossel, estão normalmente associado à maior incidência de invasoras de porte médio. Entre os parâmetros avaliados, o solo exposto foi o que apresentou maior correlação com o Fator C, constituindo-se em potencial indicador de áreas de pastagens com maior ou menor nível de degradação quanto à erosão.

4.5.2. Mapeamento dos diferentes níveis de degradação das pastagens em áreas de solos arenosos da BAT

Na seleção do melhor classificador (MAXVER ou MLME) quanto a degradação das pastagens, utilizaram-se os três níveis (classes) de degradação definidos na Tabela 13 e como referência informações levantadas no campo (Coordenadas, com anotações e fotos das pastagens).

Para o método supervisionado da máxima verossimilhança foram selecionados polígonos (amostras) na imagem refletância na composição colorida R5-G4-B3 do Landsat TM, de áreas (pastagens) representativas dessas três classes.

Para o MLME foi utilizado a imagem abundância de solo exposto normalizada. O limite entre as classes foi estabelecido a partir dos valores médios da superfície terrestre descoberta (Tabela 14). Assim, no MLME, as três classes foram definidas com base no seguinte critério:

- Pastagens **não** degradadas (solo exposto $\leq 20\%$);
- Pastagens com nível de degradação **baixo/médio** ($20 < \text{solo exposto} \leq 45\%$);
- Pastagens com nível de degradação **alto** (solo exposto $> 45\%$).

Os resultados das classificações pelo MAXVER e MLME foram confrontados com 45 pontos observados no campo (verdade absoluta).

O método MAXVER apresentou exatidão global de 57,8% e índice Kappa de 0,354 (concordância justa). No MLME, a exatidão global foi de 82,2% e o índice Kappa foi de 0,72 (concordância substancial). Nos dois métodos o índice Kappa foi significativamente diferente de zero a 95% de probabilidade. O desempenho superior do MLME em relação ao MAXVER ocorreu principalmente pela maior dificuldade deste último em distinguir pasto seco de solo exposto. Do ponto de vista de erosão, isto é crítico, pois a cobertura do solo seja por resíduos superficiais (palha, etc.) ou por vegetação seca protege mais o solo.

As classes (níveis) de degradação das pastagens em 2010 na BAT, obtidas a partir pelo MLME, podem ser visualizadas na Figura 10.

Observando a Figura 10 constata-se que dois terços (66,4%) das pastagens, apresentavam algum nível de degradação. As pastagens com maior nível de degradação (alta) recobriam cerca de 9% das áreas e 285.964 ha (33,6%) de pastagens não apresentavam nenhum nível de degradação.

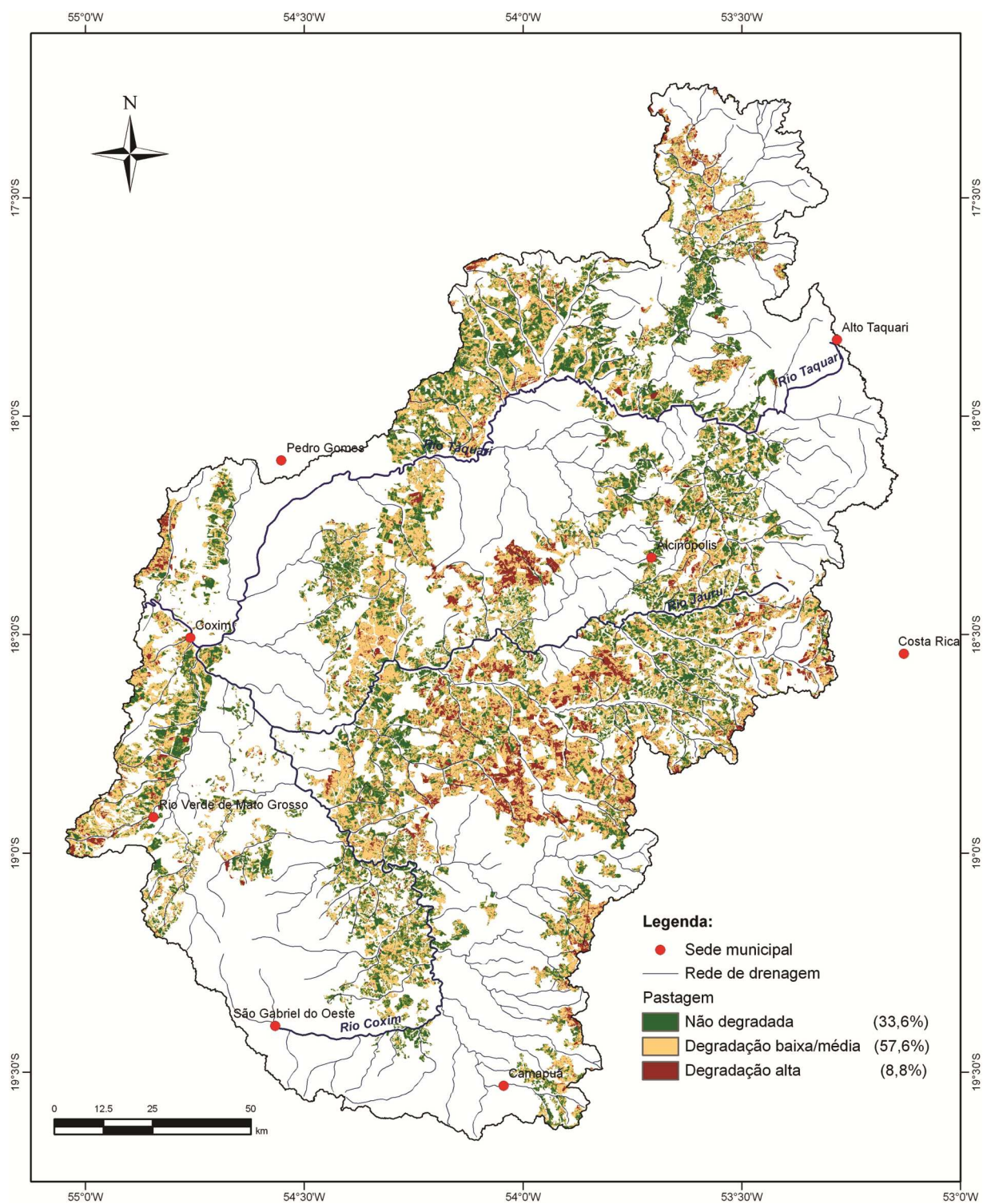


Figura 10. Mapa dos diferentes níveis de degradação das pastagens.

4.5.3. Mapa do fator C (cobertura e manejo da cultura)

Os valores do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C) variaram entre 0,0070, referente a pastagens não degradadas, e 0,0610, relativo a pastagens com nível de degradação alto. O fator C médio, ponderado pela distribuição na bacia, foi de 0,0160. Na Figura 11 pode-se observar a sua distribuição na bacia do alto Taquari e as áreas em hectares correspondentes aos diferentes valores do fator C.

4.6. Fator P ou fator práticas de manejo da cultura

O fator de práticas de manejo da cultura (Fator P) relativo ao ano de 2010 foi considerado unitário, uma vez que na maioria das pastagens não se observam terraços ou cultivo em nível. A resolução espacial de 30 metros do sensor TM do satélite Landsat 5 também impossibilitou mapear curvas de nível e/ou terraços.

4.7. Perdas de solo nas áreas de pastagens na BAT

4.7.1. Perdas de solo atual (2010)

As perdas de solo no ano de 2010, variaram entre zero e 6.413 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com média de 9,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A distribuição dessas perdas de solo pode ser visualizada na Figura 12.

Observando a Figura 12 verifica-se que pouco menos da metade (42,4%) dos valores de perda de solo estão compreendidos entre 0 e 4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e que 68,3% das estimativas de perda de solo foram inferiores a 8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Apenas 7,5% das áreas de pastagens apresentaram valores de perda de solo superiores a 25 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

A distribuição das classes de perda de solo nas áreas de pastagens da BAT em 2010, de acordo com classificação proposta pela FAO (1980), encontra-se Tabela 15.

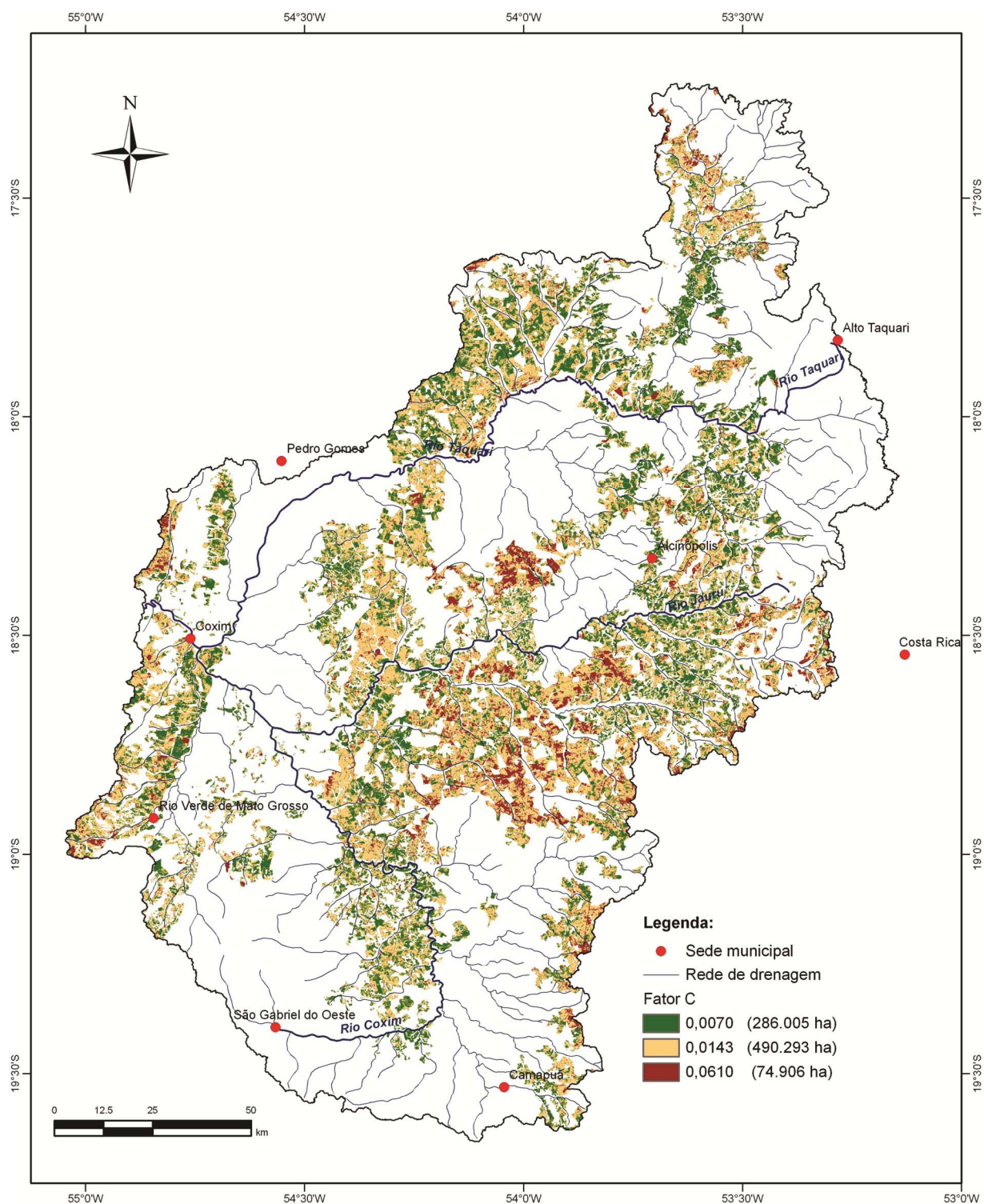


Figura 11. Mapa do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C).

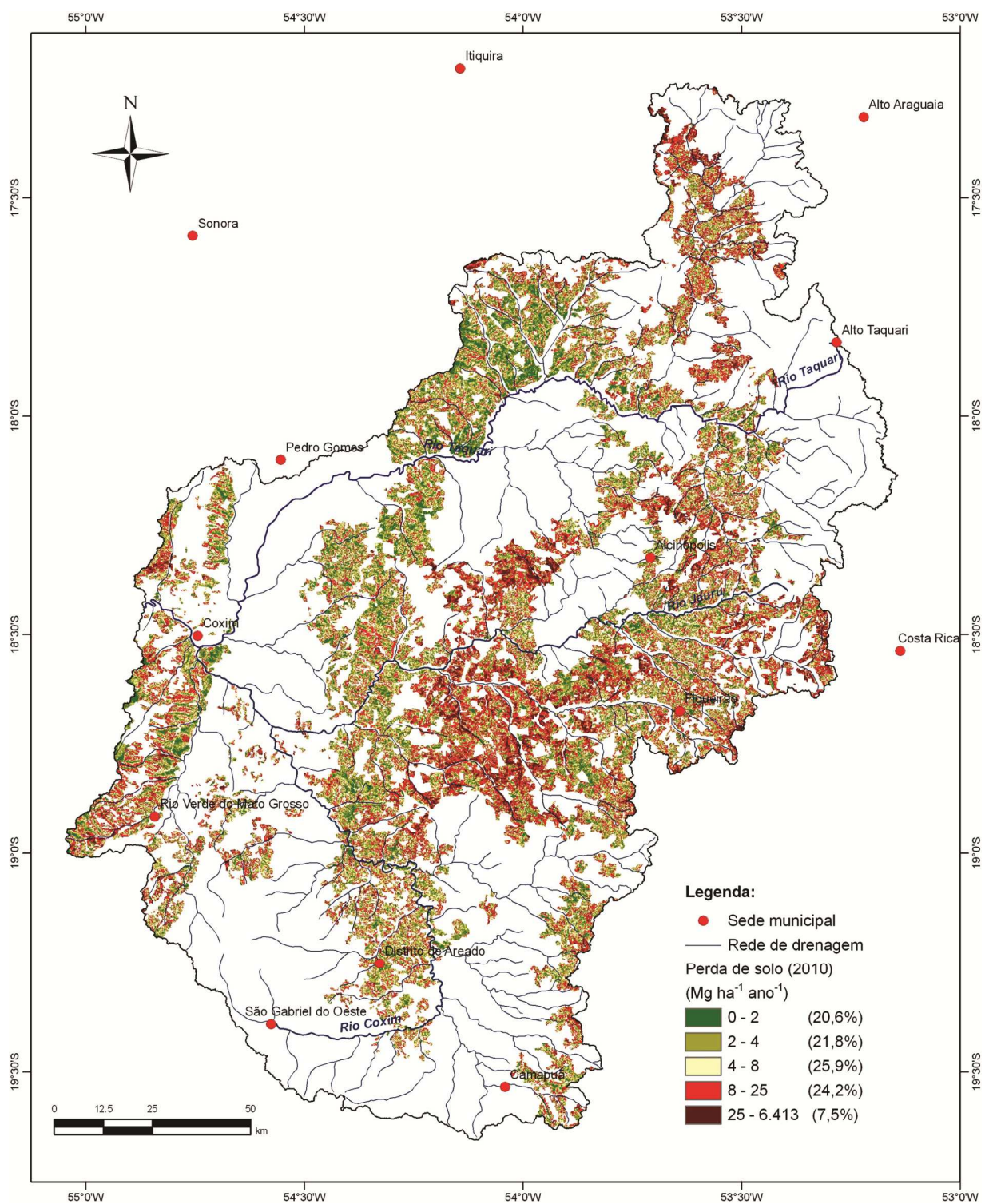


Figura 12. Mapa das perdas de solo atual (2010).

Tabela 15. Distribuição das classes de perda de solo nas áreas de pastagens da bacia do alto Taquari no ano de 2010.

Classe*	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Perda de solo atual		
		(ha)	%	Acumulada (%)
Nenhuma ou ligeira	< 10	641.955	75,42	75,42
Moderada	10 - 50	186.835	21,95	97,37
Alta	50 - 200	21.541	2,53	99,90
Muito Alta	> 200	874	0,10	100,00

* Classificação segundo *Food and Agriculture Organization* - FAO (1980)

Conforme classificação da FAO (1980), a maioria (75,42%) das áreas recobertas com pastagens na BAT apresenta nenhum ou ligeiro nível de perda de solo. Comparando esse resultado com o potencial natural de erosão (Figura 7), fica evidente a importância da cobertura do solo pelas pastagens na redução da erosão.

Na tolerância de perda de solo foi aceito o valor de 13 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ levando-se em consideração valores de tolerância de perdas por erosão para solos arenosos do Estado de São Paulo definidos por BERTONI e LOMBARDI NETO (1999). A Figura 13 ilustra a distribuição das áreas com perdas de solo toleráveis e acima do limite tolerável. Do montante dessas áreas, 700.238 ha (82,3%) apresentaram perdas de solo dentro do limite tolerável.

A análise dos resultados da classificação de perdas de solo proposta pela FAO (1980), quanto do limite de perda de solo tolerável, não leva em consideração o tipo de cobertura vegetal sobre a superfície da terra. As pastagens normalmente protegem mais o solo da erosão hídrica que os demais cultivos, evidenciado pelos seus menores valores do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C) em relação a maioria das culturas, principalmente as de ciclo menor (culturas anuais). Assim, os resultados obtidos por esses dois critérios de avaliação de níveis de perda de solo, não necessariamente refletem a situação atual das pastagens na BAT quanto à erosão hídrica.

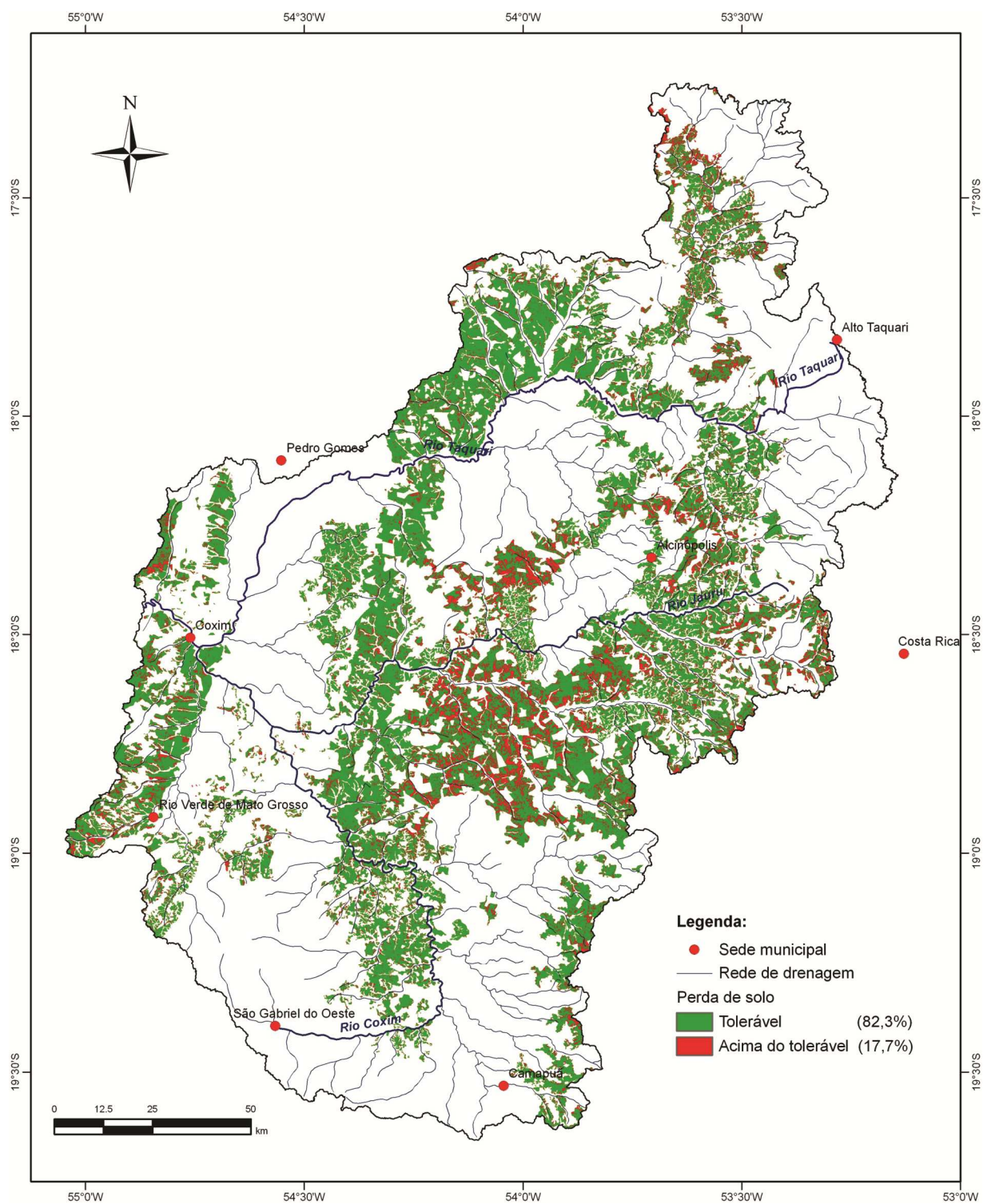


Figura 13. Mapa das perdas de solo tolerável e acima do limite tolerável.

O fator topográfico (LS da RUSLE) foi preponderante na estimativa do PNE ($r = 0,9979$), assim, esperava-se que o LS também fosse importante nas estimativas das perdas de solo (A). A correlação linear (r) do fator LS com as estimativas de A foi de 0,62. Essa redução no coeficiente de correlação linear evidenciou que além dos fatores R, K e LS, presentes no cálculo do PNE, o produto dos fatores C e P também explicou boa parte das estimativas de perda de solo na área de estudo. Considerando que o fator de práticas de manejo da cultura (Fator P) é unitário, assim, fica claro a importância do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C) nas estimativas de perda de solo na área de estudo. Na Figura 14 pode-se visualizar a dispersão das perdas de solo em relação à variação do fator LS, obtido pelo módulo *REGRESS* do software IDRISI. Para facilitar a visualização da dispersão desses dados foram desconsiderados os valores superiores extremos, tanto do LS (> 8) quanto da perda de solo ($> 25 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

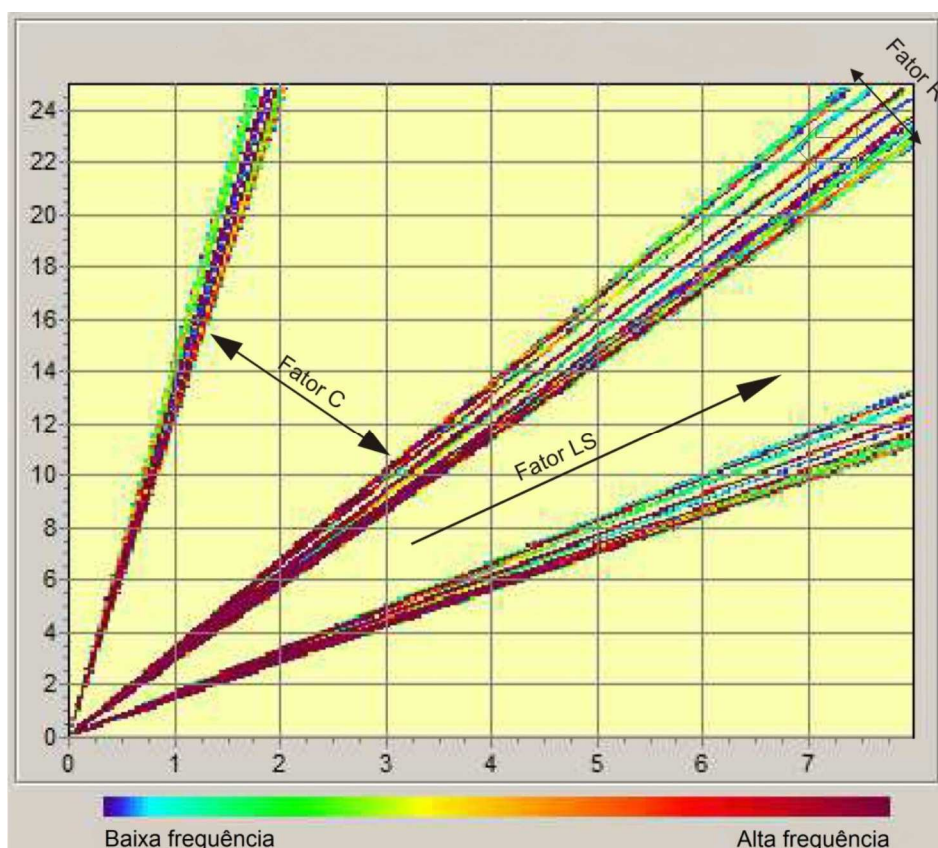


Figura 14. Dispersão da perda de solo, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em relação à variação do fator LS.

A Figura 14 ilustra claramente a importância dos fatores R, LS e C nas estimativas da perda de solo. Verifica-se aumento de *A* com o incremento do LS. As três linhas de tendência (leques), com diferentes ângulos de inclinação representam os valores do fator de cobertura e manejo da cultura (Fator C). O “leque” com menor inclinação corresponde ao menor valor de C. A medida que o fator C aumenta, o ângulo de inclinação dos “leques” também aumenta. Esses incrementos apresentam uma tendência de crescimento exponencial. As “aletas do leque” correspondem as variações da erosividade das chuvas (Fator R). As “aletas” inferiores, no sentido horário, correspondem ao menor valor do fator R, e vice-versa.

As correlações entre os fatores R e C com as estimativas de perda de solo foram respectivamente de 0,0395 e 0,5058, evidenciando que os fatores LS e C foram os que melhor explicaram as variações das perdas de solo em 2010 nas áreas de pastagens cultivadas em solos arenosos da BAT. O produto dos fatores LS e C explicaram 99,70% (r^2) da variação das perdas de solo na área estudada.

Na Tabela 16 são apresentadas as principais características (parâmetros) das áreas de pastagens, com diferentes níveis de degradação.

Tabela 16. Principais parâmetros das áreas de pastagens com diferentes níveis de degradação.

Principais parâmetros	Pastagem não degradada	Pastagem com nível de degradação	
		Baixo/médio	Alto
Área (ha)	286.022	490.250	74.932
Área (%)	33,60	57,60	8,80
Média de solo exposto (%)	13,05	30,09	57,88
Declividade média (%)	6,92	6,45	6,76
Fator R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	7.423	7.398	7.425
Fator topográfico (LS)	2,90	2,63	2,98
Fator C	0,0070	0,0143	0,0610
Perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	4,408	8,130	39,463

Classes com alto nível de degradação das pastagens ocupavam cerca de 75 mil hectares (8,8%) dos solos arenosos da BAT. Essas áreas apresentam elevadas taxas de perdas de solo, merecendo especial atenção quanto ao seu manejo e a adoção de práticas conservacionistas do solo.

Parâmetros como declividade média, fatores R e LS, apresentaram pouca variação entre os níveis de degradação das pastagens, sugerindo que o uso das terras pelas pastagens ocorre de forma indistinta quanto às condições naturais do ambiente (clima e relevo).

Observando as perdas médias de solo verifica-se uma tendência de crescimento exponencial das taxas de erosão à medida que a degradação das pastagens aumenta. Considerando-se que os valores médios dos fatores R e LS oscilaram pouco entre os diferentes níveis de degradação das pastagens, e que os fatores K e P foram constantes, pode-se inferir que essa tendência de incremento exponencial nas perdas de solo está associada ao aumento do fator de uso e manejo do solo (Fator C da RUSLE). Esse comportamento também pode ser visualizado na Figura 14.

4.7.2. Estudos de cenários de manejo das pastagens

A Tabela 17 apresenta as estimativas de perda de solo atual e para dois cenários futuros de recuperação das pastagens. As distribuições das perdas de solo para os cenários A e B para essas áreas podem ser visualizadas nas Figuras 15 e 16.

Tabela 17. Estimativas de perdas de solo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para as áreas de pastagens na BAT no ano de 2010 e para dois cenários futuros de recuperação das pastagens.

Período/cenário	Mínima	Média	Máxima	Desvio-padrão
Ano de 2010	0	9,638	6.413	18,60
Cenário A - Recuperação das pastagens degradadas	0	4,172	2.064	6,47
Cenário B - Recuperação das pastagens degradadas e implementação de terraços	0	2,293	2.064	5,59

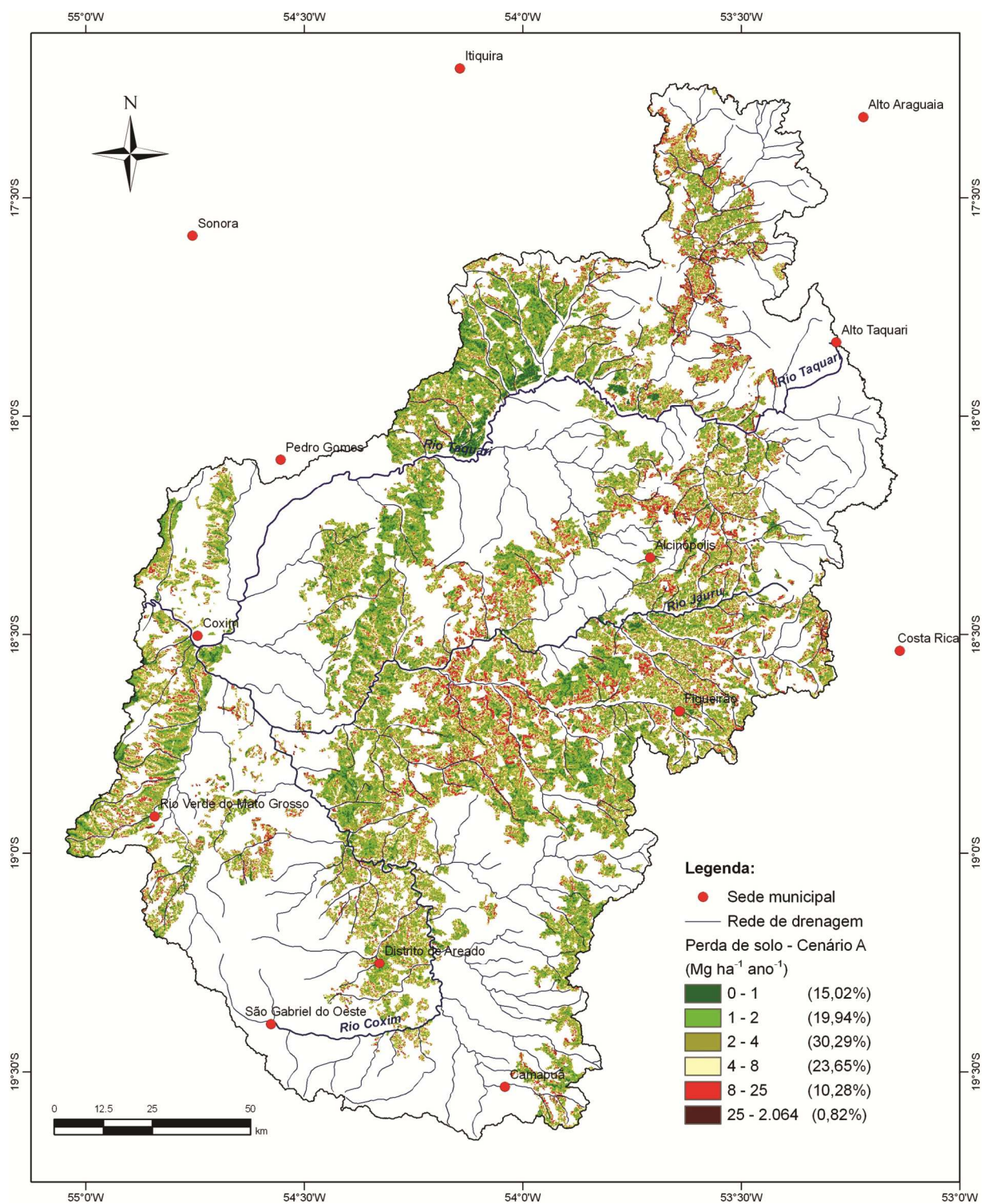


Figura 15. Mapa das perdas de solo para o cenário A.

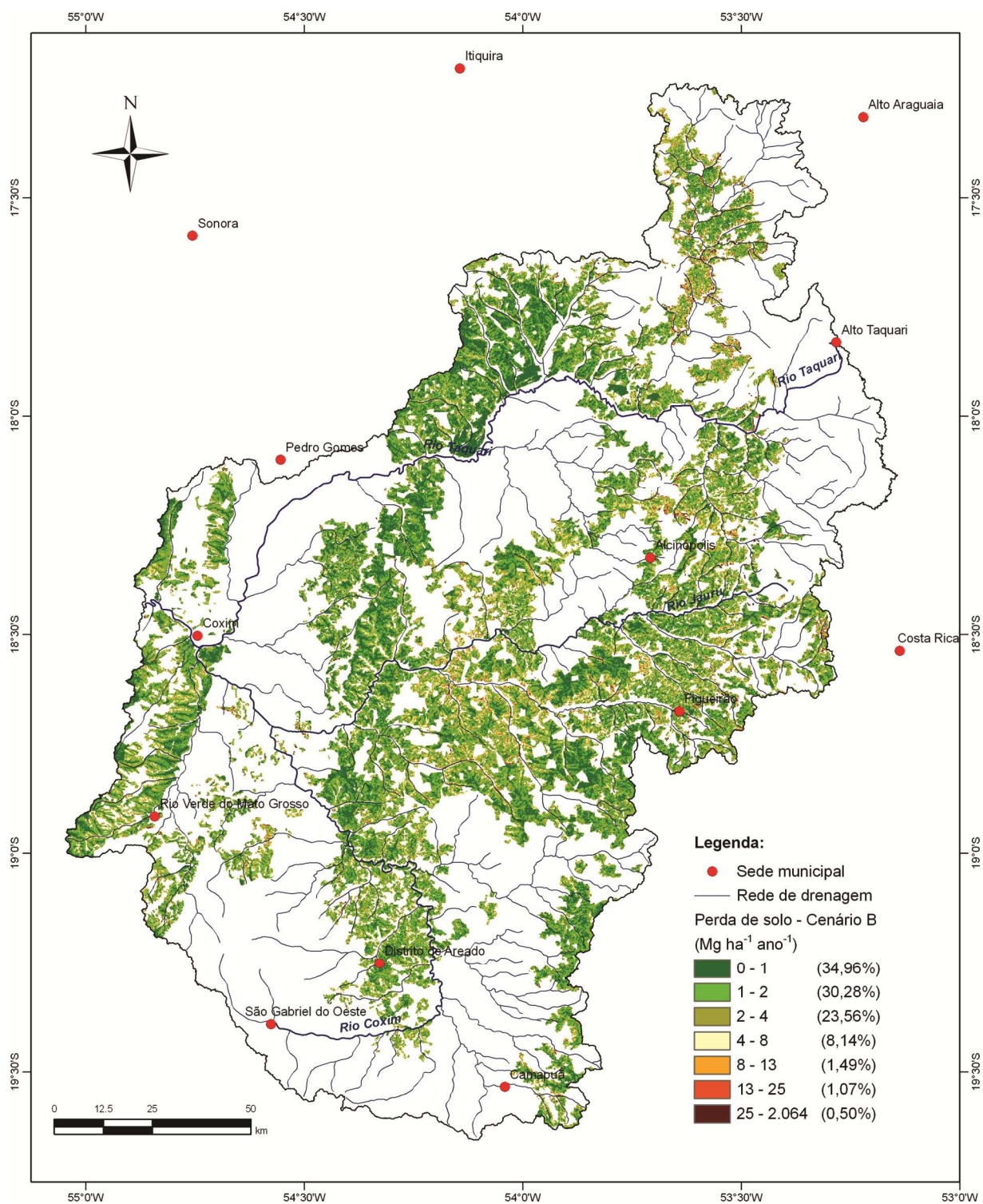


Figura 16. Mapa das perdas de solo para o cenário B.

Com a recuperação das pastagens degradadas através do replantio (reforma de pasto) e da adoção do manejo correto das mesmas (Cenário A), estima-se uma redução da ordem de 5,495 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas perdas de solo atual. Com a recuperação das pastagens degradadas (Cenário A) e o terraceamento das áreas de pastagens (Cenário B), a estimativa de redução das perdas de solo atual passa a ser de 7,459 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Comparando as Figuras 15 e 16 com a Figura 12, observa-se uma redução expressiva nas perdas de solo atuais com a melhoria da cobertura e manejo das pastagens e com a adoção do terraceamento (cenários A e B). As áreas de pastagens que em 2010 apresentavam perdas de solo superiores a 2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (675.856 ha), passarão a ser 18,8% menor com a melhoria da cobertura e manejo da cultura (Cenário A), e com o cenário B, a redução será da ordem de 56,2%. A redução das áreas com perdas de solos superiores a 8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ é mais expressiva. Em 2010 a área com perda de solo maior que a 8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ foi estimada em 269.832 ha (31,7%), com a implementação do cenário A, estima-se uma redução dessa área para 94.484 ha (11,1%), e com o cenário B, para apenas 26.047 ha, correspondente a 3,06% das áreas de pastagens em solos arenosos da BAT.

Com a recuperação das pastagens degradadas e implementação de terraços (Cenário B), mesmo assim estima-se que 13.364 ha das áreas de solos arenosos recobertos por pastagens em 2010, apresentarão perdas de solo acima do limite de tolerância para essa classe de solo, ou seja, superiores a 13 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Uma alternativa para essas áreas é o reflorestamento. Vegetação arbórea densa como matas ou cerrados oferecem melhor cobertura do solo que pastagens.

Os efeitos da recuperação das pastagens (Cenários) sobre as perdas de solo nas áreas que atualmente (2010) apresentam níveis de degradação do pasto encontram-se na Tabela 18. No cálculo da redução da erosão levou-se em consideração os valores de perda de solo atuais da Tabela 16.

Tabela 18. Efeito da recuperação das pastagens (Cenários) sobre as perdas de solo para diferentes níveis de degradação das pastagens.

Cenário	Nível de degradação da pastagem	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Redução na perda de solo	
			(Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	(%)
A	Não degradado	4,408	0	0
	Baixo/médio	3,980	4,150	51,05
	Alto	4,529	34,934	88,52
Média	12,258**	4,053*	8,205*	66,94*
Média geral		4,172	5,444	43,28
B	Não degradado	2,555	1,853	42,04
	Baixo/médio	2,122	6,008	73,90
	Alto	2,407	37,055	93,90
Média geral		2,293	7,322	75,97

* Efeito do cenário A nas áreas com algum nível de degradação das pastagens (Baixo/médio e alto).

** Perda média de solo em 2010 para as áreas com algum nível de degradação das pastagens (Baixo/médio e alto).

Com a reforma dos pastos degradados e o seu correto manejo (Cenário A), estima-se uma redução de 66,94% nas perdas de solo nas áreas de pastagens degradadas. Com a recuperação das pastagens degradadas e o terraceamento das áreas de pastagens com declividade de até 16% (Cenário B), incluindo as áreas de pasto não degradado, a estimativa de redução das perdas de solo atual passa a ser de 75,97%.

5. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo confirmam as hipóteses de que:

- A adaptação dos fatores do modelo RUSLE às condições locais da BAT permitiu estimar as taxas anuais de perda de solo por erosão hídrica.
- A determinação do fator C (uso e manejo da cultura) para diferentes situações de degradação das pastagens permitiu estimar a influência do manejo nas taxas de perda do solo estimados pela RUSLE.
- O estudo de cenários permitiu uma redução em até 75,97% das taxas de perda de solo por erosão com a implementação de manejo adequado do solo e da pastagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, J.B.; SABOL, D.; KAPOS, V.; ALMEIDA F.; ROBERTS, D.A.; SMITH M.O.; GILLESPIE, A.R. Classification of multispectral images based on fractions of endmembers: application to land-use change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, 52, 137-154. 1995

BAHIA, V.G.; CURI, N.; CARMO, D.N.; MARQUES, J.J.G.S.M. Fundamentos de erosão do solo (tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle). **Informe Agropecuário**, v. 16, n. 176, p.25-31, 1992.

BARCELLOS, A.O.; L. VILELA; A.V. LUPINACCI. **Desafios da pecuária de corte a pasto na região do Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 40 p. Série Documentos 21/ Embrapa Cerrados. Disponível em < <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2010/23700/1/doc-31.pdf> >. Acesso em Set. 2010.

BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F.; LEPSCH, I.F.; OLIVEIRA, J.B; DRUGOWICH, M.I; ANDRADE, N.O.; GALETI, P.A.; BELLINAZZI JUNIOR, R. DECHEN, S.C.F. Tecnologias disponíveis para controlar o escoamento do solo. In: LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I. (Coordenadores). **Manual técnico de manejo e conservação do solo e água**. Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI, 1994. v. IX. 65 p. (CATI. Manual Técnico, 41).

BERTONI, J.; LOMBARDI, NETO. F. **Conservação do solo**. 4. ed. São Paulo: Ícone, 1999.

BORST, H.L., McCALL, A.G., BELL, F. G. **Investigation in erosion control and the reclamation of eroded land at the Northwest Appalachian Conservation Experiment Station, Zanesville, Ohio, 1934-42**. U. S. Dep. Agr. Tech. Bull. 888. In cooperation with the Ohio Agr. Expt. Sta. 1945.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria-Geral. Projeto RADAMBRASIL. **Folha SE.21 Corumba e parte da folha SE.20: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetacao e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, 1982. 418p.il., 5 mapas. (Projeto RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais, 27).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (Brasília, DF). **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) - PCBAP:** análise integrada e prognóstico da Bacia do Alto Paraguai. Brasília, 1997. v.3. 369 p., anexos. Programa Nacional do Meio Ambiente. Projeto Pantanal

BROWN, L. C., FOSTER, G. R. Storm erosivity using idealized intensity distributions. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 30:379-386, 1987.

CHANDER, G.; MARKHAM, B.L.; HELDER, D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p. 893-903, 2009.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ V. H.; FONTES, L. E.; FONTES, M. P. F. (Eds.) **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS, UFV, DPS, 1996. p. 731-750.

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

CHAVEZ Jr., P.S. Radiometric calibration of Landsat thematic mapper multispectral images. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 55, p. 1285-1294, 1989.

DEDECEK, R.A.; RESCK, D.V.S.; FREITAS Jr., E. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. **R. Bras. Ci. Solo**, 10: p.265-272, 1986.

DEMATTE, J.A.M.; TOLEDO, A.M.A.; SIMÕES, M.S. Metodologia para reconhecimento de três solos sensores: Laboratorial e orbital. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, n. 28, p. 877-889. 2004.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Piracicaba: USP-Esalq, 1990. 113p. Tese de Doutorado.

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

DISSMEYER, G.E.; FOSTER, G.R. Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. **J. Soil Water Conserv.** 36:235-240, 1981.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. In: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 10, 1979, Rio de Janeiro. **Súmula...** Rio de Janeiro, 1979a. 83p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análises de solo.** Rio de Janeiro, 1979b. 247p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro, 1988. 122 p.

ESRI. **Arc Hydro Tools version 1.2 for ArcGIS 9.2 Tutorial.** California. 2007, 110 p.

ESRI. **GIS and Mapping Software.** ArcMap 9.1. Seattle, WA, USA, 2005.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **La larga sombra del ganado:** problemas ambientales y opciones. Roma, 2009. 493 p. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/011/a0701s/a0701s00.htm> >. Acesso em: nov 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos.** Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Roma, 1980. 86 p.

FOSTER, G. R.; MEYER, L. D; ONSTAD, C. A. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 20:683-687, 1977.

FOSTER, G.R.; WISCHMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 17:305-309, 1974.

FUJIMURA, M.; KURACHI, S. A. H.; ARRUDA, F. B.; PIRES, R. C. M. **A técnica de estudo de raízes pelo método do trado**. Campinas: IAC, 1994. 10p. (Boletim Técnico, 153).

GALDINO, S.; DEDECEK, R.A. **Perdas de água e solo em diferentes sistemas de manejo de pastagens cultivadas em NEOSSOLO QUARTZARÊNICO localizado na bacia do alto Taquari - MS**. Relatório técnico Projeto: Gerenciamento de água e solo na bacia do alto Taquari - MCT/CNPq/CT-HIDRO-001/2003. Não publicado – Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 12p. 2006.

GALDINO, S.; MARINHO, M.A. Estimativa da erosividade das chuvas na bacia do alto Taquari_MS/MT para fins de modelagem da perda de solo. **In: V Congresso sobre Uso y Manejo del Suelo - UMS 11, 2011, Campinas. Libro de Resúmenes V Congresso sobre Uso y Manejo del Suelo - UMS 11. Campinas : Feagri/Unicamp, 2011.**

GALDINO, S.; RISSO, A.; SORIANO, B.M.A.; VIEIRA, L.M.; PADOVANI, C.R.; MELO, E.C.; ALMEIDA JÚNIOR, N. Erosão Potencial Laminar Hídrica na Bacia do Alto Taquari. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p.125-133, 2004.

GALDINO, S.; VIEIRA, L.M. A Bacia do Rio Taquari e seus problemas ambientais e socioeconômicos. In: GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. (Ed.) **Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal**. Campo Grande: Gráfica Mundial; Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. p. 29-43

GALDINO, S.; VIEIRA, L.M.; PELLEGRIN, L.A. (Ed). **A Bacia do Rio Taquari e seus problemas ambientais e socioeconômicos**. Campo Grande: Gráfica Mundial; Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. 356 p. Disponível em: <http://portal.mda.gov.br/portal/saf/arquivos/view/ater/livros/Livro-Impactos_ambientais-Pantanal.pdf>, Acesso em 15 jan. 2011.

GALDINO, S.; WEILL, M.A.M. Estimativa e análise do fator topográfico (LS) da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) para a bacia do Alto Taquari MS/MT. In: III Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2010, Cáceres. **Anais III Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**. Campinas : Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2010. p. 260-269.

GURTLE, S.; EPIPHANIO, J.C.N.; LUIZ, A.J.B.; FORMAGGIO, A.R. Planilha eletrônica para o cálculo da reflectância em imagens TM e ETM+ Landsat. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, n.02, p. 162-167, 2005.

HICKEY, R.; SMITH, A.; JANKOWSKI, P. Slope length calculations from a DEM within Arc/Info GRID.” **Comput. Environ. Urban Syst.**, 18(5), 365–380, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Agropecuário 1995-1996**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo agropecuário 2006**: resultados preliminares. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 2006.

KNISEL, W.G. **CREAMS**: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. U. S. Dep. Agric., Conserv. Res. Rep. No. 26, 1980.

KUENSTLER, W. **Guidelines for use of the Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle) versión 1.06. on mined lands, construction sites and reclaimed lands**. Chapter five: C factor: Cover-management. Office of Technology Transfer. Denver, CO, USA. 20p., 1998.

LAFLEN, J.M; FOSTER G.R.; ONSTAD, C.A. Simulation of individual- storm soil loss for modeling the impact of soil erosion on crop productivity. **In** S.A. El-Swaify, W.C. Moldenhauer, and A. Lo, eds., Soil Erosion and Conservation, 1985, p. 285-295. Soil Conserv. SOC. Am., Ankeny, Iowa.

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

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

McCOOL, D.K.; BROWN, L.C.; FOSTER, G.R. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 30, 1387–1396, 1987.

McCOOL, D.K.; FOSTER, G.R.; MUTCHLER, C.K; MEYER, L.D. Revised slope length factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, 32(5):1571-1576, 1989.

MACEDO, M.C.M.; KICHEL, A.N.; ZIMMER, A.H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande: Embrapa-CNPGC, 2000, 4p. (Embrapa-CNPGC. Comunicado técnico, 62). Disponível em: <<http://www.cnpqc.embrapa.br/publicacoes/cot/COT62.html>>. Acesso em: Acesso em 21 nov. 2011.

MACEDO, M.C.M. Sistemas de produção em pasto nas savanas da América Tropical: limitações e sustentabilidade. In: REUNIÓN LATINO AMERICANA DE PRODUCCION ANIMAL, 16. Congresso uruguayo de produccion animal, 2000. Montevideu, UR. **Anales...** Montevideu, UR, 2000 – CD ROM.

MIRANDA, E.E. (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 10 Dez. 2010.

MITASOVA, H.M.; HOFIERKA, J.; ZLOCHA, M.; IVERSON, L.R. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **J. Geogr. Inf. Syst.**, 10, 629–641, 1996.

MOORE, I.D.; BURCH, F.J. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 50, 1294–1298, 1986.

MOORE, I.D.; WILSON, J.P. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation. **J. Soil Water Conserv.**, 47(5), 423–428, 1992.

MUTCHLER, C.K.; MURPHREE C.E.; MCGREGOR K. C. Subfactor method for computing C-factors for continuous cotton. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 25:327- 332, 1982.

NEARING, M.A.; DEER-ASCOUGH, L.; LAFLIN, J.M. Sensitivity analysis of the WEPP hillslope profile erosion model. **American Society of Agricultural Engineers**, v.3, n.33, p.839-849, 1990.

NUMATA, I.; ROBERTS, D.A.; CHADWICK, O.A.; SCHIMEL, J.P.; SAMPAIO, F.F., LEONIDAS, F.C.; SOARES, J.V. Characterization of pasture biophysical properties and the impact of grazing intensity using remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**. 108. 314-327, 2007.

RABUS, B.; EINEDER, M. A. R.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission: a new class of digital elevation models acquired by Spaceborne Radar. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 57, p. 241-262, 2003.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R. Soil conservation: Principles of erosion by water. **In** H.E. DREGNE, H.E.; W.O. WILLIS, W.O. (eds.). *Dryland Agriculture*, p. 155-176, 1983. Agronomy Monogr. 23, Am. SOC. Agron., Crop Sci. SOC. Am. and Soil Sci. SOC. Am., Madison, Wisconsin.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., McCOOL, D.K., YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, 703, 1997, 404 p.

SANTOS, R.D.; CARVALHO FILHO, A.; NAIME, U.J.; OLIVEIRA, H.; MOTTA, P.E.F.; BARUQUI, A.M.; BARRETO, W.O.; MELO, M.E.C.C.M.; PAULA, J.L.; SANTOS, E.M.R.; DUARTE, M.N. Pedologia. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) – PCBAP: diagnóstico dos Meios Físico e Biótico – Meio Físico**. Brasília. MMA/PNMA, 1997. v.2, t.1, p 120-293.

SHARMA, K.D.; SINGH, S. Satellite remote sensing for soil erosion modeling using the ANSWERS model. **Hydrol. Sci. J.**, Minnesota, 40:259-272, 1995.

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

SHIRAZI, M.A., BOERSMA, L. A unifying quantitative analysis of soil texture. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 48:142-147, 1984

SILVA, J.S.V.; POTT, A.; ABDON, M.M.; POTT, V. J.; SANTOS, K. R. **Projeto GeoMS: cobertura vegetal e uso da terra do Estado de Mato Grosso do Sul**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2011. 64 p.

SILVA, J.S.V.; SANTOS, R.F. **Estratégia metodológica para zoneamento ambiental: a experiência aplicada na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Taquari**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2011. 329 p. il.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.M. de; FERREIRA, M.M. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1207-1220, jun. 2000.

SPAIN, J.M.; GUALDRÓN, R. Degradación y rehabilitación de pasturas. **In: VI Reunión Del Comité Asesor de la RIEPT. Memórias. Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales**. Veracruz, México 1988. CIAT. p. 269-283.

USDA-ARS. **Draft science documentation, Revised Universal Soil Loss Equation Version 2**. Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/sp2UserFiles/Place/64080510/RUSLE/RUSLE2_Science_Doc.pdf>. Acesso em: 12 Jul. 2009. 2008.

VALERIANO, M.M. Dados topográficos. In: FLORENZANO, T.G. (Org.). **Geomorfologia - conceitos e tecnologias atuais**. 1ed. São Paulo: Oficina de textos, 2008, v. , p. 72-104.

VALERIANO, M.M.; ROSSETTI, D.F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography** (Sevenoaks), v. 32, p. 300-309, 2012.

VAN LIEW, M.W.; SAXTON, K.E. Slope steepness and incorporated residue effects on rill erosion. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, 26: 173 8- 1743, 1983.

VAN REMORTEL, R.D.; MAICHLE, R.W.; HICKEY, R. Computing the LS factor for the revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Comput. Geosci.**, 30, 1043–1053, 2004.

VILELA, L.; BARCELLOS, A.O.; SOUSA, D.M.G. **Benefícios da integração entre lavoura e pecuária**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2001. 21 p. (Documentos, 42). Disponível em < <http://www.ciencialivre.pro.br/media/9111b248d81b3634ffff8099fffd502.pdf> >. Acesso em: Fev. 2012.

VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, G. A.; FORMAGGIO, A. R; EPIPHANIO, J.C.N.; GLERIANI, J.M. Determinação de seqüências culturais em microbacia hidrográfica para caracterização do Fator C da EUPS, utilizando fotografia aérea. **Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Salvador, p. 63-67, 1996. (Cd-Room).

WEILL, M.A.M.; ROCHA, J.V.; LAMPARELLI, R.A.C. Potencial natural de erosão e riscos de degradação na bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (SP), **In: VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão**, Vol. 1, p.1-10, Goiânia: ABGE, 2001.

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. **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa (MG), V.32, N.2, p. 801-814, 2008.

WELTZ, M.A.; RENARD, K.G.; SIMANTON, J. R. Revised universal ,soil loss equation for western rangelands, pp. 104-1 1 1. **In US/Mexico Symposium on Strategies for Classification and Management of Native Vegetation for Food Production in Arid Zones**. U.S. Forest Serv. Gen. Tech. Rep. RM-150, 1987.

WISCHMEIER, W.H. Estimating the soil loss equations cover and management factor for undisturbed lands. **In Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources**, pp. 118-125. US. Dep. Agric., Agric. Res. Serv., ARS-S-40, 1975.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning.** Washington, D. C, United States Department of Agriculture, 1978. 58p. (USDA: Agricultural handbook, 537)

ANEXOS

ANEXO 1



Imagem de satélite com a localização das parcelas 1, 4 e 7.

Fonte: Google Earth.

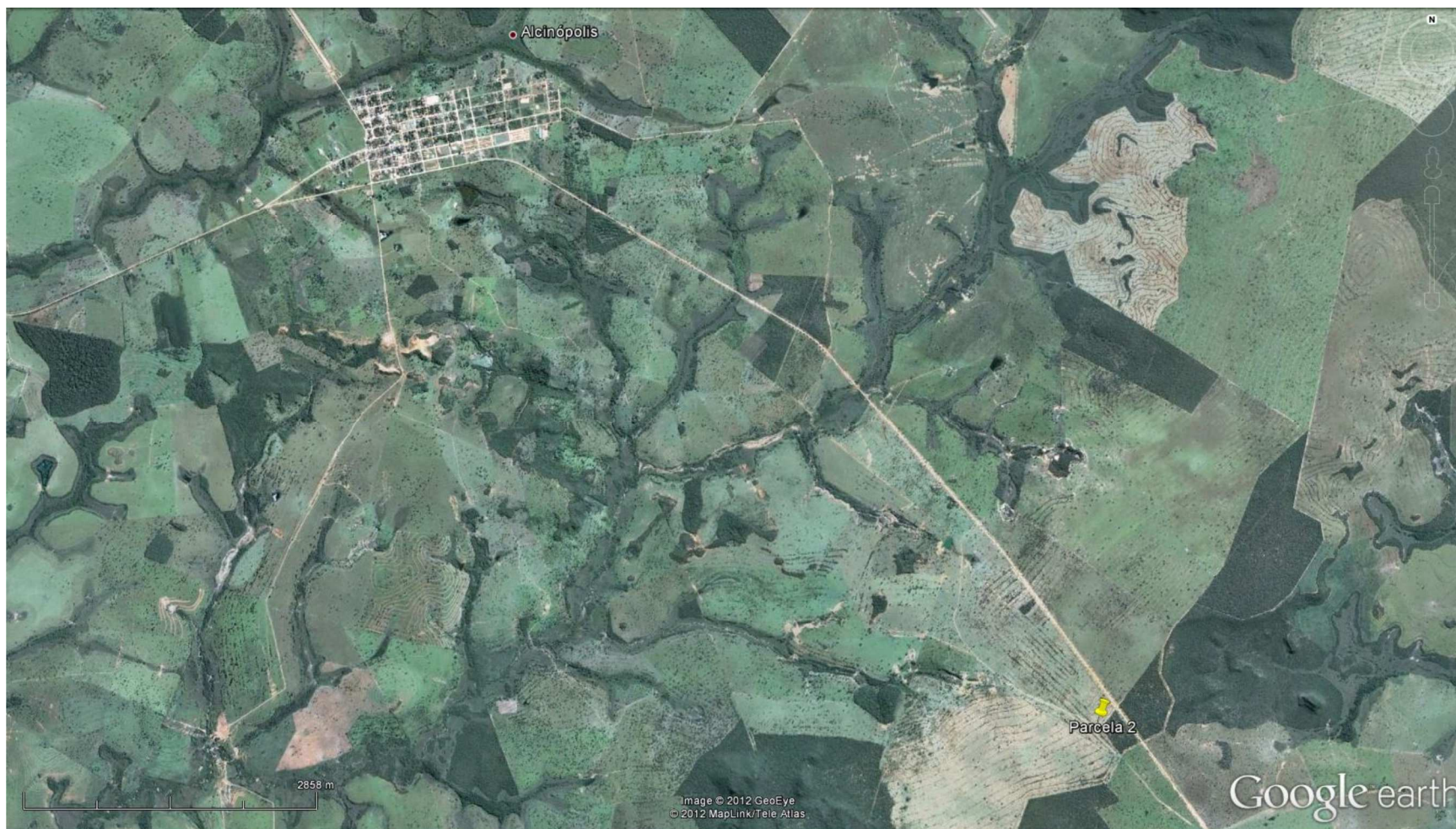


Imagem de satélite com a localização da parcela 2.

Fonte: Google Earth.



Imagem de satélite com a localização da parcela 3.

Fonte: Google Earth.



Imagem de satélite com a localização da parcela 5.

Fonte: Google Earth.



Imagem de satélite com a localização das parcelas 6, 8 e 9.

Fonte: Google Earth.

ANEXO 2



Parcela 1.



Parcela 2.



Parcela 3.



Parcela 4.



Parcela 5.



Parcela 6.



Parcela 7.

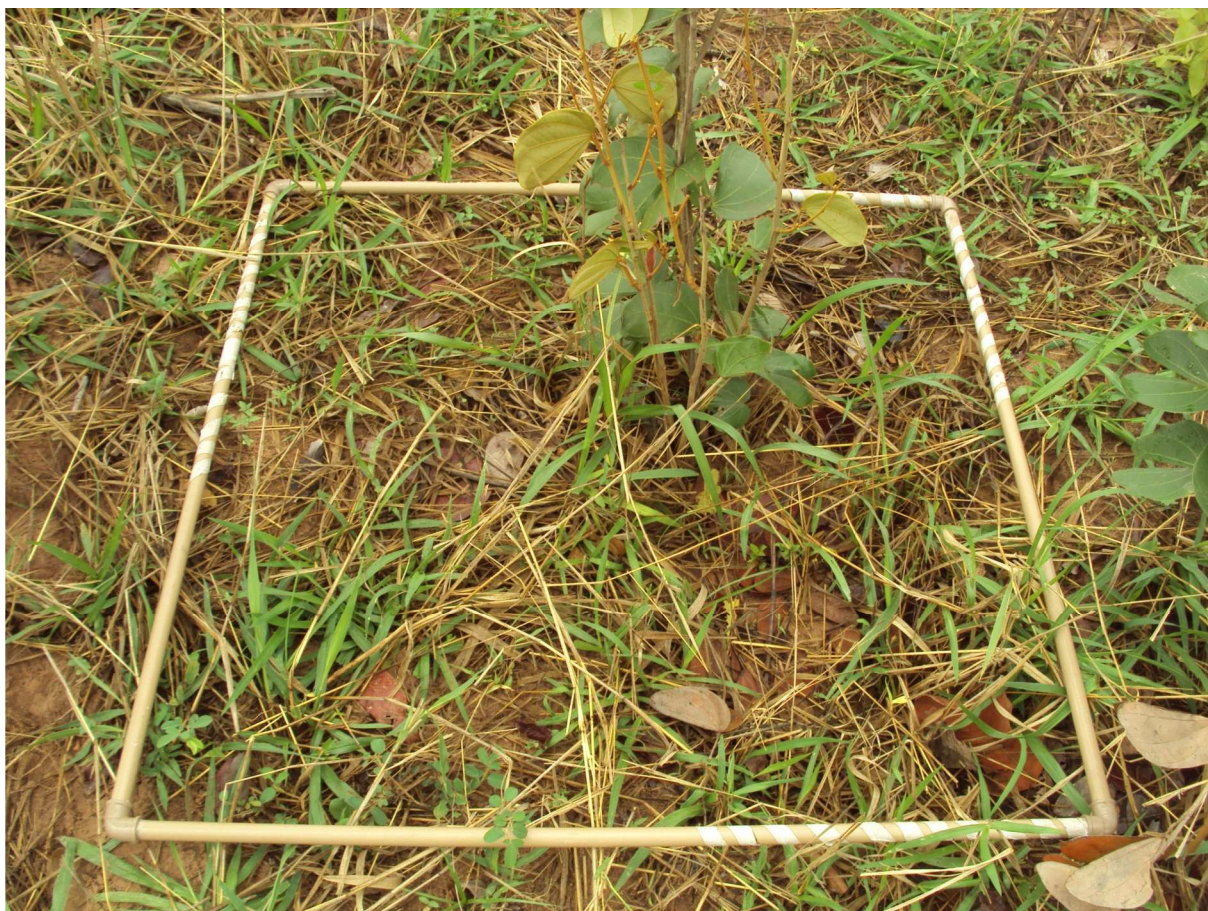


Parcela 8.



Parcela 9.

ANEXO 3



Quadrado de PVC de 1x1 m (um m²).

ANEXO 4



Rugosímetro mecânico (Perfilômetro) de hastes.

ANEXO 5

Granulometria (areia em duas frações) e teores de carbono e matéria orgânica nas parcelas.

Parcela	Profundidade (cm)	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Areia total (%)	Silte (%)	Argila (%)	C (%) LECO-412	MO (%) LECO-412
1	0 - 5	62,86	31,81	94,67	0,42	4,91	0,509	0,88
	5 - 10	57,11	37,34	94,45	0,49	5,06	0,378	0,65
	10 - 20	63,71	31,04	94,75	0,57	4,68	0,425	0,73
	60 - 80	60,12	33,42	93,54	0,91	5,55	0	0,00
2	0 - 5	60,04	35,02	95,06	1,10	3,84	0,627	1,08
	5 - 10	59,04	37,84	96,88	0,06	3,06	0,344	0,59
	10 - 20	60,83	36,17	97,00	0,69	2,31	0,311	0,54
	60 - 80	60,93	35,93	96,76	0,02	3,22	0,0418	0,07
3	0 - 5	80,97	14,75	95,72	0,28	4,00	0,576	0,99
	5 - 10	74,30	21,25	95,55	0,19	4,26	0,363	0,63
	10 - 20	72,84	23,05	95,89	0,30	3,75	0,158	0,27
	60 - 80	77,12	19,09	96,21	0,86	2,94	0,0791	0,14
4	0 - 5	11,58	80,90	92,48	1,61	5,91	0,668	1,15
	5 - 10	7,65	85,74	93,39	1,72	4,89	0,457	0,79
	10 - 20	6,05	87,45	93,50	1,63	4,87	0,322	0,56
	60 - 80	5,64	85,45	91,09	1,93	6,98	0,103	0,18
5	0 - 5	40,64	44,67	85,31	6,34	8,35	0,981	1,69
	5 - 10	40,30	45,24	85,54	6,75	7,71	0,635	1,09
	10 - 20	38,86	46,13	84,99	7,56	7,45	0,472	0,81
	60 - 80	35,94	42,19	78,13	10,49	11,38	0,137	0,24
6	0 - 5	42,03	54,00	96,03	0,08	3,89	0,301	0,52
	5 - 10	38,47	56,42	95,38	1,06	3,56	0,374	0,64
	10 - 20	39,11	50,05	95,53	0,69	3,78	0,138	0,24
	60 - 80	44,30	50,00	94,30	0,70	5,00	0,0365	0,06
7	0 - 5	42,08	51,18	93,26	1,09	5,65	0,594	1,02
	5 - 10	44,94	48,32	93,26	1,09	5,65	0,578	1,00
	10 - 20	44,09	49,13	93,22	1,72	5,06	0,395	0,68
	60 - 80	39,35	53,23	92,58	1,52	5,90	0,22	0,38
8	0 - 5	25,02	63,05	88,07	5,47	6,46	0,477	0,82
	5 - 10	29,47	54,52	88,99	3,25	7,76	0,593	1,02
	10 - 20	26,46	61,51	87,97	5,04	6,99	0,472	0,81
	60 - 80	23,17	58,88	82,05	5,20	12,75	0,167	0,29
9	0 - 5	24,75	67,70	92,45	1,92	5,63	0,736	1,27
	5 - 10	23,22	69,16	92,38	1,65	5,97	0,764	1,32
	10 - 20	20,06	72,49	92,55	1,75	5,70	0,369	0,64
	60 - 80	12,54	73,74	91,28	0,88	7,84	0,0949	0,16

ANEXO 6

Potencial hidrogênio iônico (pH), alumínio (Al) e H + Al nas parcelas

Parcela	Profundidade (cm)	pH			Al		H+Al meq/100cm ³
		H ₂ O	KCl	CaCl ₂	mmolc/dm ³	mg/L	
1	0 - 5	4,93	6,42	4,27	1,50	13,50	2,80
	5 - 10	4,85	6,20	4,25	1,40	12,60	2,80
	10 - 20	4,88	6,47	4,22	2,20	19,80	2,90
	60 - 80	4,85	6,60	3,85	4,00	36,00	2,20
2	0 - 5	4,08	6,00	3,61	5,00	45,00	4,20
	5 - 10	3,78	6,08	3,50	6,00	54,00	3,80
	10 - 20	3,70	6,11	3,55	6,10	54,90	3,80
	60 - 80	4,01	6,65	3,79	5,00	45,00	2,10
3	0 - 5	4,06	6,00	3,87	5,00	45,00	4,20
	5 - 10	3,90	6,00	3,77	6,50	58,50	4,20
	10 - 20	3,99	6,30	3,90	5,80	52,20	3,10
	60 - 80	4,06	6,55	3,84	6,00	54,00	2,40
4	0 - 5	5,56	6,24	4,50	0,90	8,10	3,30
	5 - 10	5,17	6,22	4,08	3,40	30,60	3,40
	10 - 20	5,01	6,35	4,00	3,40	30,60	2,90
	60 - 80	4,78	6,37	3,64	8,00	72,00	2,90
5	0 - 5	4,67	6,00	4,14	2,40	21,60	4,20
	5 - 10	4,66	6,00	3,97	4,20	37,80	4,20
	10 - 20	4,34	5,99	3,75	6,70	60,30	4,20
	60 - 80	4,49	6,32	3,81	6,50	58,50	3,10
6	0 - 5	4,64	6,55	4,11	3,30	29,70	2,40
	5 - 10	4,38	6,45	4,13	4,00	36,00	2,60
	10 - 20	4,45	6,65	4,00	5,00	45,00	2,10
	60 - 80	4,38	6,75	3,69	6,50	58,50	1,90
7	0 - 5	4,30	6,05	3,92	5,00	45,00	4,00
	5 - 10	4,02	5,80	3,81	5,40	48,60	5,20
	10 - 20	4,00	5,90	3,73	6,50	58,50	4,70
	60 - 80	4,10	6,25	3,75	5,00	45,00	3,30
8	0 - 5	4,88	6,27	4,33	3,00	27,00	3,30
	5 - 10	4,88	6,30	4,23	2,60	23,40	3,10
	10 - 20	4,75	6,30	4,20	2,90	26,10	3,10
	60 - 80	4,30	6,00	3,66	13,50	121,50	4,20
9	0 - 5	4,83	6,30	4,28	2,00	18,00	3,10
	5 - 10	4,88	6,25	4,25	2,50	22,50	3,30
	10 - 20	4,52	6,00	3,99	5,40	48,60	4,20
	60 - 80	4,21	6,30	3,64	10,50	94,50	3,10

ANEXO 7

Teores de sódio (Na), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e zinco (Zn) nas parcelas.

Parcela	Profundidade (cm)	Na		Mn	Fe	Cu	Zn
		mmolc/dm ³	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	0 - 5	0,22	5,00	85,53	90,33	1,00	1,84
	5 - 10	0,26	6,00	73,63	105,10	1,89	1,57
	10 - 20	0,13	3,00	61,79	114,46	0,96	0,27
	60 - 80	0,17	4,00	21,46	61,86	1,07	0,12
2	0 - 5	0,13	3,00	11,57	67,11	0,66	0,64
	5 - 10	0,09	2,00	11,49	64,50	0,61	0,35
	10 - 20	0,09	2,00	11,83	80,72	0,51	0,27
	60 - 80	0,04	1,00	4,08	134,15	0,30	0,09
3	0 - 5	0,22	5,00	37,25	82,90	0,67	1,36
	5 - 10	0,22	5,00	26,28	105,73	0,70	0,55
	10 - 20	0,26	6,00	18,14	148,54	0,53	0,25
	60 - 80	0,17	4,00	6,84	154,67	0,71	0,258
4	0 - 5	0,26	6,00	82,94	37,92	0,76	2,22
	5 - 10	0,13	3,00	51,94	56,06	0,62	0,36
	10 - 20	0,09	2,00	41,36	66,90	0,60	0,2
	60 - 80	0,13	3,00	18,26	81,02	0,71	0,18
5	0 - 5	0,26	6,00	13,04	68,07	0,61	1,03
	5 - 10	0,17	4,00	6,21	109,82	0,61	0,4
	10 - 20	0,17	4,00	2,12	147,21	0,44	0,42
	60 - 80	0,26	6,00	1,45	161,92	0,77	0,26
6	0 - 5	0,43	10,00	47,91	29,77	0,57	0,49
	5 - 10	0,39	9,00	53,22	32,91	0,57	0,54
	10 - 20	0,22	5,00	34,48	48,07	0,36	0,35
	60 - 80	0,26	6,00	13,69	41,49	0,56	0,2
7	0 - 5	0,13	3,00	14,55	149,83	0,37	0,64
	5 - 10	0,17	4,00	19,72	166,09	1,04	0,92
	10 - 20	0,13	3,00	11,40	217,21	0,89	0,4
	60 - 80	0,09	2,00	7,41	214,70	0,73	0,18
8	0 - 5	0,43	10,00	70,65	131,72	0,84	0,94
	5 - 10	0,35	8,00	64,12	117,56	0,69	1,28
	10 - 20	0,39	9,00	63,41	129,02	1,03	0,78
	60 - 80	0,26	6,00	14,28	74,92	0,73	0,18
9	0 - 5	0,91	21,00	84,68	46,59	0,71	1,5
	5 - 10	0,48	11,00	77,00	57,97	0,78	1,18
	10 - 20	0,35	8,00	50,28	63,17	0,60	0,78
	60 - 80	0,26	6,00	13,21	70,13	0,48	0,23

ANEXO 8

Teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P) e potássio (K) nas parcelas.

Parcela	Profundidade (cm)	Ca		Mg		P	K	
		mmolc/dm ³	mg/L	mmolc/dm ³	mg/L	mg/L	mmolc/dm ³	mg/L
1	0 - 5	7,69	154,01	4,85	58,87	16,43	1,64	64,00
	5 - 10	5,87	117,67	3,74	45,43	6,36	1,31	51,00
	10 - 20	4,72	94,59	3,29	40,01	2,53	0,85	33,00
	60 - 80	1,78	35,77	0,47	5,68	1,72	1,23	48,00
2	0 - 5	3,48	69,67	1,69	20,57	6,83	0,74	29,00
	5 - 10	2,50	50,03	0,67	8,09	3,34	0,46	18,00
	10 - 20	2,19	43,89	0,40	4,86	3,00	0,21	8,00
	60 - 80	1,74	34,83	0,18	2,14	0,99	traços	traços
3	0 - 5	4,64	92,94	1,71	20,78	23,54	0,41	16,00
	5 - 10	2,35	47,18	0,37	4,45	7,56	0,21	8,00
	10 - 20	2,17	43,48	0,20	2,44	2,66	0,10	4,00
	60 - 80	1,84	36,91	0,17	2,10	2,19	traços	traços
4	0 - 5	8,40	168,31	8,35	101,42	4,75	2,56	100,00
	5 - 10	5,26	105,33	4,71	57,26	1,39	1,00	39,00
	10 - 20	4,97	99,63	4,00	48,54	1,19	0,67	26,00
	60 - 80	1,89	37,85	1,89	22,93	0,99	0,79	31,00
5	0 - 5	5,92	118,62	4,11	49,97	5,82	2,18	85,00
	5 - 10	3,81	76,36	1,94	23,57	2,26	1,62	63,00
	10 - 20	2,60	52,11	0,78	9,42	11,93	0,95	37,00
	60 - 80	1,79	35,92	0,11	1,36	11,59	0,08	3,00
6	0 - 5	6,37	127,66	2,97	36,13	3,40	1,90	74,00
	5 - 10	8,06	161,52	3,48	42,30	2,60	1,28	50,00
	10 - 20	5,80	116,32	3,24	39,35	1,86	0,79	31,00
	60 - 80	2,21	44,19	1,20	14,56	1,93	0,41	16,00
7	0 - 5	3,51	70,32	2,66	32,37	5,08	0,72	28,00
	5 - 10	5,62	112,71	1,39	16,91	4,54	0,56	22,00
	10 - 20	2,61	52,28	0,47	5,72	5,62	0,18	7,00
	60 - 80	1,85	37,14	0,13	1,62	1,39	traços	traços
8	0 - 5	6,17	123,63	6,67	81,10	2,66	4,15	162,00
	5 - 10	6,96	139,39	6,85	83,19	3,81	2,51	98,00
	10 - 20	6,67	133,57	7,19	87,39	3,27	1,74	68,00
	60 - 80	2,17	43,44	2,51	30,44	2,13	0,82	32,00
9	0 - 5	9,66	193,64	5,86	71,22	26,36	2,77	108,00
	5 - 10	7,07	141,67	3,83	46,49	22,80	2,62	102,00
	10 - 20	7,51	150,55	2,21	26,83	5,75	1,05	41,00
	60 - 80	2,81	56,29	0,68	8,21	1,99	0,77	30,00

ANEXO 9

Densidade de partículas nas parcelas.

Parcela	Profundidade (cm)	Densidade de partículas	
		Kg/m ³	g/cm ³
1	0 - 5	2.628,12	2,628
	5 - 10	2.659,50	2,660
	10 - 20	2.558,87	2,559
	60 - 80	2.593,21	2,593
2	0 - 5	2.594,05	2,594
	5 - 10	2.664,58	2,665
	10 - 20	2.595,20	2,595
	60 - 80	2.631,58	2,632
3	0 - 5	2.661,95	2,662
	5 - 10	2.528,56	2,529
	10 - 20	2.562,15	2,562
	60 - 80	2.561,70	2,562
4	0 - 5	2.770,60	2,771
	5 - 10	2.592,31	2,592
	10 - 20	2.732,40	2,732
	60 - 80	2.660,65	2,661
5	0 - 5	2.591,14	2,591
	5 - 10	2.593,00	2,593
	10 - 20	2.592,87	2,593
	60 - 80	2.558,04	2,558
6	0 - 5	2.561,38	2,561
	5 - 10	2.560,33	2,560
	10 - 20	2.528,59	2,529
	60 - 80	2.594,23	2,594
7	0 - 5	2.628,49	2,628
	5 - 10	2.561,05	2,561
	10 - 20	2.739,73	2,740
	60 - 80	2.630,47	2,630
8	0 - 5	2.624,70	2,625
	5 - 10	2.589,88	2,590
	10 - 20	2.524,90	2,525
	60 - 80	2.586,03	2,586
9	0 - 5	2.557,06	2,557
	5 - 10	2.590,09	2,590
	10 - 20	2.495,78	2,496
	60 - 80	2.593,87	2,594

ANEXO 10

Granulometria do solo (areia em cinco frações) nas parcelas.

Parcela	Profundidade (cm)	Granulometria (%)							
		AMG	AG	AM	AF	AMF	AT	Silte	Argila
1	0 - 5	0	4,9	47,6	32,6	8,3	93,4	1,75	4,85
	5 - 10	0	2,7	40,5	37,5	12,9	93,6	2,00	4,40
	10 - 20	0	3,0	39,6	38,4	11,9	92,9	2,15	4,95
	60 - 80	0	3,0	42,7	37,1	9,3	92,1	2,50	5,40
2	0 - 5	0	5,6	44,3	31,4	14,3	95,6	1,60	2,80
	5 - 10	0	5,0	51,1	30,0	10,2	96,3	1,30	2,40
	10 - 20	0	5,6	43,7	32,6	14,4	96,3	1,15	2,55
	60 - 80	0	3,3	43,2	34,4	14,9	95,8	1,45	2,75
3	0 - 5	0	11,3	59,9	14,3	6,5	92,0	5,20	2,80
	5 - 10	0	9,7	56,5	18,5	10,0	94,7	1,80	3,50
	10 - 20	0	8,9	67,1	15,5	4,7	96,2	1,10	2,70
	60 - 80	0	11,3	58,8	17,6	7,2	94,9	1,70	3,40
4	0 - 5	0	0	2,0	55,3	34,0	91,3	2,65	6,05
	5 - 10	0	0	1,4	56,2	34,7	92,3	2,30	5,40
	10 - 20	0	0	1,8	53,9	35,8	91,5	3,05	5,45
	60 - 80	0	0	1,1	53,0	35,4	89,5	3,35	7,15
5	0 - 5	0	2,9	27,9	32,1	20,7	83,6	9,40	7,00
	5 - 10	0,6	1,8	27,5	34,0	20,3	84,2	7,80	8,00
	10 - 20	0	2,8	28,0	31,9	20,5	83,2	8,65	8,15
	60 - 80	0	1,8	23,2	29,7	22,8	77,5	12,35	10,15
6	0 - 5	0	0	33,9	24,9	36,1	94,9	2,15	2,95
	5 - 10	0	0	27,3	26,3	40,5	94,1	2,70	3,20
	10 - 20	0	0	28,9	25,9	40,0	94,8	1,85	3,35
	60 - 80	0	0	39,7	30,9	24,5	95,1	2,10	2,80
7	0 - 5	0	6,7	28,1	41,1	16,9	92,8	3,10	4,10
	5 - 10	0	5,3	26,8	42,0	17,2	91,3	3,45	5,25
	10 - 20	0	6,4	24,4	41,6	19,5	91,9	3,20	4,90
	60 - 80	0	4,7	23,3	43,6	19,0	90,6	4,05	5,35
8	0 - 5	0	0	19,4	28,8	38,6	86,8	6,10	7,10
	5 - 10	0	0	18,9	31,0	37,6	87,5	6,10	6,40
	10 - 20	0	0,7	17,1	28,8	40,1	86,7	6,15	7,15
	60 - 80	0	0	18,0	26,6	35,7	80,3	7,00	12,70
9	0 - 5	0	0	12,4	35,1	43,5	91,0	3,35	5,65
	5 - 10	0	0	12,2	33,5	45,2	90,9	3,80	5,30
	10 - 20	0	0	12,0	35,5	44,1	91,6	2,40	6,00
	60 - 80	0	0	10,4	31,1	49,8	91,3	2,40	6,30