



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO PARÁ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

DIEGO BENVINDO OLIVEIRA SANTOS

**APLICAÇÃO DA RUSLE A UMA PEQUENA BACIA
HIDROGRÁFICA DA AMAZÔNIA**

**BELÉM
2013**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO PARÁ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

DIEGO BENVINDO OLIVEIRA SANTOS

**APLICAÇÃO DA RUSLE A UMA PEQUENA BACIA
HIDROGRÁFICA DA AMAZÔNIA**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO
PROGRAMA DE PÓS-
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL COMO REQUISITO À
OBTENÇÃO DE TÍTULO DE
MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

ORIENTADOR:
Prof. Claudio José Cavalcante Blanco, Ph.D.

BELÉM
2013

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

Santos, Diego Benvindo Oliveira , 1988-
Aplicação da rusle a uma pequena bacia
hidrográfica da amazônia / Diego Benvindo
Oliveira Santos. - 2013.

Orientador: Cláudio José Cavalcante
Blanco;

Coorientador: José Júlio Ferreira Lima.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
do Pará, Instituto de Tecnologia, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil, Belém, 2013.

1. Erosão - Capitão Poço (PA). 2. Equação
Universal de Perda de Solo. 3. Sistemas de
informação geográfica. 4. Bacias hidrográficas -
Capitão Poço (PA). I. Título.

CDD 23. ed. 627.5



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO PARÁ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

DIEGO BENVINDO OLIVEIRA SANTOS

**APLICAÇÃO DA RUSLE A UMA PEQUENA BACIA
HIDROGRÁFICA DA AMAZÔNIA**

Resultado:

em: ____ / ____ / ____.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Claudio José Cavalcante Blanco
Orientador / UFPA

Dr. José Júlio Ferreira Lima
Orientador / UFPA

Dr. André Augusto Azevedo Montenegro Duarte
Membro interno / UFPA

Dr. Marco Valério de Albuquerque Vinagre
Membro externo / UNAMA

BELÉM
2013

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por todo apoio nas decisões que tomei, também pela contínua cobrança do término do mestrado que ajudaram a seguir em frente em momentos que estava desanimado. Essa também é uma vitória deles **Antônio Benvindo Sousa Santos e Sígla Maria de Oliveira Santos**, obrigado por tudo.

Agradeço ao minha namorada **Juliana Vieitas Valente** que da mesma forma me incentivou a estudar, me ajudando em momentos que as coisas não andavam, além de me ajudar a relaxar quando o estresse já era grande. Também agradeço a todos os meus amigos pelas horas de descontração, em especial ao **Fernando Pina** e **Yuri Rebêlo** que me acompanharam durante as coletas de campo em território “amigável”.

Agradeço ao meu “ex/co orientador” **José Júlio Ferreira Lima** por me ajudar a realizar uma pesquisa mais viável dentro do escopo do mestrado e, principalmente, pela paciência e tolerância quanto aos deveres, que nem sempre cumpri, como orientado. Também dedico esta vitória ao meu orientador **Cláudio José Cavalcante Blanco**, por ter me aceitado como orientando nos momentos finais do mestrado, o qual sem a orientação científica e comprometimento com a pesquisa, a conclusão desse mestrado não seria possível.

Agradeço também aos meus amigos da Embrapa Amazônia Oriental, em especial ao pesquisador **Orlando Watrin**, os quais me auxiliaram em momentos essenciais da pesquisa, estavam sempre disponíveis a me ajudar no que fosse possível, provendo ideias e ajudando a encontrar soluções.

Por fim, agradeço a todos que compartilharam dessa etapa da minha vida um importante avanço no âmbito pessoal e profissional, onde espero ter contribuído com todos assim como contribuíram comigo.

RESUMO

A Amazônia vem sofrendo severas mudanças provocadas por atividades antrópicas, dentre as quais se destaca a transformação de áreas de floresta em áreas de uso agropecuário, resultando na intensificação dos processos erosivos. A erosão, com destaque ao arraste de partículas pelo escoamento superficial, causa redução da fertilidade do solo, prejudicando a produtividade agrícola, além de impactar a qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais, fato agravado pelo forte regime pluviométrico e solos naturalmente pobres da região. Nesse contexto, o conhecimento dos processos erosivos, através da utilização de modelos matemáticos para predição da perda de solo, auxilia na determinação de práticas de manejo para o uso sustentável dos recursos naturais. A presente pesquisa buscou avaliar a aplicabilidade do modelo empírico RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) na região, o qual considera a interação entre a energia da chuva, as características de solo e relevo, assim como os usos e manejos praticados. A pesquisa aplicou a RUSLE no trecho superior da bacia do igarapé da Prata, com uma área aproximada de 37 km², que fica localizada no município de Capitão Poço/PA, aproximadamente 160 km da capital Belém, na Meso Região Nordeste Paraense. A metodologia empregada constou da construção de uma base de dados georreferenciada, formada a partir de fontes públicas, que passaram por adequações para inserção no ambiente SIG, que quando combinados permitiram a geração de um mapa de perda de solo da área de estudo. A pequena bacia do igarapé da Prata apresentou valores da perda de solo que variaram entre 0,004 e 72,48 t/ha.ano, com uma média de 5,12 e desvio padrão de 6,97, onde aproximadamente 12% de sua área total apresentam riscos ambientais devido aos processos erosivos. E o percentual restante, para não sofrer riscos, depende de boas práticas conservacionistas.

Palavras-chave: Perda do solo; Erosão; RUSLE; SIG; Pequenas bacias hidrográficas da Amazônia.

ABSTRACT

The Amazon is experiencing severe changes due to anthropogenic activities, among which the transformation of forested land into areas for agricultural use stand out, intensifying erosion processes. Erosion, especially the drag of particles by runoff, causes a reduction of soil fertility impairing agricultural productivity and impacting the quality and quantity of surface water resources, a fact compounded by strong rainfall and naturally poor soils in the region. In this context, knowledge of erosion processes, such as through the use of mathematical models for predicting soil loss helps in determining management practices for sustainable use of natural resources. This study aimed to evaluate the applicability of the empirical model RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) in the region, which considers the interaction between the rain energy, soil and topography characteristics, as well as the uses and management practiced. This research applied the RUSLE in the upper basin of the *Igarapé da Prata* stream, with an approximate area of 37 km², located in the municipality of Capitão Poço, Pará, Brazil, approximately 160 km from the capital Belém, in Pará Northeast region. This research also consisted in the construction of a geo-referenced database made from public sources; such data passed through adaptations for insertion into the environment of the ArcGIS to quantify the parameters of RUSLE, which when combined allowed the generation of a map of soil loss for the study area. The small upper basin of *Igarapé da Prata* presented soil loss values ranging between 0.004 and 72.48 t/ha year, with an average value of 5.12 and a standard deviation of 6.97, where approximately 12% of its total area presents environmental risks due to erosive processes.

Keywords: Soil loss; Erosion; RUSLE; GIS; Amazon small catchments.

LISTA DE SIGLAS

AHP – *Analytic Hierarchy Process*

ANA – Agência Nacional de Águas

ANSWERS – *Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation*

APPs – Áreas de Proteção Permanente

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Naturais

CREAMS – *Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*

DMP – Diâmetro Médio Ponderado das Partículas

El₃₀ – Índice de Erosão

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MDE – Modelo Digital de Elevação

MFI – Índice de Fournier Modificado

MUSLE – *Modified Universal Soil Loss Equation*

NASA – *National Aeronautics and Space Administration*

NCSL – *Non Cumulative Slope Length*

RUSLE – *Revised Universal Soil Loss Equation*

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

SSSA – *Soil Science Society of America*

TPS – Tolerância a Perda de Solo

USLE – *Universal Soil Loss Equation*

WEPP – *Water Erosion Prediction Project*

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: CICLO HIDROLÓGICO. FONTE: USGS (2013).....	17
FIGURA 2: NOMOGRAMA DE WICHMEIER E SMITH (1978). FONTE: ADAPTADO POR DOMINGOS (2006).....	27
FIGURA 3: MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	33
FIGURA 4: MAPA DE SOLOS. FONTE: ADAPTADO DE SEMA (2010).....	35
FIGURA 5: MAPA DE GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA. FONTE: ADAPTADO DE CPRM (2008).	38
FIGURA 6: MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE). FONTE: ADAPTADO DE JARVISET AL. (2008).....	40
FIGURA 7: MAPA DE DECLIVIDADES. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.	41
FIGURA 8: MAPA DE USO E COBERTURA DA TERRA. FONTE: ADAPTADO DE EMBRAPA E INPE (2013).....	42
FIGURA 9: MAPA DE REGIÕES HOMOGÊNEAS DO FATOR ENÉRGICO DA CHUVA. FONTE: SILVA (2001 APUD SILVA, 2004).	45
FIGURA 10: ÍNDICE DE ERODIBILIDADE DA CHUVA NO BRASIL. FONTE: SILVA (2004).....	47
FIGURA 11: MAPA DO FATOR DE ERODIBILIDADE R NO BRASIL. FONTE: OLIVEIRA ET AL. (2012).	48
FIGURA 12: FLUXOGRAMA DE PROCESSAMENTO DO MDE PARA CÁLCULO DO LS. FONTE: ADAPTADO DE VAN REMORTEL ET AL. (2001).....	50
FIGURA 13: MAPA DO FATOR LS PARA REGIÃO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.	58
FIGURA 14: MAPA DO FATOR C PARA ÁREA DE ESTUDO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	59
FIGURA 15: MAPA DE PERDA DE SOLO DA ÁREA DE ESTUDO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	61
FIGURA 16: EROÇÃO HÍDRICA EM RELAÇÃO À TOLERÂNCIA DA PERDA DE SOLO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	63

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: MODELOS DE EROÇÃO DO SOLO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.	24
TABELA 2: FREQUÊNCIA DA CHUVA EM CAPITÃO POÇO-PA, ENTRE 1980 E 2000. FONTE: PACHECO E BASTOS (2002).	35
TABELA 3: CARACTERÍSTICAS DO LATOSSOLO AMARELO NA REGIÃO. FONTE: MARTINS (1987).	36
TABELA 4: EQUAÇÕES PARA ESTIMAR O FATOR ENERGÉTICO DA CHUVA DAS REGIÕES HOMOGÊNEAS. FONTE: SILVA (2001 APUD 2004).	46
TABELA 5: EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DO EI ADOTAS NO ESTUDO. FONTE: ADAPTADA DE SILVA (2001 APUD SILVA 2004) E OLIVEIRA ET AL (2012). ...	46
TABELA 6: VALORES DE C PARA DISTINTAS CLASSES DE USO DA TERRA. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA..	52
TABELA 7: CLASSES DE PERDA DE SOLO. FONTE: VIEIRA (2008).	53
TABELA 8: VALORES DE R EM FUNÇÃO DAS EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVAS. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.	56
TABELA 9: RESULTADO DO FATOR K PARA ÁREA DE ESTUDO. FONTE: GOMIDE (2012).	57
TABELA 10: CLASSES DE PERDA DE SOLO NA ÁREA DE ESTUDO. FONTE: ADAPTADO DE VIEIRA (2008).	62

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	12
1.1 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	13
1.2 OBJETIVOS	14
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	15
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 EROÇÃO	16
2.1.1 CICLO HIDROLÓGICO E EROÇÃO HÍDRICA	16
2.1.2 EROÇÃO NA AMAZÔNIA	19
2.2 GEOPROCESSAMENTO E SIG	21
2.2.1 USO DO SIG EM MODELOS DE EROÇÃO	22
2.3 MODELOS DE EROÇÃO	23
2.3.1 RUSLE	25
CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1 ÁREA DE ESTUDO	32
3.1.1 LOCALIZAÇÃO	32
3.2 BASE DE DADOS	34
3.2.1 CLIMA	34
3.2.2 SOLOS	35
3.2.3 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA	36
3.2.4 RELEVO (MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO)	39
3.2.5 USO E COBERTURA DA TERRA	41
3.3 APLICAÇÃO DA RUSLE	44
3.3.1 FATOR DE EROSIVIDADE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DA CHUVA (R)	44
3.3.2 FATOR DE ERODIBILIDADE DO SOLO (K)	48
3.3.3 FATOR DO COMPRIMENTO E DECLIVIDADE DAS ENCOSTAS (L E S)	49
3.3.4 FATOR DO USO E COBERTURA DA TERRA (C) E PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS (P)	52
3.3.5 A PERDA DE SOLO (A) ADEQUADA AO AMBIENTE SIG	53
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 RESULTADOS DOS FATORES DA RUSLE	55
4.1.1 FATOR R	55
4.1.2 FATOR K	56
4.1.3 FATOR LS	57
4.1.4 FATORES C E P	59
4.2 PERDA DE SOLO NA BACIA DO IGARAPÉ DA PRATA	60
CAPÍTULO 5 CONCLUSÃO	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

Capítulo 1 - Introdução

Nas últimas décadas vem ganhando importância à consciência da interdependência entre sociedade, economia e ambiente, temas como o desenvolvimento sustentável, uso racional dos recursos naturais e os serviços ambientais passam a ser o foco de discussões técnico-científicas, assim como de políticas públicas. As discussões atuais sobre problemas relacionados ao meio ambiente e sobre o futuro do planeta têm ressaltado cada vez mais a necessidade de se conservar os recursos geológicos, pedológicos, hídricos, atmosféricos e biológicos.

O solo suporta toda cobertura vegetal e a vida nela existente, além de ser uma das maiores fontes de energia para a vida terrestre (Bertoni e Lombardi Neto, 2012), sendo elemento essencial no planejamento de bacias hidrográficas e nas atividades agrícolas. Entretanto, processos desordenados de ocupação e uso da terra, associados ao manejo inadequado do solo, provocam diversos problemas ambientais, dentre eles a acentuação dos processos erosivos.

A erosão do solo causada pelo escoamento superficial é a forma mais importante de erosão na maior parte do planeta (Zachar, 1992). Segundo Ritchie *et al.* (2003) estudos estimam que 80% das áreas agrícolas mundiais sofrem processos erosivos de moderados a severos. A perda de solo por erosão causa redução da fertilidade do solo, prejudicando a produtividade agrícola, além de impactar a qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais.

O conhecimento antecipado do potencial de erosão de um solo em área pré-estabelecida pode direcionar a atividade humana no sentido de um uso e manejo sustentável dos recursos naturais ali contidos (Aquino *et al.*, 2007). Como parte do estudo de controle da erosão, a quantificação da perda de solo

pelo escoamento superficial é importante não apenas para a identificação de áreas críticas, mas também para o planejamento conservacionista regional (Mello *et al.*, 2005). Para Hickey *et al.* (2005) e Bonilla *et al.* (2010), a medição efetiva dos processos erosivos auxilia na identificação e alocação de projetos voltados a reduzir a erosão, recuperando a produtividade do solo, assim como na identificação de áreas voltas para conservação e pesquisa.

Métodos convencionais para quantificação de sedimentos *in-loco* são complexos, envolvendo muitos fatores, de forma que quantificações precisas demandam custos elevados e muito tempo. Portanto, a utilização de modelos hidrossedimentológicos estimadores da erosão visa atenuar estas limitações, simulando a interação entre os diversos fatores naturais envolvidos. Dentre os modelos existentes, destaca-se a RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) proposto por Renard *et al.* (1997), amplamente utilizado no meio científico, que considera a interação entre a energia da chuva, as características de solo e relevo, assim como os usos e manejos praticados.

A utilização do modelo RUSLE, ainda que simplifique as estimativas de erosão, necessita da introdução de diversas informações básicas das características ambientais da área estudada. Nesse sentido, a integração com Sistemas de Informação Geográficos (SIG) é fundamental, provendo os dados necessários, assim como dispendo os resultados em mapas, o que facilita a identificação das áreas sobre maior impacto ou risco (Yusof e Baban, 1999).

1.1 Justificativa e Relevância

A região amazônica, considerando a Amazônia Legal, abrange nove estados brasileiros com 59% do território nacional com aproximadamente 12% da população total brasileira (IBGE, 2010), ainda, engloba o maior ecossistema e bacia hidrográfica mundial. Porém, esse cenário vem sofrendo severas mudanças por atividades antrópicas, dentre essas mudanças, destaca-se a

transformação de áreas de floresta em áreas de cultivos agropecuários, que já representam aproximadamente 36% da sua área total (INPE e EMBRAPA, 2013).

O Pará está entre os estados com maior expansão destes usos, apresentando um crescimento de 76% de área cultivada de 1990 a 2011, totalizando aproximadamente um milhão de hectares plantados (Santos *et al.*, 2013). Ademais, estudos como de Alves (2007) e Almeida *et al.* (2010) comprovam a intensa ocupação da região leste do Estado, onde se encontra a área de estudo.

Nesse contexto, é essencial melhor compreender o impacto das mudanças de uso da terra nos padrões de erosão hídrica no ambiente amazônico, principalmente considerando o cenário de intensificação das atividades antrópicas em um ecossistema marcado pelo intenso regime pluvial e solos naturalmente pobres.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a aplicabilidade do modelo empírico RUSLE, em ambiente SIG, na região amazônica, tendo como estudo de caso: a pequena bacia hidrográfica do igarapé da Prata em Capitão Poço – PA.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Analisar o modelo RUSLE em ambiente SIG;
- Avaliar e determinar os parâmetros do modelo para a área de estudo;
- Aplicar o modelo RUSLE, em ambiente SIG, à pequena bacia hidrográfica do igarapé da Prata;
- Gerar mapa para avaliação de perda do solo da área de estudo.

1.3 Estrutura da Dissertação

A pesquisa apresenta-se em cinco Capítulos e se inicia contemplando a importância da erosão na relação das atividades humanas e meio ambiente, também aborda brevemente a utilização de modelos para erosão e de sistemas de informação geográfica. Ainda, apresenta a razão da realização da pesquisa e os objetivos da mesma.

O segundo Capítulo refere-se à revisão bibliográfica dos conceitos e definições de erosão e SIG, assim como apresenta alguns dos modelos de erosão existentes, dando destaque para o modelo utilizado nesta pesquisa.

O terceiro Capítulo aborda a descrição da área de estudo, juntamente com o levantamento de dados para esta, e as metodologias empregadas para aplicação da RUSLE.

O quarto Capítulo apresenta os resultados da pesquisa e discute a perda de solo na área de estudo.

O quinto Capítulo aborda as conclusões da pesquisa, avaliando a aplicabilidade do modelo e a necessidade de trabalhos futuros e complementares.

Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica

2.1 Erosão

O termo erosão, segundo Zachar (1982), originou-se do latim do verbo *erodere* (escavar) e nas ciências ambientais define-se erosão como sendo o processo de desprendimento e/ou desgaste e transporte de partículas pela ação da água, vento ou gelo, incluindo arraste gravitacional (Veiga *et al.*, 1994).

Para Carvalho (1994), Bigarella (2003) e Silva *et al.* (2004), a erosão pode ser classificada em dois grandes grupos, natural e acelerada. A erosão natural se processa pelo desgaste da superfície da terra por água, gelo ou outros agentes naturais, sob condições correspondentes em termos de clima e vegetação, estabelecendo-se o ciclo natural de erosão (Silva *et al.*, 2004). Enquanto a erosão acelerada, ou antrópica, é entendida como o processo de desprendimento e arraste “acelerado” das partículas do solo, causado pela água e/ou vento e constitui, sem dúvida, a principal causa do depauperamento acelerado das terras (Silva *et al.*, 2004; Bertoni e Lombardi Neto, 2012).

A ação antrópica caracteriza-se como o principal fator na deflagração dos processos erosivos acelerados, conforme Silva (2008), este processo se constitui pela ruptura do equilíbrio natural existente no solo, no qual forças advindas de fatores climáticos são suficientes para desequilibrar esse sistema, associadas às condições do terreno sobre o qual estes fatores incidem.

2.1.1 Ciclo hidrológico e erosão hídrica

O ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado principalmente pela energia solar, associado à gravidade e à rotação terrestre. É o elemento fundamental da hidrologia, uma vez que representa a água em fases distintas e

independentes, desde a ocorrência de precipitações até seu retorno à atmosfera sob a forma de vapor (Tucci, 1998).

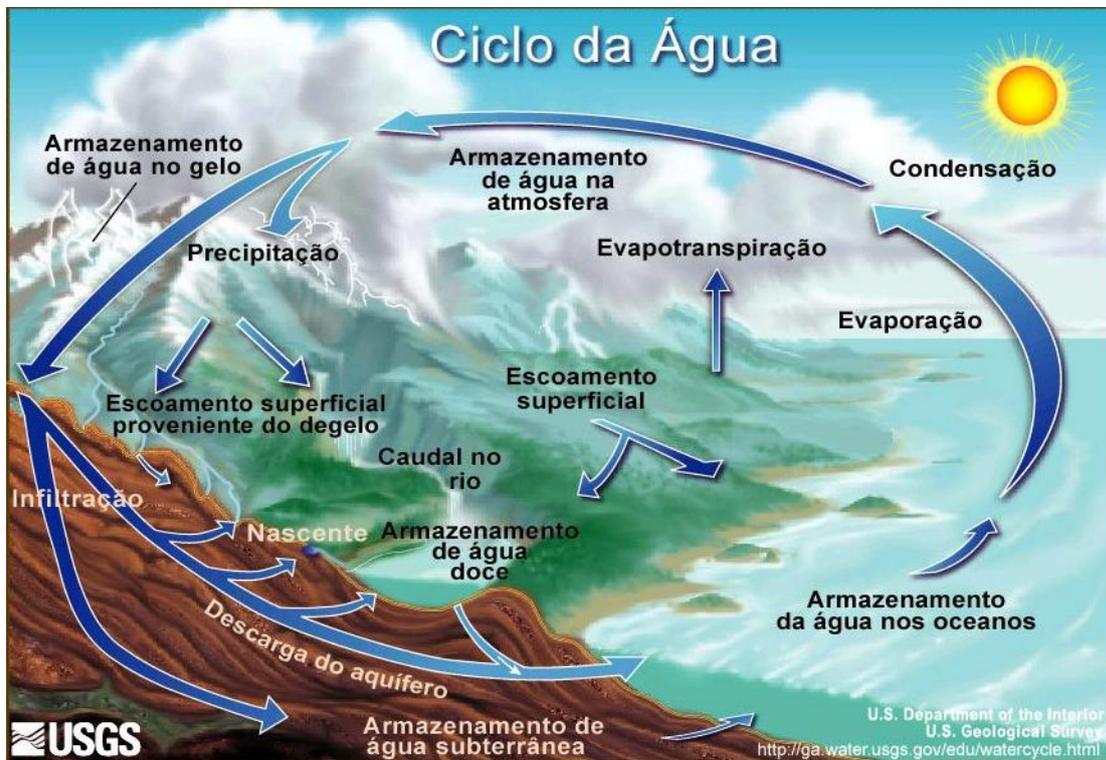


Figura 1: Ciclo Hidrológico. Fonte: USGS (2013).

Parte da precipitação não atinge o solo, devido à evaporação durante a queda ou pode ficar retida pela vegetação, no processo de interceptação pela cobertura vegetal. A parte que atinge o solo pode infiltrar ou escoar sobre a superfície, ou evaporar diretamente do solo ou através das plantas. Quando a intensidade de precipitação excede a capacidade de infiltração do solo, a água escoar superficialmente. Primeiramente, são preenchidas as depressões do terreno e, em seguida, inicia-se o escoamento propriamente dito, ou seja, a água procura os canais naturais, que se concentram nos vales principais formando os rios, para finalmente dirigirem-se aos lagos, mares e oceanos (Pruski, 2006; Teixeira *et al.*, 2009).

Para Barros *et al.* (2009), o escoamento superficial, direto ou deflúvio, é a fase no ciclo hidrológico mais diretamente associada à erosão hídrica. Apesar do impacto das gotas de chuva desempenhar papel importante na desagregação

do solo, o escoamento superficial é que impulsiona o transporte de partículas enriquecidas em matérias orgânicas e nutrientes, que são as frações mais reativas do solo.

A erosão hídrica definida como o processo de desgaste da superfície terrestre pela ação da água, que destaca e remove o solo ou seu material geológico de origem de um ponto da superfície e o deposita em outro (Soil Science Society of America - SSSA, 2008). Dependendo da carga de sedimento e do volume e velocidade do escoamento, esse material pode ainda se depositar no leito dos corpos d'água (Avanzi *et al.*, 2008). Ainda, Dunne e Leopold (1978) expuseram que o volume de escoamento determina o poder erosivo e depende da quantidade de chuva precipitada, da capacidade de infiltração do solo e da capacidade de retenção do fluxo de água na superfície do solo.

Portanto, o solo é um testemunho dos processos evolutivos que moldam a paisagem. Porém, no momento em que a perda de solo excede a taxa natural, isso significa um processo erosivo acelerado que vai de encontro com a degradação do sistema, normalmente em razão de atividades antrópicas (Oliveira, 2011). Logo, o uso sustentável do solo exige o conhecimento das potencialidades e limitações dos componentes ambientais para subsidiar o planejamento das atividades produtivas e gerenciamento dos recursos naturais (Calderano Filho, 2003). Segundo Ranzini e Lima (2002) é essencial definir o potencial de uso e manejo florestal do solo pela avaliação da erosão hídrica, requerendo, primeiramente, o estudo das características hidrológicas da bacia hidrográfica, as quais envolvem aspectos de clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração (Cardoso *et al.*, 2006; Tonello *et al.*, 2006).

2.1.2 Erosão na Amazônia

No contexto da Amazônia Legal, o crescente processo de ocupação rural e urbana de forma desordenada, tem gerado impactos ambientais de difícil ou nenhuma solução. Alguns dos impactos ambientais como a mudança do uso e manejo do solo sobre as variáveis hidrológicas e erosivas são um pouco mais conhecidos. A expansão do desmatamento é um problema que cresce a cada ano e vem potencializando características naturais da região na ocorrência de processos erosivos de grande porte (Guerra *et al.*, 1998).

A cobertura vegetal representa o fator mais importante na dissipação da energia de impacto das gotas da chuva na superfície do solo, visto que pode evitar a desagregação de suas partículas (Foster, 1982). Ainda Foster (1982) argumenta que os resíduos vegetais em contato direto com a superfície do solo são muito eficazes na redução da carga de sedimentos no escoamento superficial ou enxurrada, pois, sob tal forma, eles formam uma intrincada rede filtrando os sedimentos em suspensão na enxurrada. Assim, a floresta desempenha importante papel na distribuição de energia e água na superfície, influenciando nos processos de interceptação, infiltração, escoamento superficial e erosão. A mudança da cobertura vegetal e o tipo de manejo do uso e ocupação do solo podem afetar o padrão do escoamento superficial e o aporte de sedimento em bacias hidrográficas.

Na Amazônia, os processos erosivos devidos às mudanças de uso e cobertura da terra têm seus impactos intensificados pelas características da região, onde a alta intensidade pluviométrica relativa ao clima tropical agrava a erosão de solos desprotegidos e os solos naturalmente pobres contendo, somente uma fina camada superficial de nutrientes, sofrem maiores perdas produtivas pela lixiviação (Salati e Vose, 1984; Vale Jr. *et al.*, 2011). Para Fearnside (1986) e Forsberg e Godoy (1989), a erosão do solo da Amazônia está diretamente ligada a questões socioeconômicas e ambientais que podem afetar

não só a manutenção da fertilidade do solo em sistemas agropastoris, como também a longevidade de sistemas hidrelétricos e o transporte de carbono para reservatórios globais marinhos.

Pereira (2000) corrobora essas afirmativas, mencionando que o escoamento superficial transporta, juntamente com as partículas do solo, nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que, além de causarem prejuízos diretos à produção agropecuária, causam a poluição dos recursos hídricos. Desta forma, num cenário em longo prazo, as perdas por erosão tendem a elevar os custos de produção, em vista da necessidade de aumento do uso de corretivos e fertilizantes e da redução no rendimento operacional das máquinas agrícolas, além de degradar consideravelmente os recursos hídricos da região.

O Professor Luiz Carlos Baldicero Molion, em entrevista ao Diário do Pará (Diário do Pará, 2012), comenta que o principal impacto resultante do desmatamento da Amazônia é a intensificação dos processos erosivos e, portanto, o uso da terra na região deve estar associado às técnicas e manejo para proteção do solo. Tem-se que 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; Bertolini e Lombardi Neto, 2012). Assim, definir a tolerância a perdas de solo para diferentes classes de solo possibilita uma melhor escolha de sistemas de manejo de solo, podendo ser utilizada como ferramenta para mitigar impactos ambientais com origem em processos erosivos. Segundo Nunes *et al.* (2012), esses dados podem tornar-se mecanismos para a proposição de práticas de gestão das atividades agropecuárias, turísticas, ou na criação e gestão de Unidade de Conservação, mostrando-se como importante instrumento de subsídio à tomada de decisões.

2.2 Geoprocessamento e SIG

A erosão hídrica, sendo um processo dirigido hidrológicamente, exige um conhecimento detalhado do relevo e dos processos físicos e biológicos que interferem no movimento da água para sua modelagem em sistemas complexos, como a hidrologia de bacias hidrográficas (Oliveira, 2011). Nos últimos anos, as análises geográficas e de modelagem da erosão hídrica tornaram-se mais acessíveis e rigorosas em decorrência dos avanços das técnicas de geoprocessamento e disseminação dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

O geoprocessamento demarca uma área do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento de informações geográficas (Liboset *al.*, 2003). Enquanto os Sistemas de Informação Geográfica, principal instrumento computacional do geoprocessamento, são definidos por Câmara e Medeiros (1998), como instrumentos computacionais que analisam dados geográficos a partir de um banco de dados georreferenciados, sendo capazes de armazenar, processar e gerar informações correlatas. Para Goodrich e Woohilser (1991 *apud* Liboset *al.*, 2003) essas ferramentas possibilitaram a evolução do conhecimento dos processos hidrológicos nas bacias em diversas escalas, dada à capacidade de integrar informações espaços-temporais voltada a um objeto específico integrando métodos e conhecimentos interdisciplinares.

As possibilidades de análises e cálculos do SIG permitem o monitoramento da cobertura vegetal e mudanças no uso do solo em uma grande variedade de escalas espaciais a partir da elaboração de mapas contendo dados qualitativos (solo, por exemplo) e quantitativos (como precipitação e relevo); além de reformulações e sínteses sobre os dados ambientais disponíveis, com grande potencial no estabelecimento de planos integrados de manejo e conservação do solo e da água (Shamsi, 2005; Benhadj *et al.*, 2007; Coelho, 2007).

2.2.1 Uso do SIG em modelos de erosão

A utilização do SIG na aplicação de modelos de erosão apresenta diversas vantagens, dentre as quais Alatorre e Bequíra (2009) citaram: o processamento de extensas bases de dados; a criação de cenários; a capacidade para mostrar a distribuição espacial dos resultados; e a visualização dos resultados, tanto de forma estática quanto cartográfica, como ao longo do tempo ou dinâmica, da área de estudo ou de um ponto específico. Bloise *et al.* (2001) destacou que o avanço das técnicas de geoprocessamento direcionou o desenvolvimento dos modelos de perda de solo, que necessitaram de adaptações para a substituição dos valores médios por valores distribuídos, ou seja, valores específicos para cada unidade de área (pixel).

Vários estudos utilizaram um conjunto diverso de planos de informação que foram cruzados dentro do ambiente SIG a fim de simplificar em mapas finais análises mais complexas, como feito por Sartori *et al.* (2011), o qual definiu áreas prioritárias à adequação do uso da terra na sub-bacia do Alto Rio Pardo, São Paulo, com auxílio da abordagem multicritério (AHP), cruzando dados de declividade, APPs, capacidade de uso e erodibilidade do solo. Oliveira *et al.* (2011) utilizando uma abordagem multicritério estimaram a vulnerabilidade natural à erosão dos solos, integrando várias camadas de fatores naturais, na microbacia do igarapé Piripindeua, Pará. Também com intuito de estimar a perda do solo, mas considerando cenários de uso, na bacia rio Colônia, Bahia, Silva *et al.* (2010) utilizaram o SIG como base de dados integrada à um modelo hidrológico.

A capacidade do SIG em representar e modelar as características geográficas, onde se desenvolvem os processos erosivos, tornou essa ferramenta essencial nos estudos para modelagem da erosão que começou sendo utilizado em meados da década de 90 (Moore *et al.*, 1991 apud Kim, 2006). Desde então, inúmeros trabalhos foram feitos utilizando SIG como

instrumento na aplicação dos modelos empíricos USLE e RUSLE expressando esses resultados distribuídos geograficamente (Yousof e Baban, 1999; Fujihara, 2002; Kim, 2006; Breiby 2006; Schmitt, 2007; Terranova *et al.*, 2009; Mingoti e Vettorazzi, 2011; Teh, 2011; Magalhães *et al.*, 2012).

2.3 Modelos de Erosão

Os modelos podem ser considerados como uma representação simplificada da realidade, e eles dão-se pelo estabelecimento de hipóteses sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um sistema físico (Rodrigues, 2005). Segundo Bárbara (2006), modelos são ferramentas integradoras sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica dos processos que ocorrem em sistemas naturais. Ainda Bárbara (2006) cita que dentre todos os modelos existentes, os matemáticos são os mais difundidos em análises ambientais.

Assim, os modelos de simulação, como os modelos matemáticos de predição de erosão ou perda do solo, 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). Dentre os modelos existentes, Farinasso *et al.* (2006) divide-os em dois tipos básicos, os modelos baseados em processos físicos e os modelos empíricos. A Tabela 1 apresenta alguns dos modelos de erosão existentes.

Modelo	Tipo	Descrição	Autor
USLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em longo prazo.	Wischmeier e Smith (1965)
MUSLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em eventos de chuva.	Williams (1975)
RUSLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em longo prazo.	Renard <i>et al.</i> (1991)
CREAMS	Físico	Estimativa de perda de solo, sedimentação e transporte de substâncias químicas.	Knisel (1980)
ANSWERS	Físico	Estimativa de escoamento superficial, infiltração e drenagem subsuperficial.	Beasley <i>et al.</i> (1980)
KINEROS	Físico	Estimativa da interceptação, infiltração, escoamento superficial e erosão em pequenas bacias a partir de eventos de chuva.	Woolhiser <i>et al.</i> (1990)
WEPP	Físico	Estimativa de perda e sedimentação do solo, para diversas escalas em eventos únicos ou contínuos.	Flanagan e Nearing (1995)

Tabela 1: Modelos de erosão do solo. Fonte: Autoria própria.

Modelos baseados em processos físicos representam os processos naturais descrevendo cada fator físico individual no processo e combinando-os em um modelo complexo (Merritt *et al.*, 2003). Dessa forma, descrevem processos como direção de fluxo e transporte de sedimento, além disso, explicam a participação de cada variável natural no processo físico, como topografia, vegetação, solo e clima (Legesse *et al.*, 2003). De acordo com Merritt *et al.* (2003) esses modelos requerem extensas bases de dados com alta resolução temporal, espacial, sendo normalmente aplicados para condições específicas.

Modelos empíricos são representações simplificadas dos processos naturais baseados em observações, como resultados dos trabalhos de campo,

sendo normalmente de relevância estatística (Nearing *et al.*, 1994). Para Farinasso *et al.* (2006) e Schiettecatte *et al.* (2008), os modelos empíricos são os mais usados no planejamento conservacionista, pela sua simplicidade e disponibilidades de dados. Sánchez (2002) e Silva *et al.* (2004) destacaram que entre os modelos empíricos a USLE, assim como sua versão revisada a RUSLE, são os que possuem maior divulgação em estudos de perda de solo, principalmente pela facilidade do manejo de dados e do baixo custo.

2.3.1 RUSLE

A equação universal da perda de solo revisada (ou *Revised Universal Soil Loss Equation* – RUSLE) é um modelo empírico para estimar a perda do solo em longo prazo desenvolvido a partir da equação universal da perda de solo (*Universal Soil Loss Equation*– USLE), no qual foram integrados novas técnicas e dados a fim de se aprimorar a acurácia do modelo (Renard e Freimund, 1994; Renard *et al.*, 1997). Nesse sentido, a RUSLE é uma evolução do seu predecessor, por ter sua aplicação estendida para áreas florestais, de pasto, e áreas perturbadas, como sítios de construção. O modelo também apresenta mais precisão nas medições e considerações mais amplas da diversidade de usos e manejos encontrados, quando comparada à USLE. Além disso, segundo Yue-Qing *et al.* (2008), este modelo é capaz de apresentar a heterogeneidade espacial da erosão do solo e, por ser desenvolvido convenientemente em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), tem sido o modelo empírico para predição da erosão do solo mais amplamente utilizado no planeta.

A RUSLE é extensamente descrita no Agricultural Handbook n° 703 (Renard *et al.*, 1997). De forma que adiante, são apresentadas apenas breves considerações para a compreensão do modelo. Assim, tem-se que a RUSLE baseia-se em uma equação matemática que estima a perda de solo através do cruzamento de seis parâmetros (Equação 1).

$$A = R.K.LS.C.P$$

(Equação 1)

Onde:

A - perda de solo média por unidade de área ($t\ ha^{-1}ano^{-1}$);

R - fator de erosividade da chuva, ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}ano^{-1}$);

K - fator de erodibilidade do solo, ($t\ ha\ h\ MJ^{-1}\ ha^{-1}mm^{-1}$);

LS - fator comprimento e declividade de rampa;

C - fator de uso e cobertura do solo;

P - fator de práticas conservacionistas.

FATOR R

O fator R, também conhecido como fator climático, é função da energia da chuva e sua intensidade máxima em 30min, ou índice de erosividade da chuva (EI_{30}), sendo R obtido pela média dos valores anuais (Equação 2).

$$R = 1/n (\sum_j^i EI_{30}) \quad \text{(Equação 2)}$$

Onde:

N: número de anos analisados.

\sum_j^i : Somatório dos eventos ocorridos.

No entanto, a obtenção do EI_{30} segundo as premissas originais da RUSLE, requer um histórico detalhado de dados pluviométricos, usualmente indisponíveis em vários locais. De acordo com Oliveira *et al.* (2012), no Brasil, diversos autores alcançaram resultados satisfatórios relacionando o Índice de Founier Modificado (MFI) (Equação 3) com o fator R. Os mesmos autores apresentaram uma abrangente revisão literária do tema no contexto brasileiro.

$$MFI = Pm^2/Pa \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

Pm: Precipitação média mensal (mm).

Pa: Precipitação média anual (mm).

FATOR K

O fator de erodibilidade do solo, K, é a taxa de perda de solo pelo efeito da energia da chuva, medida em uma parcela unitária de 22 m de comprimento e 9% de declividade, em área lavrada e livre de vegetação por mais de dois anos (Wischmeier e Smith, 1978). Desta forma, busca-se quantificar unicamente a influência das características do solo na erosão hídrica do mesmo. Uma das formas de estimativa de K na RUSLE dá-se em razão de equações de regressão, observadas no “Nomograma de Wischmeier” (Figura 2), a partir do qual, são correlacionadas variáveis independentes relacionadas às propriedades morfológicas, químicas e físicas do solo com o próprio fator K (Wischmeier e Smith, 1978).

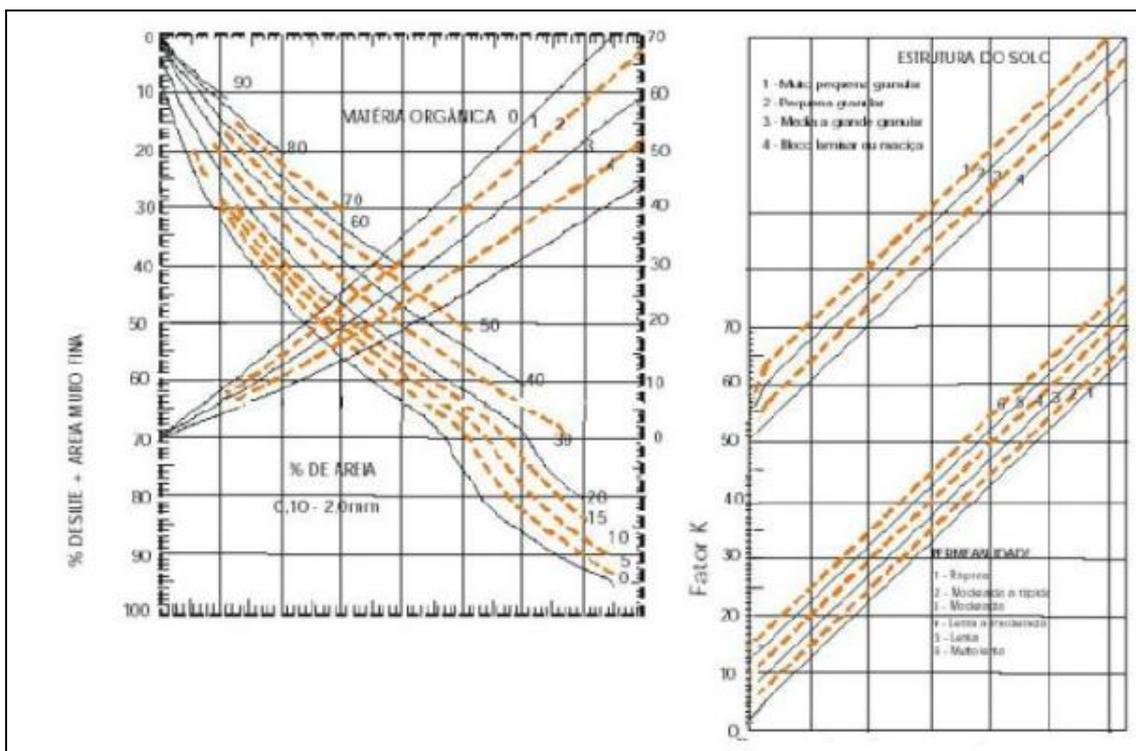


Figura 2: Nomograma de Wischmeier e Smith (1978). Fonte: Adaptado por Domingos (2006).

Ressalta-se que este nomograma foi construído com base nas características de solos temperados, sendo que outras equações são descritas para diferentes tipos de solo. Denardim (1990), considerando essas

especificações, adaptou essas regressões aos solos tropicais. A RUSLE também adota a variação temporal do valor K devido às mudanças climáticas sazonais nas regiões temperadas, não sendo adotado para climas tropicais.

FATOR LS

O fator LS, de comprimento e declividade da rampa está relacionado à topografia local. Estudos têm mostrado que o aumento desse fator resulta em maiores velocidades de escoamento superficial e conseqüentemente maior erosão (Haan *et al.*, 1994). Também McCool *et al.* (1987) denotaram que a perda de solo é muito mais sensível a alterações de declividade do que de comprimentos de rampa. Para Moore e Wilson (1992), a geração de valores LS eram um dos principais desafios na implementação do modelo de perda de solo.

As equações originais para obtenção do fator LS foram concebidas para cálculos ao longo de segmentos retilíneos de encostas. Assim Griffin *et al.* (1988) expôs que em áreas de grande extensão 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. Atualmente, entretanto, com o advento do SIG e a disponibilização dos dados SRTM ocorreu a disseminação de Modelos Digitais de Elevação (MDE) de alta qualidade (Rabus *et al.*, 2003), os quais viabilizaram o desenvolvimento de algoritmos para obtenção automática dos fatores L e S para cada pixel do MDE.

Os algoritmos existentes para o cálculo de S, a grande maioria inerente aos diferentes SIGs, trabalham em quadros de 3x3 células, como o método da superfície quadrática, feito pelo ArcGIS (ESRI, 1997), e o de declividade máxima executado no IDRISI, mas considera somente as direções cardinais (Eastman, 1997). Segundo (Srinivasan e Engel, 1991; Dunn e Hickey, 1998) a declividade

máxima ou média derivada destes métodos resulta em estimativas muito superiores ou regularizadas em relação à realidade. A fim de amenizar estas características Hickey (2000) desenvolveu o método denominado de declividade máxima de vertente, que calcula a declividade dentro do comprimento de uma célula (ou 1,4 de célula nas diagonais) em função da direção preferencial de fluxo entre os centros de duas células.

Dentre os algoritmos existentes para o cálculo de L, sendo considerado o fator de mensuração mais difícil, ressaltam-se os algoritmos propostos por Moore e Burch (1986) baseado na teoria da força do fluxo unitário, Desmet e Gover (1996) em função da área de contribuição, Cowen (1993) através de rede triangular e Hickey *et al.* (1994) através do acúmulo em grade matricial. Destaca-se também o programa desenvolvido por Van Remort el *et al.* (2004), o qual implementou as técnicas de declividade máxima em vertentes em conjunto com o acúmulo em grade matricial para obtenção automática do fator conjugado LS a partir do fornecimento de um MDE.

FATOR C

O fator C, referente ao uso e cobertura do solo, obtido experimentalmente pela comparação de parcelas equivalentes de solo sob determinada cultura em relação a um solo descoberto, é quantificado pela Equação 4 (Renard *et al.*, 1997); que está em função de cinco subfatores, que descrevem a influência dos plantios e manejos (Equação 5), baseado nos trabalhos de Laflen *et al.* (1985).

$$C = \sum_j^i SLR.EI_{30} / \sum_j^i EI_{30}. \quad \text{(Equação 4)}$$

Onde:

SLR: perda de solo para uma condição estabelecida; sendo igual a:

$$SLR = PLU.CC.SC.SR.SM$$

(Equação 5)

Onde:

PLU: Uso anterior da terra;

CC: Cobertura do solo pelas copas;

SC: Cobertura superficial do solo por plantas, ou resíduos, em contato direto;

SR: Rugosidade superficial do solo;

SM: Umidade do solo.

A quantificação de cada subfator é apresentada no Agricultural Handbook nº 703 (Renard *et al.*, 1997). A adoção desses subfatores permitiu a compreensão extensiva de como cada característica dos usos do solo influenciam na erosão do mesmo. A utilização das equações originais requer uma base de dados extensa, presente principalmente na área dos Estados Unidos, e de aquisição complexa e de elevado custo para áreas sem dados.

Karaburun (2010) expôs duas alternativas de quantificação do fator C em associação ao SIG. A abordagem tradicional consiste na classificação de imagens de sensoriamento remoto em classes de uso e cobertura da terra, para as quais são atribuídos os valores de C em função de outros usos similares, quantificados em outros estudos ou levantados em áreas piloto e generalizados para toda classe (Schmitt, 2007; Efe *et al.*, 2008; Terranova *et al.*, 2009; Karaburun, 2009). Outra abordagem desenvolvida correlaciona a densidade de vegetação, utilizando o NDVI (Rouse *et al.*, 1973), com valores de C através de análises de regressão entre estes (De Jong *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2002; Lin *et al.*, 2002). Há, ainda, a quantificação de C através da soma das frações de solo, sombra e vegetação obtidos por fragmentos de imagem como explicitado em (Lu *et al.*, 2003) e adotado na RUSLE por Lu *et al.* (2004).

FATOR P

O fator P, relacionado às práticas conservacionistas do solo, influencia a erosão principalmente pela modificação na direção e na taxa do escoamento

superficial (Renard *et al.*, 1997). Assim, os aperfeiçoamentos na determinação do fator P da RUSLE foram 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 (Knisel, 1980).

Em terras cultivadas, a RUSLE contempla as práticas de cultivo em contorno, plantio em faixa, terraceamento e 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 (Renard *et al.*, 1997). Nota-se que 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.

Capítulo 3 – Material e Métodos

3.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no trecho superior da bacia do igarapé da Prata, com uma área aproximada de 37 km², com o exutório sendo demarcado pela Estação Fluviométrica da Marambaia (Código Agência Nacional de Águas – ANA: 31600000) controlada pela CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais). A área total da bacia possui 82 km² sendo que o igarapé principal deságua no rio Guamá, um dos principais rios do estado. A escolha desta pequena bacia ocorreu por efeito dos trabalhos previamente realizados na área por Gomide (2012) e Cariello (2013), que também argumentam as facilidades logísticas de acesso e instalação de equipamentos, assim como das séries de dados pluviométricos e fluviométricos já existentes para o local.

3.1.1 Localização

A bacia do igarapé da Prata fica localizada no município de Capitão Poço/PA, aproximadamente 160 km da capital Belém na Meso Região Nordeste Paraense, no estado do Pará, sendo limitada pelas coordenadas 9826000 N e 260000 E ao noroeste e 9810000 N e 272000 E ao sudeste, no sistema SIRGAS zona 23S (Figura 3).

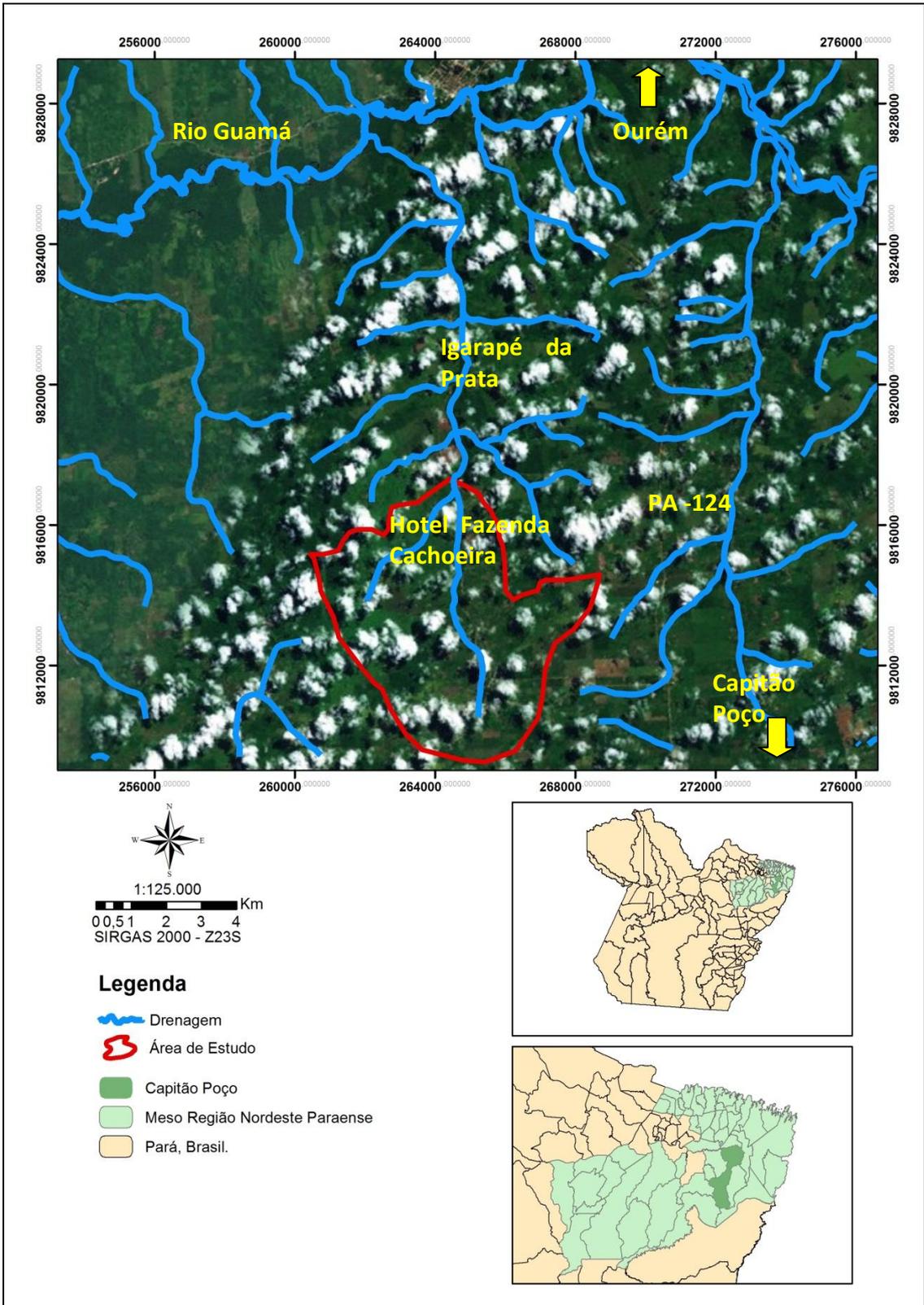


Figura 3: Mapa de localização da área de estudo. Fonte: Autoria própria.

3.2 Base de dados

A base de dados foi construída em ambiente SIG, no sistema de coordenadas UTM SIRGAS 23S, através do levantamento das características naturais e antrópicas da pequena bacia, e proximidades, sendo realizado a partir de fontes terciárias. Ressalta-se que, devido à escassez de dados para a região Amazônica, assim como da inviabilidade econômica e temporal para análises *in-loco*, se fez necessário utilizar, muitas vezes, de informações em escalas regionais para uma aplicação local. Tal fato de incompatibilidade de escalas levou a generalização de dados na área de estudo.

3.2.1 Clima

O clima da região, enquadra-se nos tipos climáticos Am, da classificação de Köppen, caracterizado como chuvoso, apresentando pequena estação seca entre setembro e novembro (precipitação mensal em torno de 55mm) (Diniz, 1991). Na classificação de Thornthwaite, é descrito como úmido com ocorrência de pequena deficiência hídrica (Bastos, 1990). Ambos significam clima tropical sem ocorrência de inverno estacional. As médias das temperaturas mínima, média e máxima situam-se em torno de 21,4 °C, 26,2 °C e 32,7 °C, respectivamente, enquanto a umidade relativa fica em torno de 83%, a média da velocidade do vento é de 2 m/s e o total médio anual de precipitação em torno de 2.400 mm (Pacheco e Bastos, 2001 e 2002).

As médias mensais das chuvas foram obtidas a partir dos registros da Estação Pluviométrica de Ourém, localizada no município de mesmo nome e distante 15 km da área de estudo, para um período de 25 anos desde 1988 a 2012 (Tabela 2), os dados podem ser acessados pelo site da ANA em <http://www.hidroweb.ana.gov.br>. A utilização da referida estação para dados climáticos na área de estudo é justificada por Blanco *et al.* (2007).

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maiο	Junho
Média	237,9	287,3	367,4	336,4	250,1	158,7
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Média	137,1	104,4	69,4	50,7	50,1	100,8

Tabela 2: Médias mensais das chuvas na Estação Pluviométrica de Ourém, entre 1988 e 2012. Fonte: Autoria própria.

3.2.2 Solos

Os solos na região são descritos pelos dados obtidos no projeto Pará Rural, que abrangeu grande parte do nordeste do estado (Figura 4).

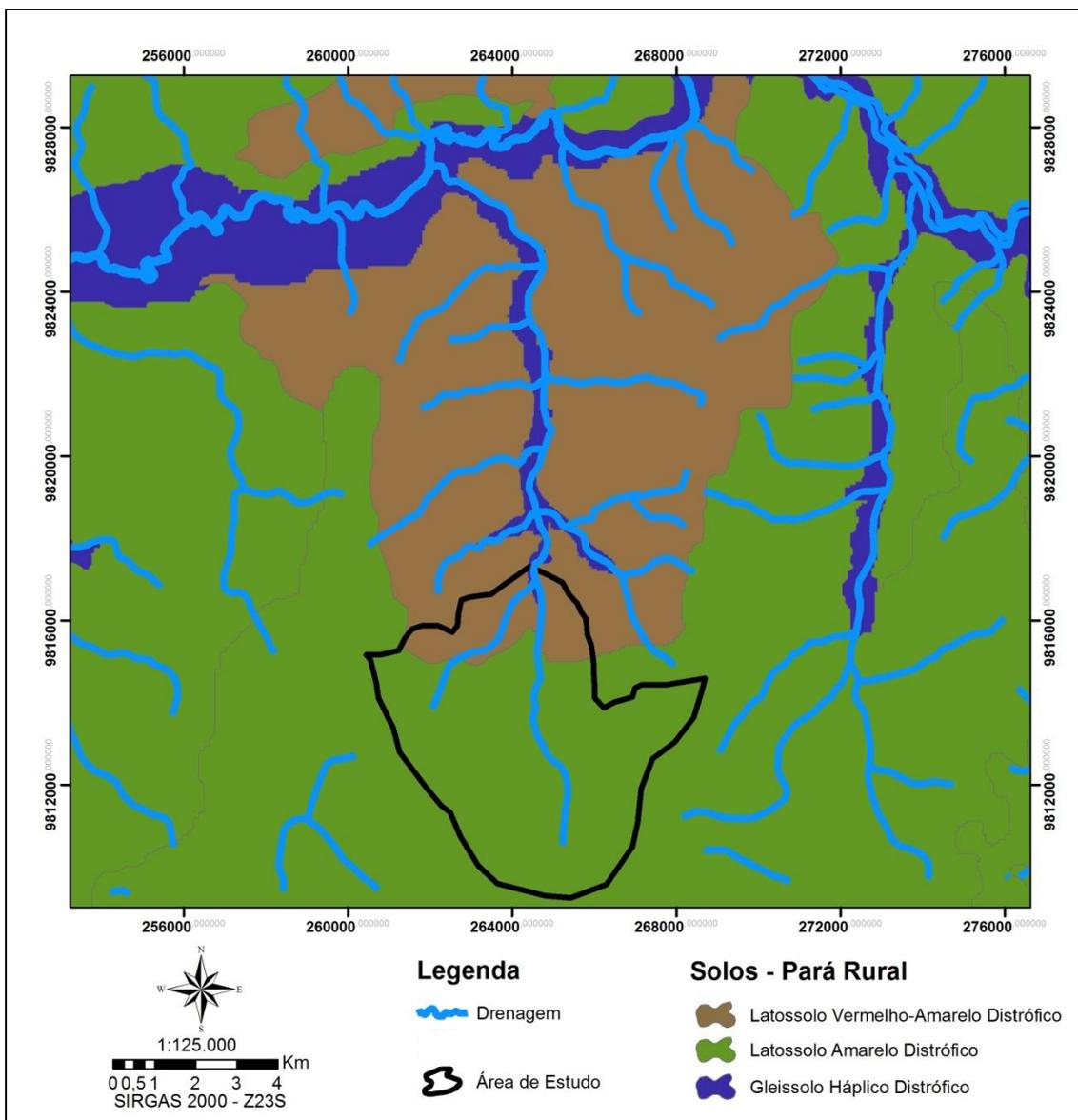


Figura 4: Mapa de solos. Fonte: Adaptado de SEMA (2010).

Na região predominam os Latossolos Amarelo Distrófico, muito comuns nas planícies sedimentares amazônicas, assim como a ocorrência do Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, ambos são solos profundos, antigos, e homogêneos, além de quimicamente pobres. Enquanto os Gleissolos Háplicos Distróficos encontram-se ao longo dos cursos d'água em relevo plano, com acúmulo de água por muito tempo, também estando sujeito a inundações, tornando-o um solo ácido e problemático à utilização agrícola.

Considerando somente o trecho avaliado no estudo, apesar de ocorrerem os três tipos de solo, os Gleissolos representam menos de 1% da área, sendo que os Latossolos Amarelos cobrem aproximadamente 84% do total, enquanto para o restante apresenta-se como Latossolos Vermelho-Amarelos. Ressalta-se que foram utilizados os dados de Martins (1987), os quais descrevem as características de Latossolos Amarelos nas proximidades da pequena bacia (Tabela 3).

Permeabilidade	Moderada e Rápida
Textura	Franco Arenosa
% Areia grossa	46
% Areia fina	29
% Silte	14
% Argila	11
% Matéria Orgânica	2,18

Tabela 3: Características do Latossolo Amarelo na região. Fonte: Martins (1987).

3.2.3 Geologia e Geomorfologia

A identificação da geologia e geomorfologia (Figura 5) utilizou a base GEOBANK, disponível em <http://geobank.sa.cprm.gov.br/>, no que consiste o levantamento da geologia e recursos minerais do estado do Pará feito e descrito pela CPRM (2008).

O grupo Barreiras constitui uma sucessão de rochas que afloram na zona costeira. No Pará, esses estratos recobrem áreas de plataforma, sendo encontrados em diversas bacias, assim como algumas fossas tectônicas, com

afloramento de espessuras máximas de 40m. Na região, essa unidade é representada por uma sucessão de rochas areníticas conglomeráticas e argilitos arenosos de idade paleocênica.

O Granito Jonasa é, na verdade, predominantemente granodiorítico, contendo duas micas, e abundantes bolsões de granitos e pegmatitos. As rochas têm coloração cinza claro e granulação fina a grossa. Esse corpo tem idade paleoproterozóica. Por sua vez, o Granito Ourém, localizado a nordeste do corpo Jonasa, assemelha-se ao mesmo, distinguindo apenas em sua composição, que é monzogranítica, leucocrática e de granulação média a grossa.

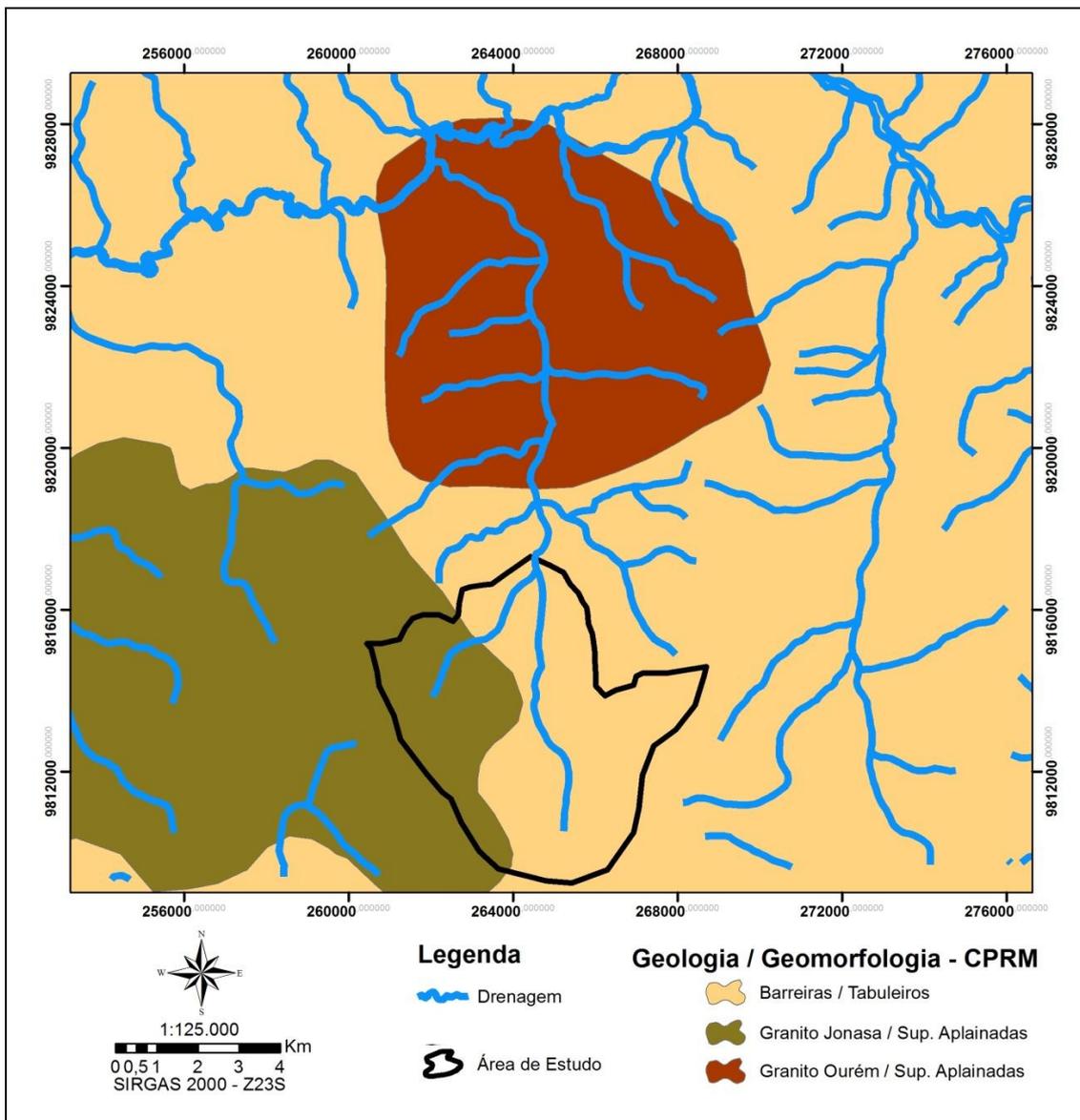


Figura 5: Mapa de geologia e geomorfologia. Fonte: Adaptado de CPRM (2008).

Quanto às geomorfologias apresentadas, a classe superfícies aplainadas compreendem um conjunto de padrões de relevos planos e suavemente ondulados, resultante de processos de arrasamento generalizado sobre diversos tipos de litologias. A classe tabuleiros define um conjunto de formas de relevo esculpidas sobre os sedimentos continentais de idade terciária do grupo Barreiras, sendo formas topográficas que se assemelham a planaltos, com baixa declividade e extensão superiores a 10 hectares, terminadas de forma abrupta.

3.2.4 Relevo (Modelo Digital de Elevação)

O relevo foi analisado a partir do MDE da área (Figura 6) e do mapa de declividade (Figura 7), derivado do próprio MDE, obtido através da imagem SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) ajustada por Jarvis *et al.* (2008). Os dados SRTM são considerados de satisfatória precisão vertical na região amazônica (Santos *et al.*, 2006), podendo ser utilizados em substituição à dados cartográficos da área. Nesse contextop, Salgado *et al.* (2012) concluíram que a utilização das imagens SRTM como o MDE para o cálculo dos fatores topográficos de erosão são melhores que os disponíveis nas cartas do IBGE em escalas de até 1:50000.

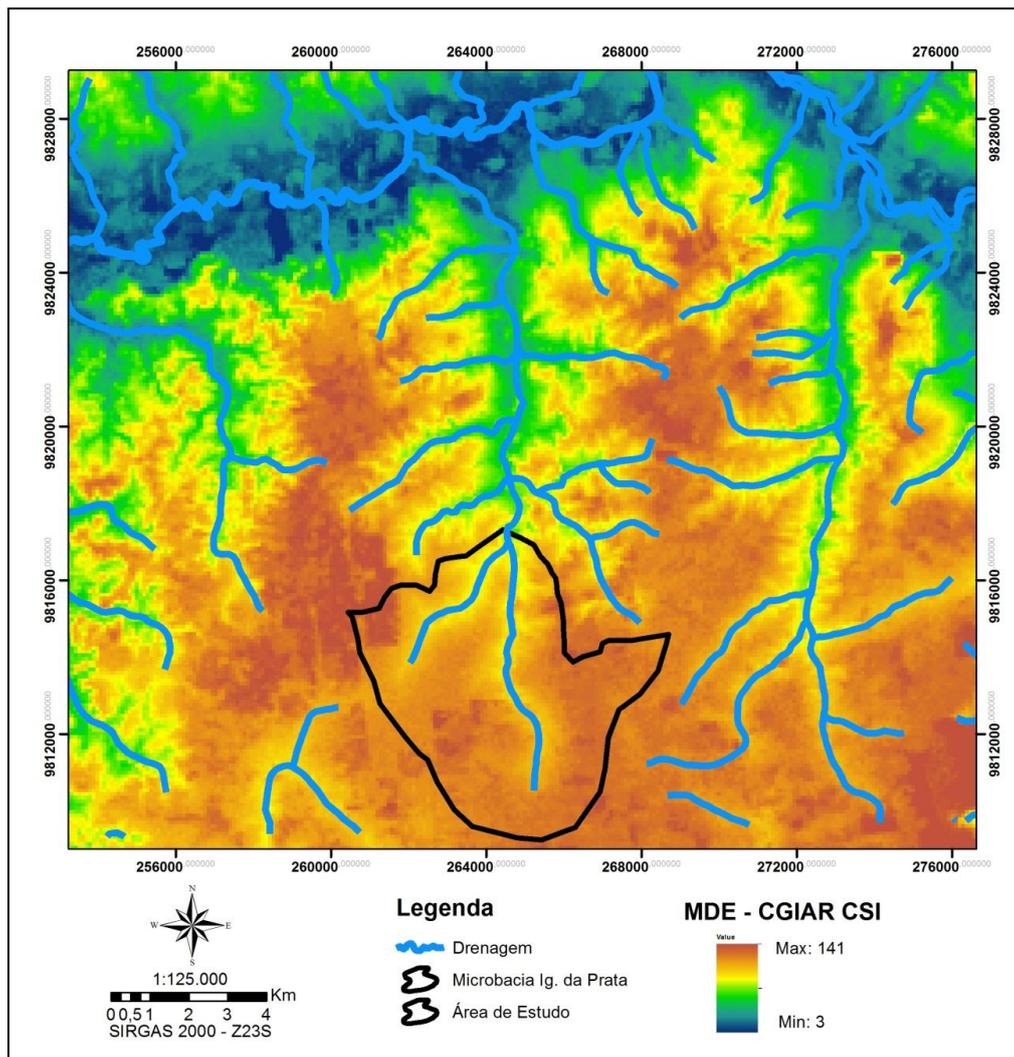


Figura 6: Modelo digital de Elevação (MDE). Fonte: Adaptado de Jarvis *et al.* (2008).

Estas imagens foram adquiridas da NASA, que proveu MDEs para 80% do globo em arcos de 3" (pixels de 90x90m), porém em áreas de corpos d'água e de forte sombreamento contém vazios, ou seja, áreas sem dados. Nesse sentido, esses vazios foram preenchidos através da metodologia descrita em Reuter *et al.* (2007) e disponibilizados pela CGIAR – CSI (*Consultative Group for International Agricultural Research of the Consortium for Spatial Information*), em <http://www.cgiar-csi.org/data/srtm-90m-digital-elevation-database-v4-1#download>.

De acordo com o MDE (Figura 5) e do mapa de declividade (Figura 6), a região é em grande parte de baixa altitude com valor médio de 53m e um

desvio padrão de 20m, também apresenta relevo predominantemente plano com declividade em torno de 3,5%. A área de estudo, por ser o trecho superior da pequena bacia, apresenta cotas de 54m a 102m, porém com declividade inferior com valor médio de 1,7% e não ultrapassando 8,5% nas áreas mais íngremes.

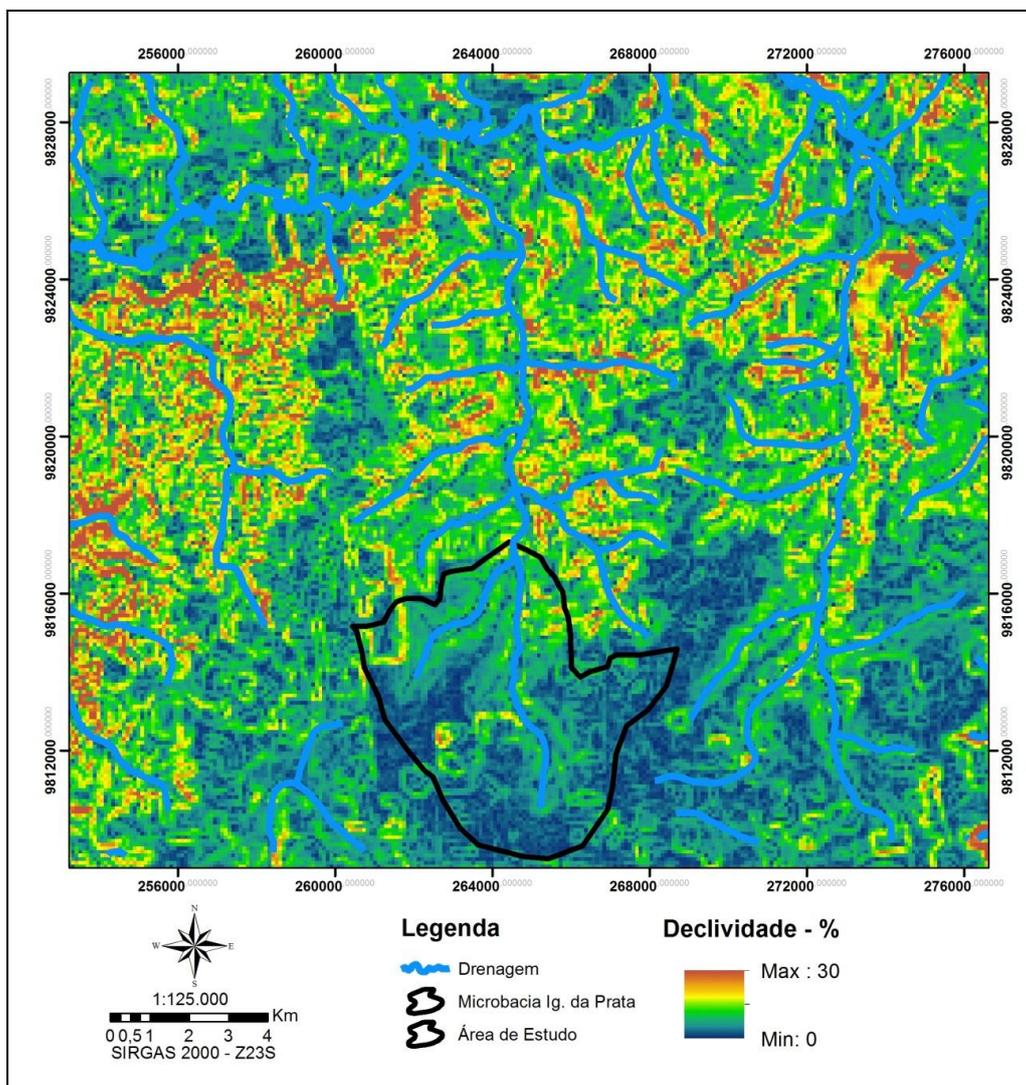


Figura 7: Mapa de declividades. Fonte: Autoria própria.

3.2.5 Uso e cobertura da terra

As classes de uso e cobertura da terra na área de estudo foram adquiridas através do mapeamento do projeto Terraclass 2010 (Figura 8), que mapeou as áreas desflorestadas da Amazônia Legal visando avaliar a dinâmica

de uso da terra e as tendências na região (EMBRAPA e INPE, 2013). Vale lembrar que os dados são gerados para uma base de 1:100.000, porém, considerando o detalhamento do produto, podem ser utilizados em escalas menores de até 1:50.000.

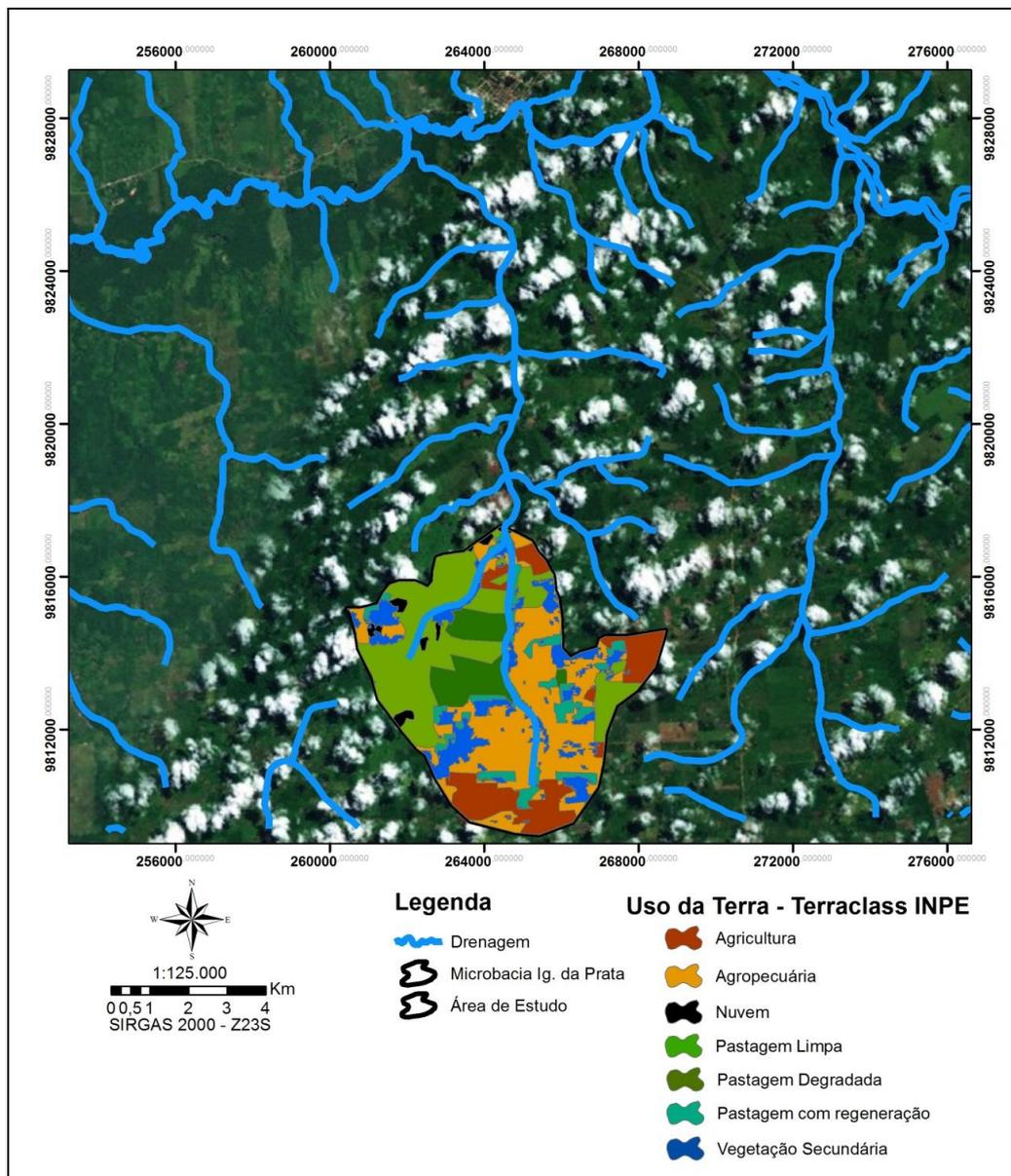


Figura 8: Mapa de uso e cobertura da terra. Fonte: Adaptado de EMBRAPA e INPE (2013).

Na área de estudo são encontrados diversos usos da terra com destaque para as áreas de pastagem, concentradas na parte noroeste da área, onde se observam três categorias de pasto que se estendem por aproximadamente

1.570 ha, ou 43% da área total, sendo: Pastagem Limpa (27%), Pastagem Degradada (9%) e Pastagem com regeneração (7%). Também se destacam as feições de Agropecuária com 1.070 ha (29%), assim como a Vegetação Secundária e Agricultura ambas em torno de 475 ha (13%). A classe de nuvens, com 2% do total, representa as áreas não mapeadas devido ao sombreamento provocado pela cobertura de nuvens no local.

A fim de entender melhor as classes de uso para a área de estudo, foi feita uma associação dessas a outros estudos na região. Nesse sentido, Silva *et al.* (1999) descrevem que a economia do município de Capitão Poço é centrada nas atividades agrícolas, pecuária e da extração madeireira. As culturas anuais, onde predominam o cultivo de arroz, mandioca e milho, assim como de culturas perenes e semiperenes, sendo constituídas principalmente de fruticultura, tais como: laranja, maracujá, banana, côco e da especiaria pimenta-do-reino. Ao norte do município existe forte presença da pecuária em grandes propriedades, enquanto nas propriedades de médio e pequeno porte destacam-se os cultivos agrícolas ou mistos.

Silva *et al.* (1999) também enquadraram a vegetação do município na região fitoecológica da floresta equatorial ombrófila densa. No entanto, grande parte da vegetação já foi alterada, sendo dominante na paisagem a vegetação secundária conhecida como capoeira latifoliada, em diferentes estágios de desenvolvimento, sendo utilizadas no sistema de produção local muitas vezes representando a fase de pousio do solo que posteriormente é destinado à queima e substituição por cultivos com interesse econômico.

Por fim, Schwartz (2007) apresenta que 90% das feições florestais na região são de florestas secundárias com um mosaico diverso de sucessões em diferentes graus, com uma idade mediana de 30 anos das áreas amostradas no estudo, devido à ocupação antiga da região. No mesmo estudo, foram encontradas 87 espécies distintas com predominância de árvores em

diversidade e abundância. O autor também avaliou que, dentre as espécies levantadas, as de maior importância econômico-social foram o tucumã, ingá, sapucaia e bacaba.

3.3 Aplicação da RUSLE

A perda de solo na área de estudo foi avaliada a partir da aplicação da equação de perda de solo da RUSLE, mencionada no Capítulo 2 e rerepresentada a seguir (Equação 1), proposta por Wischmeier e Smith (1978) e revisada por Renard et al. (1997), em um ambiente SIG.

$$A = R.K.L.S.C.P$$

(Equação 1)

Onde:

A - perda de solos média por unidade de área, em decorrência da erosão em sulco e entre sulco ($t\ ha^{-1}ano^{-1}$).

R - fator de erosividade da chuva, ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}ano^{-1}$).

K - fator de erodibilidade do solo, ($t\ ha\ h\ MJ^{-1}\ ha^{-1}mm^{-1}$).

L e S - fator comprimento e declividade de rampa.

C - fator de uso e cobertura do solo.

P - fator de práticas conservacionistas.

No entanto, devido às diferenças entre a base de dados adquirida para a área e os dados, usualmente, necessários para a avaliação da perda de solo via RUSLE, serão discutidas as metodologias para adequação da quantificação de cada um dos parâmetros da Equação 1.

3.3.1 Fator de erosividade da chuva (R)

A erosividade da chuva (R) foi calculada utilizando a média da série histórica de 25 anos da precipitação de Ourém, pois embora tenha sido montada uma estação de monitoramento na área de estudo com dados compatíveis a obtenção do Índice de Erosão (EI30); a mesma possui um período de registro aquém do necessário. Assim, a utilização de equações correlacionando o EI30 com dados pluviométricos, comumente com boa

disposição temporal e espacial, são amplamente aplicadas e permitem uma boa aproximação do fator R (Renard e Freimund, 1994; Silva, 2004).

Dada a inexistência de equações específicas para a bacia estudada, diversas equações foram consideradas de acordo com o mapa de regiões homogêneas para cálculo do fator energético da chuva por Silva (2001 apud Silva, 2004) (Figura 9 e Tabela 4) e também das equações expostas por Oliveira *et al.* (2012) da estimativa de R no território brasileiro.



Figura 9: Mapa de regiões homogêneas do fator energético da chuva. Fonte: Silva (2001 apud Silva, 2004).

Número	Autor	Equação
1	Oliveira e Medina, 1990.	$EI_{30} = 42,77 + 3,76.MFI$
2	Morais <i>et al.</i> , 1991	$EI_{30} = 36,894.MFI^{1,0852}$
3	Oliveira Jr, 1988	$EI_{30} = 0,66.Pm + 8,88$
4	Silva (2001)	$EI_{30} = 42,307.MFI + 69,703$
5	Leprun (1981)	$EI_{30} = 0,13.Pm^{1,24}$
6	Val <i>et al.</i> (1986)	$EI_{30} = 12,592.MFI^{0,603}$
7	Lombardi Neto e Moldenhauer (1992)	$EI_{30} = 68,73.MFI^{0,841}$
8	Rufino <i>et al.</i> (1993)	$EI_{30} = 19,55 + 4,2.MFI$

Tabela 4: Equações para estimar o fator energético da chuva das regiões homogêneas. Fonte: Silva (2001 apud 2004).

A Tabela 5 apresenta as equações adotadas neste estudo em razão da região estudada e similaridades climáticas de origem das equações propostas.

Autores	Equações
Oliveira Jr, 1988	$EI_{30} = 0,66.Pm + 8,88$
Oliveira e Medina, 1990.	$EI_{30} = 42,77 + 3,76.MFI$
Morais <i>et al.</i> , 1991	$EI_{30} = 36,894.MFI^{1,0852}$
Gonçalves, 2006 (Rio Bonito).	$EI_{30} = 38,48 + 35,13.MFI$

*MFI (Índice de Fournier Modificado) = Pm^2/Pa .

Tabela 5: Equações para estimativa do EI adotadas no estudo. Fonte: Adaptada de Silva (2001 apud Silva 2004) e Oliveira *et al.* (2012).

Portanto, com o intuito de escolher a metodologia mais adequada para a determinação de R, os dados de precipitação da área de estudo são aplicados às equações da Tabela 5, sendo os resultados comparados com os mapas de erodibilidade do Brasil (Figura 10 e Figura 11), para a escolha da equação mais adequada para a área de estudo.

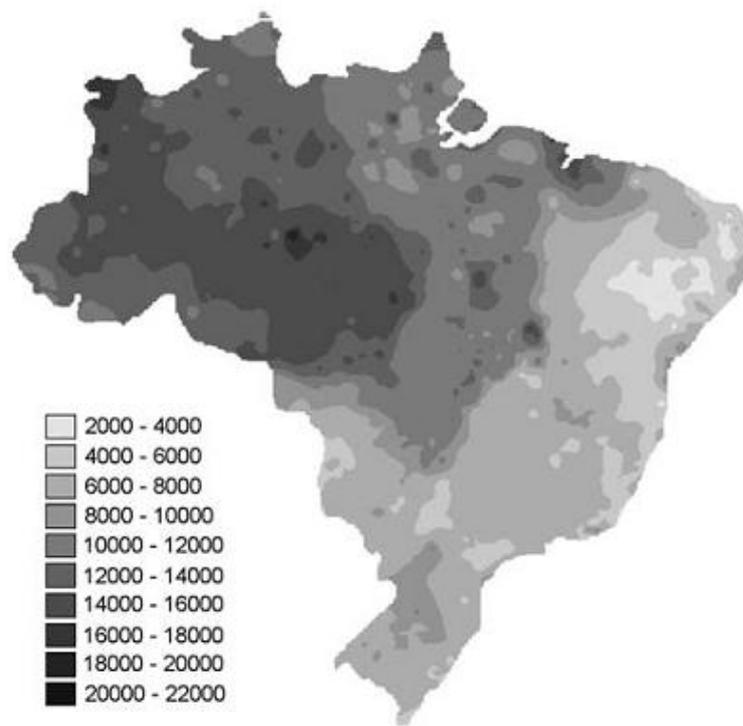


Figura 10: Índice de erodibilidade da chuva no Brasil. Fonte: Silva (2004).

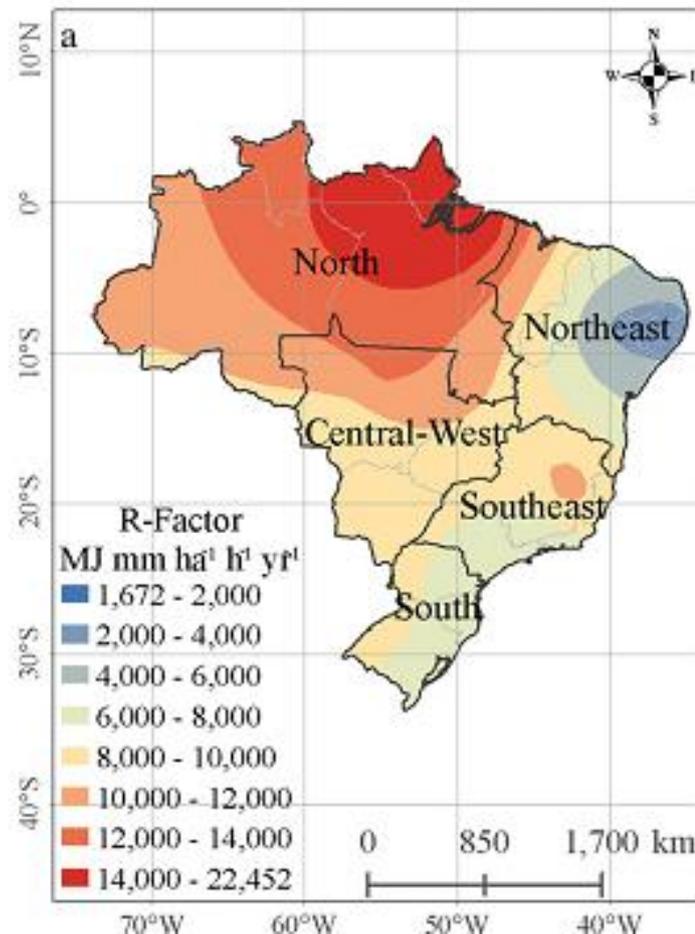


Figura 11: Mapa do fator de erodibilidade R no Brasil. Fonte: Oliveira *et al.* (2012).

3.3.2 Fator de erodibilidade do solo (K)

Para obtenção do fator K, foi utilizada a mesma metodologia adotada por Gomide (2012) e Cariello (2013). Os autores basearam-se na equação desenvolvida por Denardin (1990) (Equação 7), que adaptou aos solos brasileiros as equações do nanograma de Wischmier, assim como utilizou uma simplificação dos dados adotados (Equação 8), proposta por Levy (1995), que agruparam dados detalhados de granulometria em classes mais abrangentes.

$$K = 0,00000748M + 0,00448059p - 0,0631175DMP + 0,01039567r \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:

M – variável calculada em % a partir de valores granulométricos, através da soma de % de silte e % de areia fina, multiplicados pela soma de % de silte, % de areia fina e % de areia grossa;

p – permeabilidade dos solos (-), assume valores de 1 a 5, segundo a classificação correspondente: (1) Rápida; (2) Moderada a Rápida; (3) Moderada; (4) Moderada a Lenta; (5) Lenta;

r – relação entre o teor de matéria orgânica (MO) e o teor de areia grossa (% de MO x % de areia grossa)/100;

Sendo o DMP – diâmetro médio ponderado das partículas menores que 2 mm, expresso pela (Equação 8):

$$DMP = \sum Ct.Pt \quad \text{(Equação 8)}$$

Onde:

Ct – centro de cada classe textural (mm), através da escala ϕ (phi) apresentada por Zaroni et al. (2006), na qual o diâmetro médio da partícula areia grossa é 0,65, areia fina é 0,15, silte é 0,0117 e argila é 0,00024;

Pt – proporção da classe textural (g/g).

3.3.3 Fator do comprimento e declividade das encostas (LS)

O fator de relevo, ou seja, do comprimento e declividade das encostas é obtido em um programa externo ao ambiente do SIG, executável na linguagem C++ (disponível em <http://iamg.org/index.php/publisher/articleview/frmArticleID/107>), desenvolvido por Van Remortel *et al.* (2004).

O programa é baseado nos estudos de Hickey (2000) e Van Remortel *et al.* (2001) que avaliaram as soluções para quantificar o fator de relevo para aplicação nas equações da USLE e RUSLE, respectivamente, em um ambiente SIG a partir de MDEs. A utilização do programa em C++ utiliza a mesma metodologia empregada diretamente no SIG, entretanto a fim de otimizar o tempo de processamento dos dados é utilizado o programa em C++. A Figura 12 descreve as etapas metodológicas seguidas durante o processamento dos MDEs.

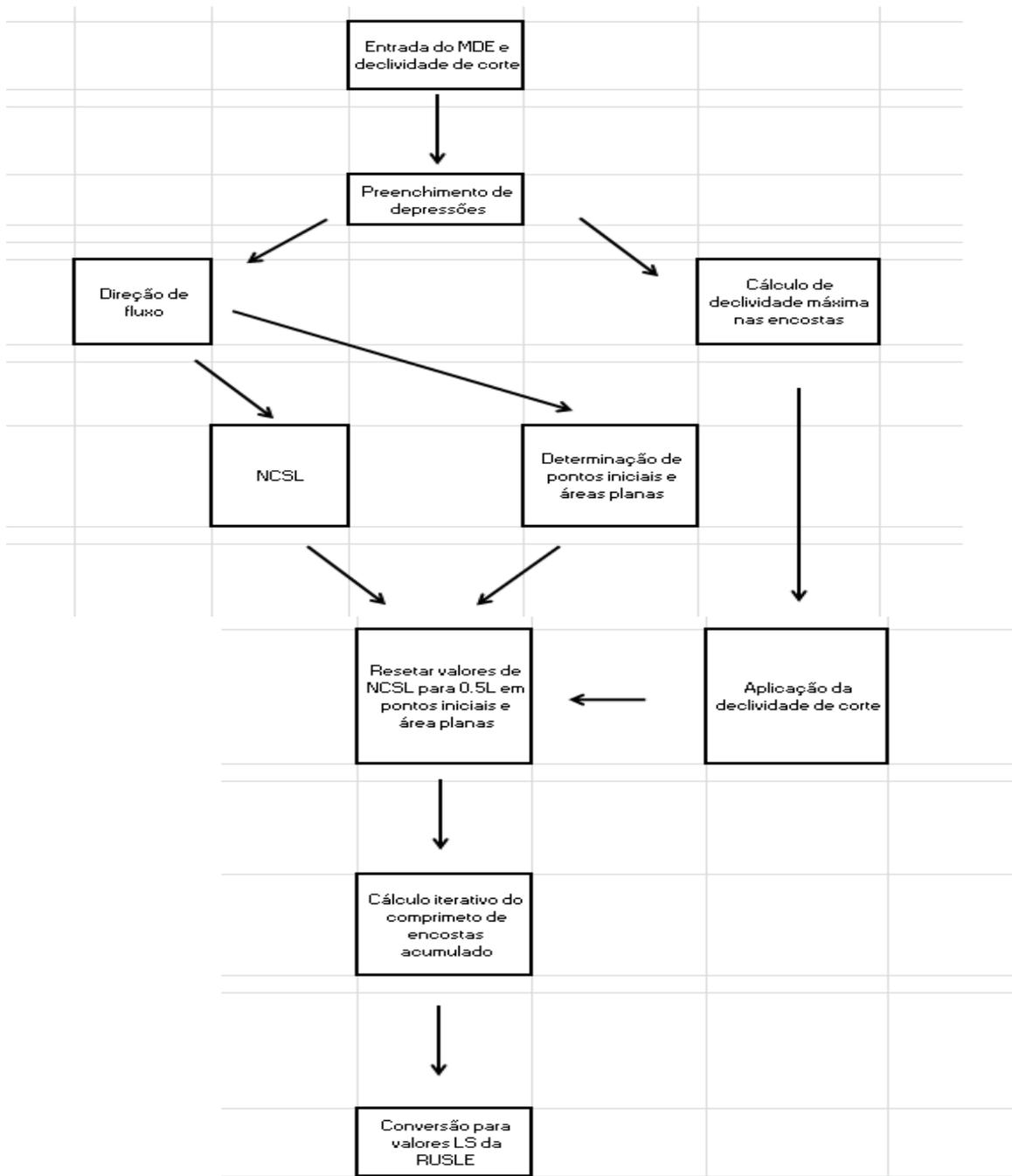


Figura 12: Fluxograma de processamento do MDE para cálculo do LS. Fonte: Adaptado de Van Remortel *et al.* (2001).

De acordo com o fluxograma exposto, tem-se de forma resumida que ocorre um pré-processamento do MDE, onde são preenchidas as depressões presentes, normalmente associadas a erros dos dados, no MDE de forma que o fluxo na área seja contínuo.

Posteriormente, é calculada a direção do fluxo, obtendo-se os fluxos de entrada e saída de cada célula, este fluxo é então utilizado para determinar o comprimento não acumulado das encostas (NCSL – *Non Cumulative Slope Length*) de fluxo para cada par de células assim como na definição de áreas planas (sem fluxo de saída definido) e pontos altos (sem fluxo de entrada). De forma que, o NCSL é função do comprimento da célula (L , no caso do SRTM de 90m), equivalente à distância dos centros de um par de células, que varia entre $0,5L$ para células planas e de pontos altos (pois não há um par para esta célula), de $1L$ para fluxos em direções cardinais e $1,41L$ para fluxos em outras direções.

Noutra etapa de processamento, a declividade máxima da encosta é obtida por comparação par a par, baseada no fluxo de saída de cada célula, sendo que valores iguais a 0,0 são ajustados para 0,1 por ser considerado uma melhor representação da realidade e permitir manter a conexão de declividade sem que ocorra erosão entre essas células. Nessa etapa, a determinação da declividade de corte se refere à diferença de declividade entre as células de uma linha de direção de fluxo (por padrão equivalente a 0,5 ou 50%), que quando atingida, passa a predominar a deposição de sedimentos no lugar de erosão devido à redução da velocidade do fluido.

Por fim, o cálculo de L é realizado através da soma dos valores de NCSL ao longo de uma direção de fluxo, respeitando que as células devem ter relação de entrada e saída de fluxo entre si; e que a declividade entre elas não decresça abaixo do valor de declividade de corte utilizado. Nesse caso, a soma de L para e recomeça de 0,0 a partir desta célula. O fator S é calculado posteriormente de acordo com a declividade máxima obtida dos pares de célula em função da encosta traçada na determinação de L .

3.3.4 Fator do uso e cobertura da terra (C) e práticas conservacionistas (P)

O fator C foi atribuído de acordo com as classes representativas de uso e cobertura da terra encontradas para a área de estudo (Figura 88), considerando os valores adotados por diversos autores, que estudaram a erosão em paisagens brasileiras (Tabela 6). Na região da área de estudo, é desconhecida a existência de práticas conservacionistas, não tendo sido relatada a utilização das mesmas em outros estudos ou levantamentos da área, portanto é atribuído o valor máximo (1) ao fator P.

Classe de uso	Fator C	Autor
Agricultura anual	0,082	Fugihara, 2002.
Agropecuária	0,070	Autoria própria.*
Nuvem	0,001	Autoria própria.**
Pasto limpo	0,007	Galdino, 2012.
Pasto degradado	0,014	Galdino, 2012.
Pasto com solo exposto	0,061	Galdino, 2012.
Vegetação secundária	0,012	Silva, 2009.

Tabela 6: Valores de C para distintas classes de uso da terra. Fonte:

Autoria própria. *Baseado nos usos mistos nas áreas agropecuárias, onde predominam fruticulturas e criações domésticas de animais. **Considera as incertezas dessa classe e a baixa extensão na área de estudo sendo adotado o valor mínimo.

Os valores apresentados na tabela são associados as suas respectivas classes de uso e cobertura da terra, os quais são inseridos manualmente na tabela de atributo no ambiente SIG, através da criação de um campo numérico correspondente a cada classe de uso denominado de "C_RUSLE". Embora, a generalização do valor de C em função de classes de uso similares de outras áreas seja uma aproximação grosseira das considerações originais da RUSLE, baseada em levantamentos de campo para cada tipo de cultivo e manejo individualmente, isso se faz necessário em diversos casos. Assim, vários autores adotam a quantificação de C de outros trabalhos em situações semelhantes de sua área de estudo (Schmitt, 2007; Terranova *et al.*, 2009; Mingoti e Vettorazzi, 2011 e Caten *et al.*, 2012).

3.3.5 A perda de solo (A) adequada ao ambiente SIG

A perda de solo (A) resulta da combinação dos fatores supracitados, quantificando esta perda em t/ha.ano da área em questão. Neste trabalho, os dados foram construídos em camadas dentro do SIG, nas quais os dados apresentados no item 3.2, foram compostos em camadas matriciais e cruzados entre si, similar ao adotado por Teh (2011), assim a perda de solo é quantificada em razão de cada célula da imagem.

No intuito de compreender os efeitos da perda de solo na área de estudo, foram consideradas as classes de perda de solo apresentadas por Vieira (2008), conforme Tabela 7.

Perda de solo (t/ha.ano)	Classes de perda de solo
0 – 3	Muito baixa
3,01 – 5	Baixa
5,01 – 7	Média
7,01 – 16	Alta
>16	Muito Alta

Tabela 7: Classes de perda de solo. Fonte: Vieira (2008).

No entanto, os riscos provenientes da erosão não podem ser avaliados exclusivamente em função da quantidade de solo erodida, devendo também ser considerados os usos pretendidos para estes solos e da vulnerabilidade dos recursos hídricos superficiais no entorno, entre outras características pertinentes para cada área.

Considerando o exposto por Bertoni e Lombardi Neto (2012), foi avaliada a tolerância de perda de solo (TPS) da área de estudo, a qual considera a perda de solo máxima admissível por tipo de solo para que o mesmo mantenha uma produção econômica viável em longo prazo. Portanto, como predomina na área o Latossolo Amarelo distrófico e que este foi o único considerado para a obtenção do fator K, adotou-se uma TPS equivalente a 12,5 t/ha.ano com base no estudo de Nunes *et al.* (2012) que avaliou a TPS de 19 tipos de solo no sul do

Amazonas dentre os quais o Latossolo Amarelo distrófico, adotando o respectivo valor supracitado.

O processamento no ambiente SIG ArcGIS foi realizado de acordo com as seguintes etapas:

1- Os dados foram importados para um banco de dados espaciais “*geodatabase*”, sendo projetados através das ferramentas “*Project*” e “*Project Raster*” para as coordenadas do sistema SIRGAS 2000 UTM 23S;

2- Recorte das bases regionais para o limite da área de estudo, utilizando “*Clip*” e “*Extract by mask*” para vetores e matrizes respectivamente;

3- Geração dos parâmetros RUSLE através da inserção manual destes valores, sendo convertidos para matrizes a partir da ferramenta “*Feature to Raster*”, na qual o valor das células corresponde ao seu respectivo campo numérico, parâmetro RUSLE, inserido manualmente. Ressalta-se que são utilizados números inteiros nas células, somente convertidos para os valores reais no processamento final. Ressalta-se também que a matriz LS não necessitou ser convertida, sendo automaticamente gerada pelo programa;

4- Geração do mapa de perda de solo pelo cruzamento de todas as camadas de informações através do “*Raster Calculator*”, a qual foi aplicada a seguinte fórmula “ $A = R.K.LS/100.CP/1000$ ”. Os fatores LS e CP possuem denominadores equivalentes ao número de casas decimais de seus valores reais, pois no ArcGIS as células assumem somente números inteiros, sendo necessário convertê-las para o valor original a partir dessa divisão. Lembrando que para *R* e *K* foram adotados valores constantes para toda a área estudada.

5- Geração de mapa auxiliar para avaliação da perda de solo, considerando a TPS, pela ferramenta “*Reclass*” afim de melhor compreender os riscos oriundos da erosão hídrica na área de estudo.

Capítulo 4 – Resultados e discussão

4.1 Resultados dos fatores da RUSLE

Apresentam-se, a seguir, os resultados obtidos para cada fator da equação RUSLE, utilizando os dados descritos no item 3.2 através das metodologias propostas no item 3.3.

4.1.1 Fator R

A erosividade da chuva, obtida com a aplicação das médias de chuva de Ourém (Tabela 2) nas equações propícias à região (Tabela 5), apresentou resultados distintos em função da equação utilizada, como pode ser visto na Tabela 8.

Autores		Oliveira Jr, 1988	Oliveira e Medina, 1990.	Morais et al 1991	Gonçalves, 2006 (Rio Bonito).
Mês	Média	$EI = 0,66Pm + 8,88$	$EI = 42,77 + 3,76 \times (MFI)$	$EI = 36,894 \times (MFI)^{1,0852}$	$EI = 38,48 + 35,13 \times MFI$
Janeiro	238	166	142	1283	964
Fevereiro	287	198	187	1926	1385
Março	367	251	278	3285	2240
Abril	336	231	240	2712	1884
Mai	250	174	152	1428	1060
Junho	159	114	87	535	452
Julho	137	99	76	387	345
Agosto	104	78	62	213	215
Setembro	69	54	51	87	116
Outubro	51	43	47	45	81
Novembro	50	42	47	43	79
Dezembro	101	76	61	200	205
R		1.525	1.430	12.145	9.028

Tabela 8: Valores de R em função das equações para estimativas. Fonte: Autoria própria.

Nesse caso, observa-se que houve grande variação das estimativas em razão do método de R utilizado. Portanto, as faixas de R para a área de estudo em função de sua localização foi de 12.000 a 14.000 MJ.mm/ha.a (Figura 9); e de 14.000 a 22.432 MJ.mm/ha.a (Figura 10). Corroborando com os resultados de Oliveira *et al.* (1989), que quantificou um R de 14.756, 14.487 e 13.251 para os municípios de Cametá, Tucuruí e Paragominas, respectivamente, localizados próximos a região. Tendo em vista os valores citados anteriormente, adotou-se o resultado obtido pela equação proposta por Moraes *et al.* (1991) de 12.145, que mais se aproxima dos estudos citados, para toda a área de estudo.

4.1.2 Fator K

O fator K foi obtido, utilizando-se os dados descritos por Martins (1987) (Tabela 3), aos quais se aplicaram as Equação 7 e Equação 8. Assim, o valor determinado de K para a área de estudo é apresentado na Tabela 9.

Variável	Valor obtido
M	3,87
Permeabilidade do solo, p	2 (moderada e rápida)
Diâmetro médio ponderado das partículas, DMP (mm)	0,56
R	1
K (t.h/MJ.mm)	0,026

Tabela 9: Resultado do fator K para área de estudo. Fonte: Gomide (2012).

De acordo com o resultado, tem-se que o solo no trecho superior da bacia do igarapé da Prata é classificado, segundo Foster *et al.* (1981), como de baixa a moderada erodibilidade (0,01 – 0,03 t.h/Mj.mm). Lembrando que neste trabalho foram utilizados os mesmos dados e métodos de Gomide (2012) e Cariello (2013), não havendo qualquer distinção do fator K obtido em ambos os trabalhos e neste.

4.1.3 Fator LS

O fator LS foi obtido em função de cada célula da área de estudo em uma imagem raster (Figura 13), originada a partir do MDE da região (Figura 6) descrito no item 3.2.4, o qual foi submetido ao programa C++, item 3.3.3, no cálculo automático de LS, sendo um dos principais fatores responsável por representar as variações espaciais da perda de solo em bacias hidrográficas.

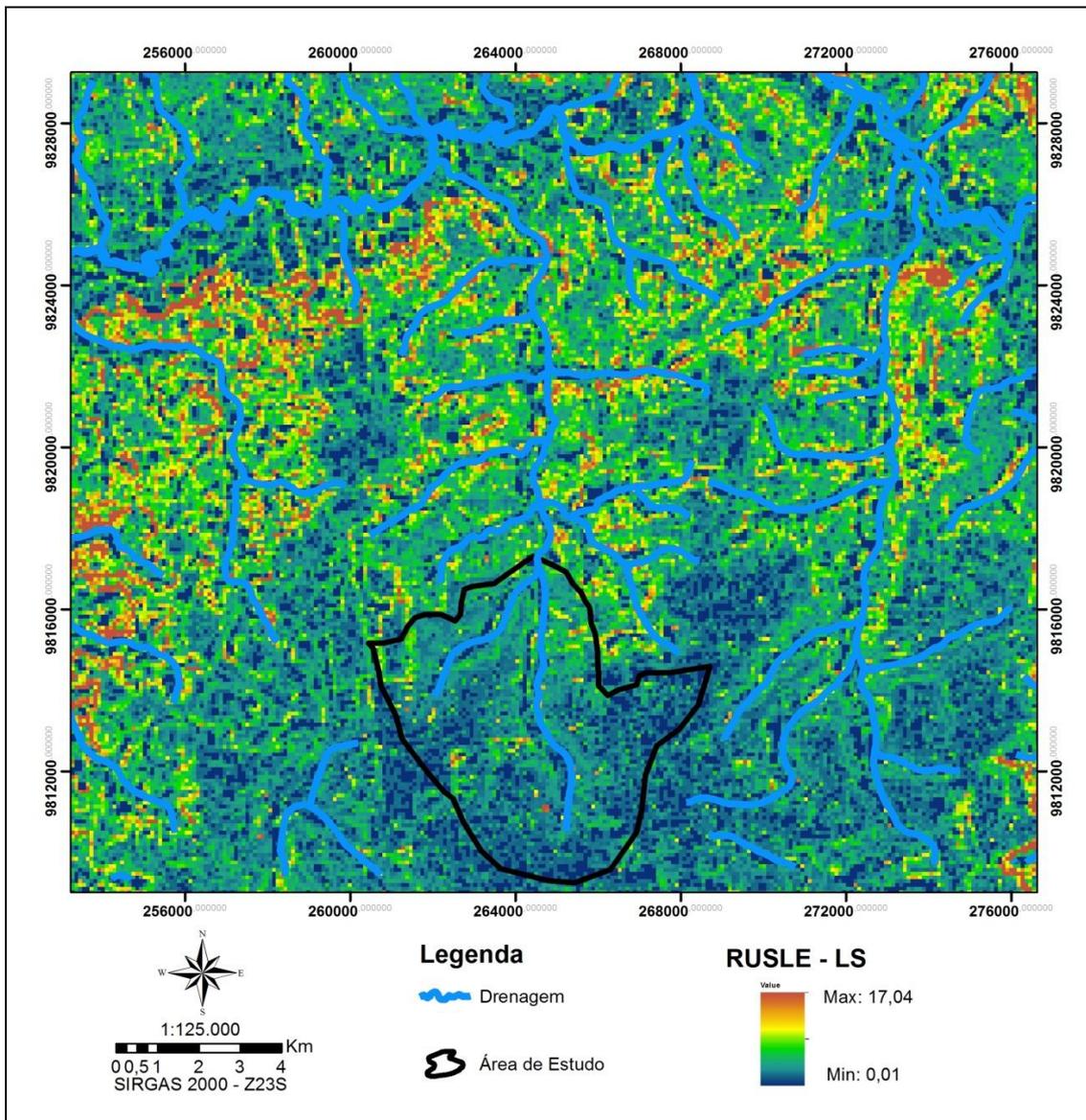


Figura 13: Mapa do fator LS para região. Fonte: Autoria própria.

A área de estudo apresentou valor de LS médio de 0,38, com máximo de 2,83 e mínimo de 0,01, tais resultados são condizentes com o relevo e as características morfológicas da região. Esses resultados, também são condizentes aos dados apresentados por Renard *et al.* (1997) para áreas planas, nas quais se observam valores de comprimento das encostas (L) elevados, porém baixas declividades (S), que quando combinados ficam em torno de 0,35 a 0,80 de acordo com os usos.

4.1.4 Fatores C e P

O fator C de uso e cobertura da terra é disposto em função de suas respectivas classes para toda a área de estudo (Figura 14). Já o fator P de práticas conservacionistas, foi considerado com valor máximo na região, i.e., $P = 1$, pois como dito anteriormente, a região não possui essas práticas conhecidas ou relatadas em outros estudos.

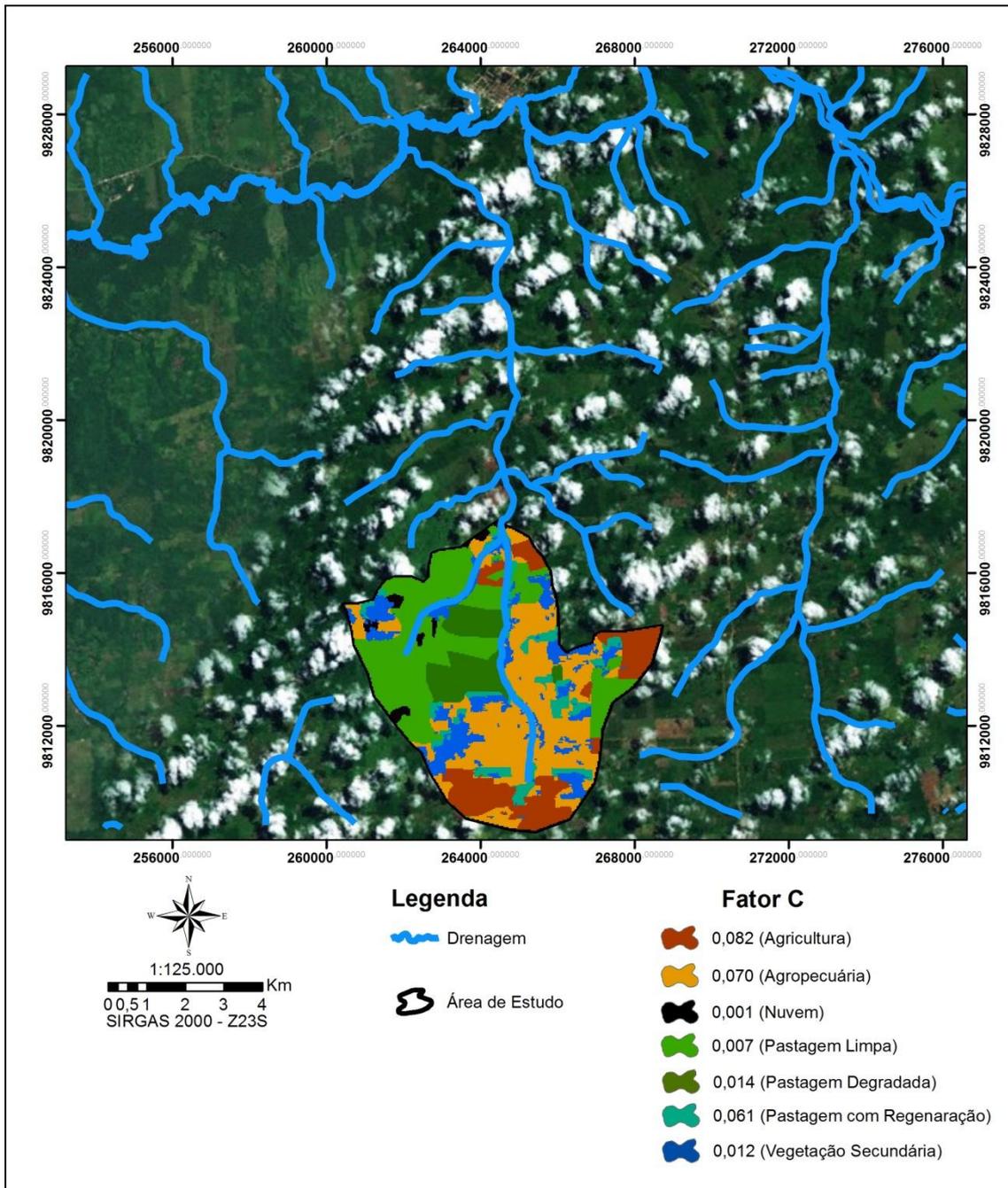


Figura 14: Mapa do fator C para área de estudo. Fonte: Autoria própria.

De acordo com o mapa, observa-se que o menor valor de C (com exceção das nuvens), 0,007, pertence às áreas de pasto limpo que juntamente com as áreas de uso agropecuário, com fator de 0,070, representam 56% da área total, distribuídos de forma mais homogênea na área de estudo. O restante das classes está segregado na área com destaque para as áreas de agricultura anual, sendo mais notáveis ao sul e extremo leste da área que correspondem ao C equivalente a 0,082. O valor médio de C para a área de estudo, considerando todos os usos foi de 0,031.

4.2 Perda de solo na bacia do igarapé da Prata

A perda de solo por erosão hídrica foi composta pela combinação dos fatores da RUSLE quantificados no ambiente SIG, apresentados no item anterior deste capítulo, resultando em um mapa final (Figura 15) contendo a distribuição da perda de solo anual na área de estudo.

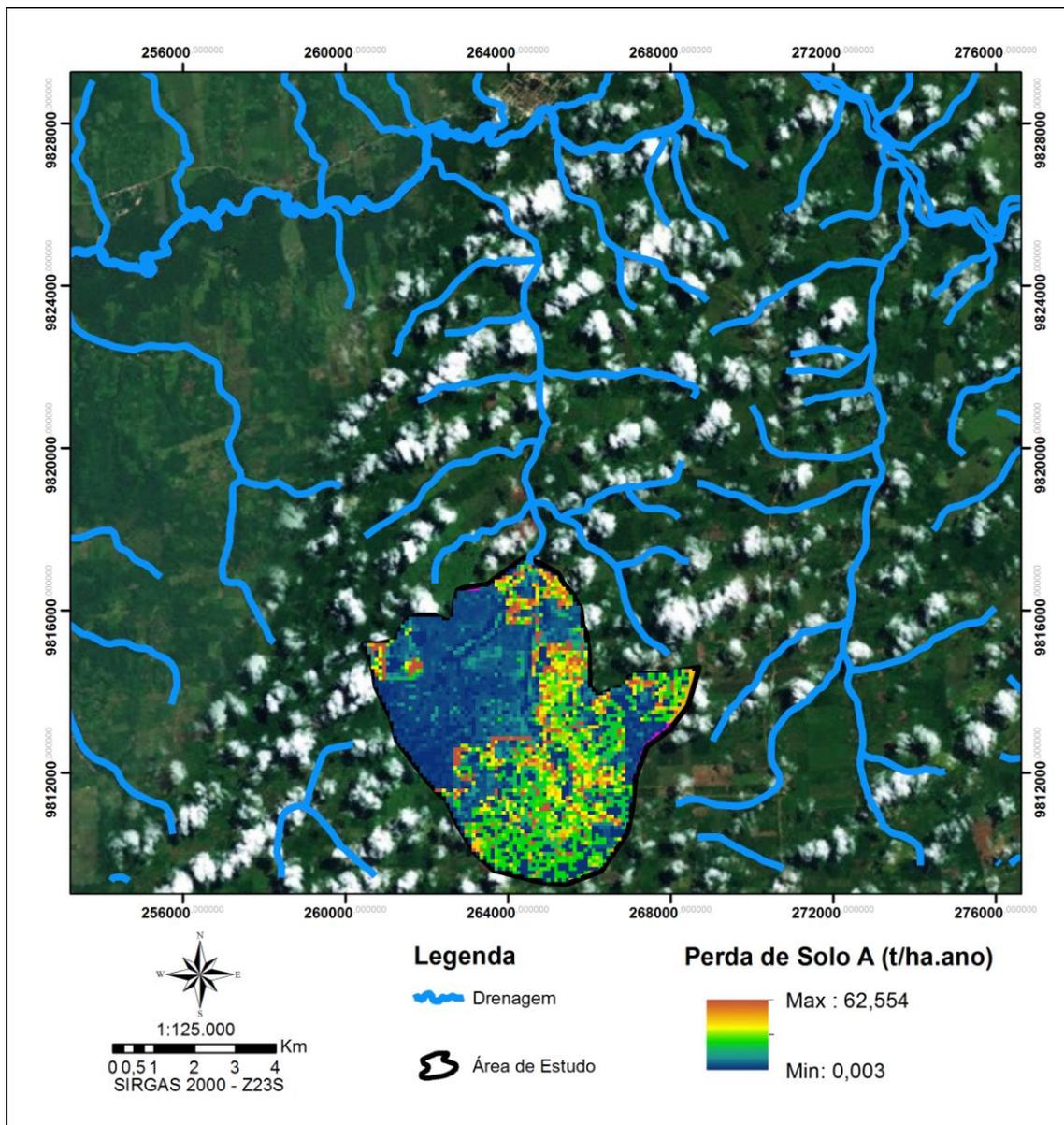


Figura 15: Mapa de perda de solo da área de estudo. Fonte: Autoria própria.

Ao analisar o mapa, pode-se perceber a influência dos distintos valores do fator C adotados para cada classe de uso da terra. Percebe-se também, a variação da perda de solo pela variação do LS. Nesse caso, os maiores valores de perda de solo estão em função de altos valores de LS conjugados com altos valores de C (Agricultura anual e Agropecuária); enquanto os menores valores estão associados aos pastos limpos em área planas (LS inferior). Os valores da perda de solo na área variaram entre 0,003 e 62,554 t/ha.ano, com uma média de 4,76 e desvio padrão de 6,02, a relação entre a média e desvio padrão indica que a média não deve ser utilizada como referência para a bacia, também

significa a ocorrência de extremos na área de estudo, ou seja, locais onde a perda de solo é crítica. Usando-se a classificação de erosão hídrica de Vieira (2008) tem-se (Tabela 10):

Perda de solo (t/ha.ano)	Classes de perda de solo	Área	Percentual
0 – 3	Muito baixa	2102,16	57%
3,01 – 5	Baixa	110,64	3%
5,01 – 7	Média	553,2	15%
7,01 – 16	Alta	737,6	20%
>16	Muito Alta	184,4	5%

Tabela 10: Classes de perda de solo na área de estudo. Fonte: Adaptado de Vieira (2008).

Percebe-se que 25% da área de estudo estão entre as classes Altas e Muito Altas, compreendendo que um quarto da área possui riscos associados à erosão. No entanto, considerando a tolerância de perda de solo (TPS) da área de estudo equivalente a 12,5 t/ha.ano, as áreas de risco são consideravelmente inferiores. A Figura 16 apresenta as áreas onde a erosão hídrica supera a perda de solo tolerada.

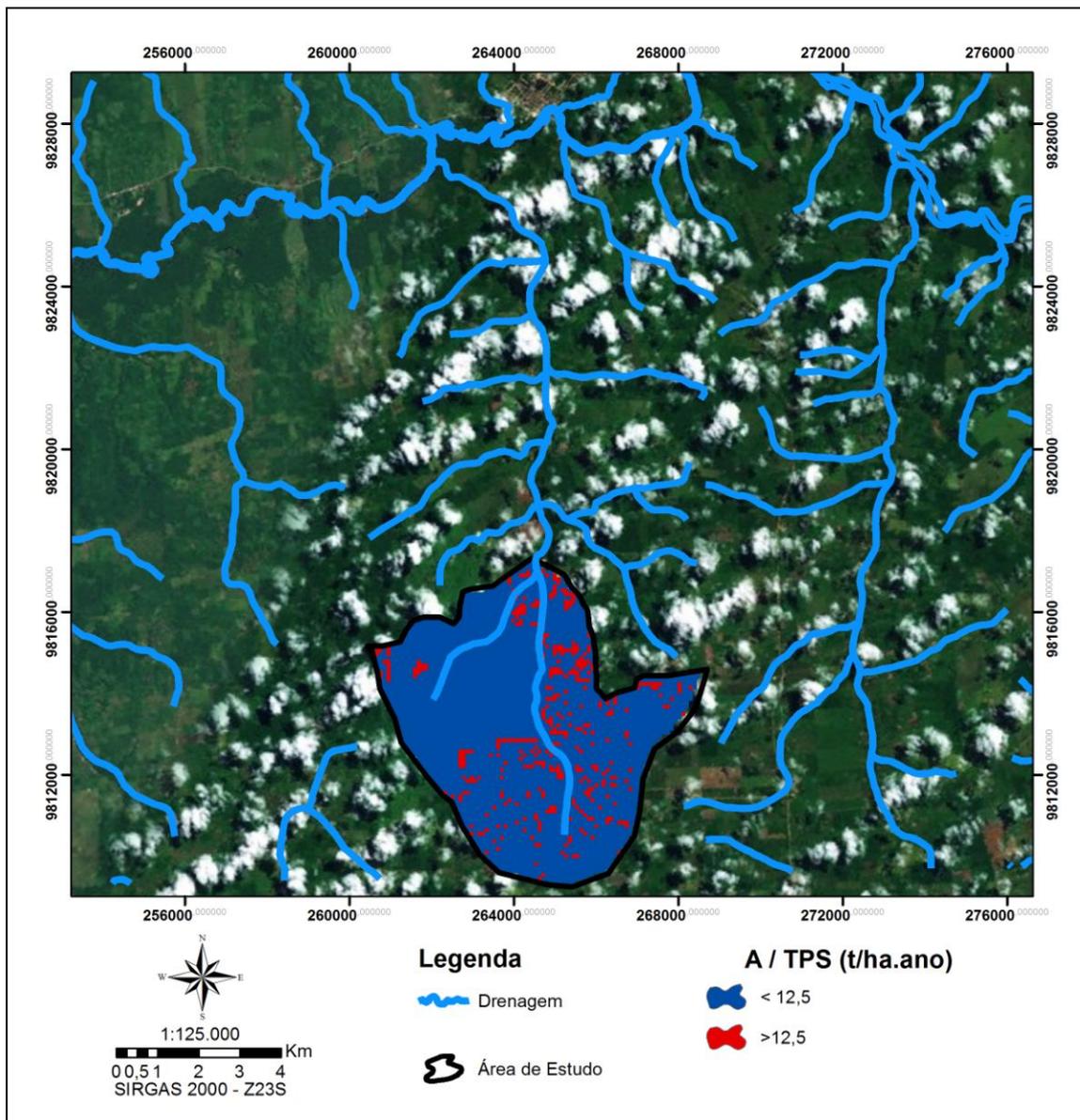


Figura 16: Erosão hídrica em relação à tolerância da perda de solo. Fonte: Autoria própria.

As áreas onde a erosão hídrica excede a tolerância da perda de solo do Latossolo Amarelo distrófico, destacadas em vermelho (Figura 16), correspondem a 9,4% da área total (aproximadamente 347 ha). Como mencionado anteriormente, as áreas críticas, onde a perda de solo é superior a 12,5 t/ha.ano, estão associadas aos altos valores de LS, cuja média, considerando exclusivamente estas áreas, é de 0,77, o dobro da média comparando-se com toda a área de estudo. Da mesma forma, os usos que se

destacam nestas áreas críticas são Agropecuária, Agricultura Anual e Pasto com solo exposto, representando 52, 21 e 19% do total, respectivamente.

Os resultados apresentados podem subsidiar políticas públicas de conservação e manejo do solo, com enfoque nas áreas em que a erosão oferece risco à manutenção da produção agropecuária e à degradação dos recursos hídricos superficiais do trecho analisado da bacia hidrográfica do igarapé da Prata. Além disso, tal estudo permite melhor visualizar os processos erosivos na bacia, auxiliando em uma gestão territorial compreensiva, considerando as capacidades e limitações naturais do território, possivelmente direcionando a implementação de atividades agropecuárias e de áreas de APP na bacia em questão. O estudo também serve de modelo para que outras bacias com uso de solo misto sejam analisadas.

Capítulo 5 Conclusão

A utilização da RUSLE em uma pequena bacia da Amazônia mostrou-se de aplicação simples, rápida e de baixo custo quando considerado que a maior parte dos dados necessários está disponível em bancos de dados públicos. Para tanto, sugere-se que sejam adotadas as adequações metodológicas propostas no presente trabalho através da utilização de um sistema de informação geográfica. Porém, ressalta-se que os resultados obtidos pela sua utilização devem ser analisados como caráter qualitativo, considerando que muitos de seus parâmetros são estimados de forma alternativa, assim como a resolução dos dados não é a ideal para a escala de trabalho em pequenas bacias.

Ainda, considerando a construção de um banco de dados em áreas piloto, através de levantamentos em campo, tornar-se-ia viável a construção, ou adequação, de metodologias intrínsecas a realidade amazônica, permitindo uma avaliação mais precisa da perda de solo. Nesse sentido, também seria ideal a utilização de outros modelos, em comparação ao apresentado nessa pesquisa, com destaque para modelos físicos como o WEPP que inclui também a análise de deposição de solo.

O trecho superior da bacia do igarapé da prata, avaliado neste trabalho, possuía os dados necessários à aplicação da equação da RUSLE, na qual sua aplicação foi feita conforme as considerações feitas, apresentando uma perda de solo total de aproximadamente 16.337 t/ano, equivalente a 817 caminhões de aterro (20t) sendo descarregados. Essa perda, não necessariamente chega à calha do igarapé, parte dela acaba sendo depositada em outras áreas da bacia. No entanto, a perda média de solo foi de 4,76 t/ha.ano, sendo abaixo do limite aceitável da TPS considerada para o local de 12,5, ainda que 25% da área de estudo estejam em condições críticas de uso, sendo necessária uma intervenção nestas áreas, visando à sustentabilidade da atividade agropecuária no local.

Para trabalhos futuros, sugere-se a aquisição de dados de campo, ou ainda criação de áreas de controle, a fim de se analisar a precisão da RUSLE e outros modelos a serem empregados como mencionado anteriormente. Outra possibilidade dar-se-ia pela aplicação da RUSLE em áreas com o histórico de dados necessários para estas comparações. Não obstante, outros trabalhos podem também associar a evolução temporal da erosão em função das mudanças de uso da terra, correlacionando ainda com os impactos na economia agrária e nos recursos hídricos.

Por fim, a utilização da RUSLE em combinação com um SIG, apresenta-se como forma viável, considerando as limitações supracitadas, para avaliação da erosão no ambiente amazônico, podendo ter sua aplicação replicada nas mais diversas bacias da região de forma a auxiliar políticas públicas para o uso sustentável dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alatorre, L.C., Beguería, S. 2009. Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. *Catena*, v. 76, n. 3, p. 182-190.

Almeida, C.A.; Valeriano, D.M.; Escada, M.I.S.; Rennó, C.D. 2010. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. *Revista Acta Amazônica*, v. 40, n.2, p. 282 – 302.

Alves, D. S. 2007. Cenários de cobertura e uso da terra a dimensões humanas na Amazônia Legal Brasileira. São Paulo: EDUSP, 1ed, p. 39 – 64.

Aquino, D. N., Lopes, B.F., Santos, A.T., Andrade, E.M. 2007. A aplicação da USLE e SIG na estimativa da perda de solos em uma micro bacia hidrográfica do semi-árido do estado do Ceará. *Anais Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, Bonito, MG, n.36, 4p.

Avanzi, J.C., Silva, M.L.N., Curi, N., Mello, C.R., Fonseca, S. 2008. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 6, p. 563-569.

Bárbara, V.F. 2006. Uso do modelo Qual2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia). Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 174 p.

Barros, L.S., Vale Jr, J.F., Schaefer, C.E.G.R., Mourão Jr, M. 2009. Perdas de solo e água em plantio de *Acacia mangium* wilde savana em Roraima, norte da Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 2, p. 447-454.

Bastos, T.X. 1990. Delineating agroclimatic zones for deforested area in Pará State, Brazil. Dissertation of master's degree. University of Hawaii. 170p.

Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E. J. 1980. ANSWERS: A model for watershed planning. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v. 23, n. 4, p. 938-944.

Bertoni, J., Lombardi Neto, F. 2012 Conservação do solo. São Paulo: Ícone, 8ed, 355p.

Bigarella, J. J. 2003. Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais. Vol.3, 2ª Ed. UFSC, Santa Catarina. 1436p.

Blanco, C.J.C., Secretan, Y., Favre, A.C. 2007. Análise, aplicação e transposição de um modelo chuva-vazão para simulação de curvas de permanência de pequenas bacias da Amazônia. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 12, n.1, p. 205 – 216.

Bloise, G.L.F., Carvalho Jr, O.A., Reatto, A., Guimarães, R.F., Martins, E.F., Carvalho, A.P.F. 2001 Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da Bacia do Olaria – DF. EMBRAPA Cerrados. Boletim de pesquisa, n. 14. 33 p.

Bonilla, C.A., Reyes, J.L., Magri, A. 2010. Water erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Central Chile. Chilean Journal of Agricultural Research, v. 70, n.1, p. 159-169.

Breiby, T. 2006. Assessment of Soil Erosion Risk within a Subwatershed using GIS and RUSLE with a Comparative Analysis of the use of STATSGO and SSURGO Soil Databases. Papers in Resource Analysis, Saint Mary's University of Minnesota Central Services Press. Winona, MN. v. 8, 22p.

Calderano Filho, B. *et al.* 2003 Levantamento de solos e avaliação da aptidão agrícola das terras da microbacia Janela das Andorinhas, no município de Nova Friburgo, RJ. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, Boletim, n. 27. 52 p.

Câmara, G., Medeiros, J.S. 1998. Princípios Básicos do Geoprocessamento. Em: Assad, E., Sano, E.E., Sistema de Informações Geográficas. Aplicações na Agricultura. 1ª Ed. Brasília, DF, EMBRAPA.

Cardoso, C.A., Dias, H.C.T., Martins, S.V., Soares, C.P.B. 2006. Caracterização hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, v. 30, n. 2, p. 249-256.

Cariello, B.L. 2013 Avaliação da MUSLE para estimativa de produção de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica da Amazônia. Dissertação de mestrado. UFPA, Belém, PA. 96p.

Carvalho, N. O. 1994. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro. CPRM. 372p.

Caten, A., Minella, J.P.G., Madruga, P.R.A. 2012. Desintensificação do uso da terra e sua relação com a erosão do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, p. 1006–1014.

Chaves, H.M.L. 1996 Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. Em: Alvarez V.H.; Fontes, L.E.; Fontes, M.P.F. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Ed: Viçosa, SBCS, UFV, p. 731-750.

Coelho, A.L.N. 2007. Modelagem hidrológica da bacia do rio doce (MG/ES) com base em imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). *Caminhos de Geografia*, v. 8, n. 22, p. 116-131.

Cowen, J. 1993. A proposed method for calculating the LS factor for use with the USLE in a grid-based environment: Proceedings of the thirteenth annual ESRI user conference, p. 65 – 74.

CPRM. 2008. Geologia e Recursos Minerais do estado do Pará. Belém, Pará. 329p.

De Jong, S.M., Paracchini, M.L., Bertolo, F., Folving, S., Megier, J., De Roo, A.P.J. 1999. Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. || *Catena*, v. 37, n. 3–4, p. 291–308.

Denardin, J.E. 1990. Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba–SP, 81 p.

Desmet, P. and Govers, G. 1996. 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.

Diário Do Pará. 2012. Entrevista: Para Luiz Molion erosão do solo ameaça a Amazônia. Disponível em: <http://www.diariodopara.com.br/N-153180>. Acessado em: 25/07/2013

Diniz, T.D.A.S. 1991. Climatic characteristics of the Eastern Amazon region. In: *Studies on the utilisation and conservation of soil in the Eastern Amazon region*. Eschborn, Embrapa, Cpatu; GTZ, p. 3 -13

Domingos, J.L. 2006. Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em uma bacia hidrográfica. Trabalho de conclusão de curso. UFES, Vitória, Espírito Santo. 64p.

Dunn, M., Hickey, R. 1998. The Effect of Slope Algorithms on Slope Estimates within a GIS. *Cartography*, v. 27, n. 1, p. 9 – 15.

Dunne, T., Leopold, L.B. 1978. *Water in environment planning*. São Francisco: Freeman. 818 p.

Eastman, J.R. 1997. *Idrisi for Windows, User's Guide, version 2.0*. Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University, Worcester, MA, USA.

Efe, R., Ekinci, D., Curebel, I. 2008. Erosion Analysis of Findikli Creek Catchment (NW of Turkey) Using GIS Based on RUSLE (3d) Method. || *Fresenius Environmental Bulletin*, v. 17, n. 5, p. 586-576.

EMBRAPA e INPE. 2013. Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia – 2010. Sumário executivo. 1ª Impressão, Embrapa Amazônia Oriental, Belém, PA. 7p.

Environmental Systems Research Institute (ESRI) (1997) Arc/Info, version 7.2, Online Users Guide.

Farinasso, M., Carvalho Jr., O.A., Guimarães, R.F., Gomes, R.A.T., Ramos, V.M. 2006. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perda de Solo – utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do alto Parnaíba, PI-MA. Revista Brasileira de Geomorfologia, Ano 7, n. 2, p. 73-85.

Fearnside, P.M. 1986. Human carrying capacity of the Brazilian Rainforest. Columbia University Press, New York, EUA. 293 p

Flanagan, D.C., Nearing, M.A. 1995. USDA Water Erosion Prediction Project hillslope and watershed model documentation. NSERL Report No. 10.

Forsberg, B., Godoy, J.M. 1989. Development and erosion in the Brazil amazon: A geochronological case study. Geojournal, v. 19, n. 4, p. 399-405.

Foster, G.R. 1982. Modelling the erosion process. Em: Haan, C.T., Johnson, H.P., Brakensiek, D.L. Hydrologic Modelling of Small Watersheds. ASAE Monograph, n. 5. American Society of Agricultural Engineers, Michigan. P. 295-380.

Foster, G.R., McCool, D.K., Renard, K.G., Moldenhouer, W.C. 1981. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. Journal of Soil and Water Conservation Society of America, v.36, n.6, p. 355-539.

Fujihara, A.K. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte do geoprocessamento. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2002. 136p.

Galdino, S. 2012. Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto taquari - MS/MT. Tese de Doutorado. UNICAMP/FEAGRI, Campinas. 115p.

Gomide, I.S. 2012. Modelagem de perda de solo de pequenas bacias hidrográficas da Amazônia via modelo USLE. Dissertação de Mestrado. UFPA, Belém-PA. 103p.

Gonçalves, F.A., Silva, D.D., Pruski, F.F., Carvalho, D.F., Cruz, E.S., 2006. Índices e espacialização da erosividade da chuva no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p269 – 276.

Griffin, M.L., Beasley, D.B., Fletcher, J.J, Foster, G.R. 1988. Estimating soil loss on topographically nonuniform field and farm units. Journal of Soil and Water Conservation, v. 43, p. 326-331.

Guerra, A.J.T., Coelho, M.C.N., Marçal, M.S. 1998. Açailândia: Uma Cidade Ameaçada pela Erosão. Revista Ciência Hoje, v. 23, n. 138, p. 36-45.

Haan, C.T., Barfield B.J., Hayes J.C. 1994. Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. Academic Press, San Diego, California, USA.588 p.

Hickey, R. 2000. Slope angle and slope length solutions for GIS. Cartography, v. 29, n. 1, p. 1–8.

Hickey, R., Smith, A. and Jankowski, P. 1994. Slope length calculations from a DEM within Arc/Info GRID. Computers, Environment, and Urban Systems, v. 18, n. 5, p. 365 - 380.

Hickey, R.; Burns, E.; Bolte, J.; Walker, D. 2005. Development of a Statewide Erosion Vulnerability Screening Tool for Oregon .Disponível em: <http://www.siue.edu/geography/online/Hickey05.pdf>. Acesso em: 21/05/2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Sistema IBGE de Recuperação Automática - Sidra. Disponível em

<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/popul/default.asp?z=t&o=25&i=P>. Acesso em 20/05/2013.

Jarvis, A., H.I. Reuter, A. Nelson, E. Guevara, 2008, Hole-filled SRTM for the globe Version 4. Disponível em: CGIAR-CSI SRTM 90m Database (<http://srtm.csi.cgiar.org>).

Karaburun, A. 2009. Estimating Potential Erosion Risks in Corlu Using the GIS-Based RUSLE Method. *Fresenius Environmental Bulletin*, v. 18, n.9a, p. 1692-1700.

Karaburun, A., 2010. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. *Ozean Journal of Applied Sciences*, v. 3, n. 1, p. 77 – 85.

Kim, H.S. 2006. Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on the IMHA watershed, South Korea. Dissertation of Master's Degree. Colorado State University. 131p.

Knisel, W.G. 1980. CREAMS: A Field-Scale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. United States Department of Agriculture (USDA). Washington, DC. Conservation Research Report 26. 640p.

Legesse, D., Vallet-Coulomb, D., and Gasse, F. 2003. Hydrological Response of a Catchment to Climate and Land use Changes in Tropical Africa: Case Study South Central Ethiopia. *Journal of Hydrology*, v. 275, p. 67–85.

Leprun, J.C., 1981. A erosão, a conservação e o manejo do solo no Nordeste Brasileiro. Recife. Ministério do Interior. SUDENE, Brasil. 105p.

Levy, M.C.T.C. 1995. Avaliação de cenários da produção agrícola visando a sustentabilidade do uso das terras de Piracicaba (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP. 104 p.

Libos, M., Rotunno Filho, O.C., Zeilhofer, P. 2003. Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 4, p115 – 135.

Lin, C.Y., Lin, W.T., Chou, W.C. 2002. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. || Soil and Tillage Research v. 68, n. 2, p. 143–152.

Lombardi Neto, F., Moldenhauer, W.C., 1992. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. Bragantia, v.51, p 189 – 196.

Lu D., Moran E., Batistella M. 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. Remote Sensing of Environment, v. 87, p. 456–469.

Lu, D., Li, G., Valladares, G.S., Batistella, M. 2004. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS. Land Degradation and Development, v. 15, p. 499 – 512.

Martins, P.F.S. 1987. Propriedades de solos sob floresta natural e sua alteração em consequência do desmatamento e cultivo, na Amazônia Oriental. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP. 233 p.

McCool, D.K., Brown L.C., Foster G.R. 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. Transactionsofthe ASAE, vol. 30, p. 1387-1396.

Mello, G., Bueno, C. R. P., Pereira, G. T. 2005. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, n.2, p.315–322.

Merritt, W.S., Letcher, R. A., and Jakeman, A.J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, v. 18, p. 761–799.

Mingoti, R., Vettorazzi, C.A. 2011. Redução relativa da perda de solo anual em microbacias hidrográficas em função do relevo e da cobertura florestal. *Revista de Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.31, n.6, p 1202-1211.

Moore, I., Burch, G. 1986. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Society of America Journal*, v. 50, p. 1294 – 1298.

Moore, I.D, Wilson, J.P. 1992. Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 47, n. 5, p. 423-428.

Morais, L.F.B., Silva, V., Naschenveng, T.M.C., Hardoin, P.C., Almeida, J.E.L., Weber, O.L.S., Boel, E., Durigon, V., 1991. Índice EI30 de chuva e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p 339 – 344.

Nearing, M.A., Lane, L.J., Lopes, V.L. 1994. Modeling soil erosion. Em: Lal, R. *Soil Erosion Research Methods*. Ed. Soil and Water Conservation Society, Ankeny. p. 127 – 156.

Nunes J.G., Campos, M.C.C., Oliveira, F.P., Nunes, J.C. 2012. Tolerância de perda de solo por erosão na região sul do Amazonas. Em: *Ambiência, Revista do setor de ciências agrárias e ambientais*, v. 8, n.3, p 860 – 868.

Oliveira Jr, R.C., 1988. A erosividade das chuvas na parte leste do Pará. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, Pará, Brasil. 52p.

Oliveira Jr, R.C., Lopes O.M.N., Melo, A.S. 1989. A erosividade da chuva em Cametá, Tucuruí e Paragominas, no estado do Pará. Boletim FCAP, Belém, nº22, p 35 – 52.

Oliveira Jr, R.C., Medina, B.F. 1990. A erosividade das chuvas em Manaus (AM). Revista Brasileira Ciência do Solo, v.14, p 235 – 239.

Oliveira, A.H. 2011. Erosão hídrica e seus componentes na sub-bacia hidrográfica do horto florestal terra dura, Eldorado do Sul (RS). Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 179p.

Oliveira, P.T.S.; Wendland, E.; Nearing, M.A. 2012. Rainfall erosivity in Brazil: A review. Cadena, v.100, p 139 – 147.

Oliveira, R.R.S., Watrin, O.S., Valente, M.A., Pimentel, G.N. 2011. Análise da vulnerabilidade natural dos solos à erosão como subsídio ao planejamento territorial em área da microbacia do igarapé Peripindeua, Nordeste Paraense. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba, PR.

Pacheco, N.A.; Bastos, T.X. 2001. Caracterização climática do município de Capitão Poço, PA. Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, n.79. Belém. 18p.

Pacheco, N.A.; Bastos, T.X. 2002. Análise frequencial da chuva em Capitão Poço, PA. Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, n.133. Belém. 15p.

Pereira, S.B. 2000. Desprendimento e arraste do solo em decorrência do escoamento superficial. Tese de doutorado. UFV, Viçosa, MG, 95p.

Pruski, F.F. 2006. HIDROS: dimensionamento de sistemas hidroagrícolas. 1ª Ed. UFV, Viçosa, MG. 259 p.

Rabus, B., Eineder, M.A.R., Bamler, R. 2003. 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.

Ranzini, M., Lima, W.P. 2002. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus, no Vale do Paraíba, SP. *Scientia Forestalis*, n. 61, p. 144-159.

Renard K.G., Freimund, J.R. 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, v. 157, p. 287–306.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A.; Mccool, D.K., Yoder, D.C. 1997. Predicting soil erosion by water — a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). United States Department of Agriculture (USDA). Washington, DC. Agricultural Handbook No. 703. 407p.

Renard, K.G., Foster, G.R., Wessies, G.A., Porter, J.P. 1991. RUSLE Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 46, n.1, p. 29 – 33.

Renard, K.G., Freimund, J.R., 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, v.174, p 287 – 306.

Reuter H.I, A. Nelson, A. Jarvis, 2007, An evaluation of void filling interpolation methods for SRTM data, *International Journal of Geographic Information Science* v.21, n.9, p 983-1008.

Ritchie J. C.; Walling, D. E.; Peters J. 2003. Application of geographic information systems and remote sensing for quantifying patterns of erosion and water quality. *Hydrological Processes*, v.17, p. 885 – 886.

Rodrigues, R.B. 2005. Sistema de Suporte à Decisão Proposto para a Gestão QualiQuantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água. Tese de Doutorado. USP. São Paulo, SP. 155 p.

Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell, and D.W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I, p. 309-317.

Rufino, R.L., Biscaia, R.C.M., Herten, G.H., 1993. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.17, p 439 – 444.

Salati, E., Vose, P.B. 1984. Amazon basin: A system in equilibrium. Science, New Series, v. 225, n. 4658, p. 129 - 138.

Salgado, M.P.G., Formaggio, A.R., Rudorff, B.F.T. 2012. Avaliação dos dados SRTM aplicados à modelagem do fator topográfico da USLE. Revista Brasileira de Cartografia, v. 64, n. 04, p. 429-442.

Sánchez, R.R. 2002. GIS - Based Upland Erosion Modeling, Geovisualization and Grid Size effects on Erosion Simulations with CASC2D-SED. Dissertation of Master Degree, Colorado State University, 29p.

Santos, D., Pereira, D., & Veríssimo, A. 2013. Uso da Terra. O Estado da Amazônia. Belém: Imazon, 67p.

Santos, P.R.A., Gaboardi, C., Oliveira, L.C. 2006. Avaliação da precisão vertical dos modelos SRTM para a Amazônia. Revista Brasileira de Cartografia, v. 58, n. 01, p 101-107.

Sartori, A.A.C., Nossack, F.A., Moraes, D.A.C., Dantas, M.J.F., Silva, R.F.B., Zimback, C.R.L. 2011. Definição de áreas prioritárias à adequação do uso da terra por meio de abordagem multicriterial em ambiente SIG. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba, PR.

Schiettecatte, W., D'Hondt, L., Cornelis, W.M., Acosta, M.L., Leal, Z., Lauwers, N., Almoza, Y., Alonso, G.R. Díaz, J., Ruíz, M., Gabriels, D. 2008. Influence of landscape on soil erosion risk in the Cuyaguaje watershed (Cuba). Catena, v.74, p.1-12.

Schmitt, A.K. 2007. Developing and applying a soil erosion model in a datapoor context to an island in the rural Philippines. *EnvironmentDevelopmentSustain*, v.11, p 19 – 42.

Schwartz, G. 2007. Manejo sustentável de florestas secundárias: Espécies potenciais no nordeste do Pará, Brasil. *Amazônia: Ciência e Desenvolvimento*, Belém, v.3, n. 5, p 125 – 147.

Shamsi, U.M. 2005. GIS applications for water, wastewater and storm water systems. 1ª ed. Flórida: CRC PRESS. 413 p.

Silva, A. M., Schuls, H. E., Camargo, P. B. 2004. Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas. São Carlos. Rima. 140p.

Silva, A.M. 2004. Rainfallerosivitymap for Brazil. *Catena*, v. 57, p251–259.

Silva, B.N.R., Silva, L.G.T., Rocha, A.M.A., Sampaio, S.M.N. 1999. Interação biofísica e do uso da terra na dinâmica da paisagem no município de Capitão Poço, PA, em sistema de informação geográfica. Em: Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, 10. Belém. 42p.

Silva, M.A. 2009. Modelagem espacial da erosão hídrica no Vale do Rio Doce, região centro-oeste do estado de Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Lavras: Universidade Federal de Lavras, Brasil.

Silva, V.A., Amorin, R.R., Santos, M.C.F., Perez Filho, A., Moreau, M.S. 2010. A utilização de geoprocessamento para modelagem de cenários de uso e perda de solo na bacia hidrográfica do rio Colônia no litoral Sul da Bahia (Brasil). Anais VI Seminário Latino Americano de Geografia Física, II Seminário Ibero Americano de Geografia Física. Universidade de Coimbra.

Silva, V.D. 2008. Análise da perda de solo, utilizando o modelo *RUSLE Revised Universal SoilLossEquation*, aplicado com auxílio das técnicas de geoprocessamento na bacia de Ribeirão dos Reis, Maringá-PR. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 109 p.

Srinivasan, R., Engel, B.A. 1991. Effect of slope prediction methods on slope and erosion estimates. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 7, n. 6, p. 779 - 783.

SSSA - Soil Science Society of America. 2008 Glossary of soil science terms. Madison. 88p.

Teh, S.H. 2011. Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on Cameron Highlands, Malaysia hydro power development. Dissertation of Master Degree. School of Renewable Energy Science. 76p.

Teixeira, W., Toledo, M.C.M., Fairchild, T.R., Taioli, F. 2009. Decifrando a Terra. 2ª Ed. Oficina de Textos, São Paulo. 568 p.

Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., Iaquina, P. 2009. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, v.112, p. 228–245.

Tonello, K.C., Dias, H.C.T., Souza, A.L., Ribeiro, C.A.A.S., Leite, F.P. 2006. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. *Revista Árvore*, v. 30, n. 5, p. 849-857.

Tucci, C. E. M. 1998. Modelos hidrológicos. 1ª Ed. UFRGS, Porto Alegre, RS. 669 p.

USGS, U.S Geological Survey, . 2013. O ciclo da água. Disponível em: <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycleportuguese.html>. Acessado em: 12/12/2013.

Val, L.A., Bahia, V.G., Freire, J.C., Dias Júnior, M.S., 1986. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. *Ciência e Prática*, v.10, p. 199 – 209.

Vale Jr, J.F., Souza, M.I.L., Nascimento, P.P.R.R., Souza Cruz, D.L. 2011. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. *Revista Agroambiente*, v. 5, n.2, p. 158 – 165.

Van Remortel, R.D., Hamilton, M.E., Hickey, R.J., 2001. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within ArcInfo Grid. *Cartography*, v.30, n.1, p. 27–35.

Van Remortel, R.D., Maichle R.W., Hickey, R.J. 2004. Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. *Computers and Geosciences* v. 30, p 1043–1053.

Veiga, M., Bassi, L., Rosso, A. 1994. Degradação do solo e da água. Em: Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento, Santa Catarina. Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água: Projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas. 2ª Ed. Florianópolis. EPAGRI. 384p.

Vieira, F.V. 2008. Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica. *Revista Geografia*, v. 17, n.1, p. 73 – 81.

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

Williams, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin*. USDA, Texas, p. 965-974.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1965. Predicting rainfall erosion losses from Gopland east of the Rocky Mountains. United States Department of Agriculture (USDA). Washington, DC. Agricultural Handbook No 282, 47 p.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978 Predicting Rainfall Erosion Losses—A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook No. 537. US Department of Agriculture Science and Education Administration, Washington, DC, USA. 163p.

Woolhiser, D.A., Smith, R.E., Goodrich, D.C. KINEROS, A kinematic runoff and erosion model: Documentation and user manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 130p.

Yue-Qing, X., Xiao-Mei, S., Xiang-Bin, K., Jian, P., Yun-Long, C. 2008. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China. *Environment Monitoring Assess*, v.141, p.275-286.

Yusof, K.W.; S.M. Baban. 1999. A Preliminary Attempt to Develop An Erosion Risk Map for Langkawi Island, Malaysia Using the USLE, Remote Sensing and Geographic Information System. Disponível em: <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/1999>. Acesso em: 21/05/2013.

Zachar, D. 1982. *Soil Erosion: Developments in soil Science*. New York. Elsevier Scientific. 547p.

Zaroni, M. J., Fernandes, N. F., Macedo, J. R. De, Fornelos, L. F. 2007. Estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas a partir do modelo USLE e do índice de transferência de sedimentos (SDR): o caso das bacias de Santa Maria e de Cambiocó, região nordeste do Estado do Rio de Janeiro. *Congresso Brasileiro De Ciência Do Solo*, Gramado, n.31. Resumo.