

**“AVALIAÇÃO DE PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA E
ESTUDO DE EMERGIA NA BACIA DO RIO CAETÉ, ALFREDO
WAGNER - SANTA CATARINA”**

Tatiane Checchia

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Masato Kobiyama

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Enrique Ortega

FLORIANÓPOLIS

2005

Todo ser vivo é de certa forma um imperialista, que procura transferir o máximo possível para si mesmo e suas sementes.

Bertrand Russell

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Masato Kobiyama pelo aprendizado, estímulo e, acima de tudo, pela amizade e confiança.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Enrique Ortega, pela possibilidade de aprimorar os meus conhecimentos em uma nova linha de pesquisa.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado e FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) pelos recursos destinados ao projeto Trilha.

Ao Coordenador e pesquisadores do Núcleo de Estudos da Água (NEA), pelo apoio dado à realização da pesquisa.

Aos funcionários da EPAGRI e Sindicato Rural e Prefeitura de Alfredo Wagner, pelas valiosas informações.

Aos muitos amigos que fiz em Alfredo Wagner, em especial a família do Sr. Leopoldo Schaeffer.

Aos companheiros de jornada: Roberto, Alexandre, Ângela, Gisele e Leandro.

Ao Dalton do CEHPAR, Chico e Prof^o Uberti do CCA e Sandro da Battistella, pela ajuda oferecida.

Ao meu pai Marco Luis pelos conselhos. A minha mãe Carmen Lúcia e minha irmã Taiana pelo carinho.

Aos meus avós Aroldo e Dina pelo apoio incondicional e avós Antônio e Dio pelo carinho.

Aos meus amores Andrew William e Paulo Henrique, filho e marido, pelo apoio, paciência, carinho, compreensão e felicidade.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE SÍMBOLOS	
LISTA DE ANEXOS	

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 FATORES QUE ATUAM NA EROSÃO	5
3.1.1 Solo	7
3.1.2 Clima	14
3.1.3 Relevo	15
3.1.4 Vegetação	17
3.2 PROCESSO FÍSICO DA EROSÃO	18
3.3 USO DE MODELOS EM ESTUDOS AMBIENTAIS	23
3.3.1 Histórico da modelagem de erosão	27
3.3.2 Modelos de predição de erosão hídrica	28
3.3.3 Modelos e sistemas de informações geográficas	35
3.4 RUSLE E SEUS COMPONENTES	38
3.5 MATÉRIA ORGÂNICA E A PERDA DE SOLO	51
3.6 FLUXO ENERGÉTICO E O USO DO SOLO AGRÍCOLA	53
4. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	60
4.1 ÁREA DE ESTUDO	60
4.1.1 Geologia	62
4.1.2 Geomorfologia	63
4.1.3 Solos	66
4.1.4 Potencial de uso agrícola	67
4.1.5 Clima	67
4.1.6 Vegetação	68
4.1.7 História do uso e manejo do solo	68
4.2 FATORES DA RUSLE	71
4.2.1 Erosividade da chuva - R	71
4.2.2 Erodibilidade do Solo - K	73
4.2.3 Fator topográfico - LS	73
4.2.4 Fator Cobertura Vegetal - C	80
4.2.5 Fator Prática Agrícola - P	83
4.2.6 Determinação do Potencial Natural de Erosão - PNE	85
4.2.7 Estimativa de Perda de Solo - A	85
4.3 AMOSTRAGEM DO SOLO EM CAMPO	86
4.4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA EMERGÉTICA	86
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	91
5.1 FATORES DA RUSLE	91
5.1.1 Erosividade - R	91
5.1.2 Erodibilidade do solo - K	99
5.1.3 Fator topográfico - LS	99

5.1.4 Fator Cobertura Vegetal - <i>C</i>	100
5.2.5 Fator Manejo do Solo - <i>P</i>	100
5.2 POTENCIAL NATURAL DE EROSÃO - PNE.....	100
5.3 PERDA DE SOLO - <i>A</i>	101
5.4 VERIFICAÇÃO DO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	104
5.5 ANÁLISE EMERGÉTICA	105
7. CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	116
REFERÊNCIAS	119
ANEXOS	141

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Série de Goldich: ordem de estabilidade dos minerais mais comuns frente ou intemperismo e a comparação com a série de cristalização magmática de Bowen.....	06
Figura 3.2	Representação da textura pelo triângulo.....	10
Figura 3.3	Propriedades do solo que afetam a erosão.....	12
Figura 3.4	Geometria e declividade em encostas retilínea, convexa e côncava.....	16
Figura 3.5	Relação entre a capacidade de transporte e deposição de uma determinada carga de sedimentos.....	7
Figura 3.6	Erosão por embate.....	19
Figura 3.7	Erosão laminar.....	21
Figura 3.8	Erosão em sulcos.....	22
Figura 3.9	Erosão laminar e em sulcos.....	22
Figura 3.10	Voçoroca.....	23
Figura 3.11	Nomograma para determinação do fator de erodibilidade do solo.....	41
Figura 3.12	Efeitos dos terraços nas vertentes.....	47
Figura 3.13	Sistema econômico e sistema natural.....	56
Figura 3.14	Esquema mostrando as contribuições da natureza $I = N+R$ e da economia humana $F = M+S$, resultando na contribuição total exterior do sistema $Y = I+F$	57
Figura 3.15	Razão de intercâmbio emergético.....	59
Figura 4.1	Localização do vale do rio Caeté e modelo digital do terreno.....	61
Figura 4.2	Hidrografia da bacia do Rio Caeté.....	62
Figura 4.3	Mapa geológico da bacia do Caeté e região adjacente.....	63
Figura 4.4	Tipo de modelado do terreno.....	65
Figura 4.5	Mapa de solos da bacia do Rio Caeté.....	67
Figura 4.6	Regime pluviométrico da região.....	68
Figura 4.7	Agricultor aplicando agrotóxico sem proteção apropriada.....	70
Figura 4.8	Localização das estações na ANA.....	72
Figura 4.9	Cartograma contendo o fator erodibilidade do solo.....	74
Figura 4.10	Cartograma contendo o Modelo Digital de Elevação – MDE.....	75
Figura 4.11	Hipsometria da bacia do Rio Caeté em metros.....	76
Figura 4.12	Declividade da bacia do Rio Caeté em metros.....	77
Figura 4.13	Cartograma contendo o fluxo de acumulação máximo de 15 e comparado com a hidrografia local.....	78
Figura 4.14	Cartograma do fator topográfico LS	79
Figura 4.15	Cartograma contendo as classes de uso do solo na bacia hidrográfica do Caeté.....	82
Figura 4.16	Foto da prática conservacionista de plantio morro abaixo.....	83
Figura 4.17	Cartograma correspondente ao fator P	84
Figura 4.18	Fluxograma de atividades realizadas para determinação do PNE.....	85
Figura 4.19	Fluxograma das atividades realizadas para a determinação de A	86
Figura 4.20	Diagrama da cebola.....	89
Figura 4.21	Diagrama do reflorestamento.....	89
Figura 4.22	Diagramas resumidos das produções de cebola e madeira.....	90
Figura 5.1	Distribuição da erosividade para o mês de novembro na bacia do Caeté.....	93

Figura 5.2	Distribuição da erosividade para o mês de dezembro na bacia do Caeté.....	93
Figura 5.3	Distribuição da erosividade para o mês de janeiro na bacia do Caeté..	94
Figura 5.4	Distribuição da erosividade para o mês de fevereiro na bacia do Caeté.....	94
Figura 5.5	Distribuição da erosividade para o mês de março na bacia do Caeté...	95
Figura 5.6	Distribuição da erosividade para o mês de abril na bacia do Caeté.....	95
Figura 5.7	Distribuição da erosividade para o mês de maio na bacia do Caeté.....	96
Figura 5.8	Distribuição da erosividade para o mês de junho na bacia do Caeté....	96
Figura 5.9	Distribuição da erosividade para o mês de julho na bacia do Caeté.....	97
Figura 5.10	Distribuição da erosividade para o mês de agosto na bacia do Caeté...	97
Figura 5.11	Distribuição da erosividade para o mês de setembro na bacia do Caeté.....	98
Figura 5.12	Distribuição da erosividade para o mês de outubro na bacia do Caeté.	98
Figura 5.13	Distribuição da erosividade anual na bacia do Caeté.....	99
Figura 5.14	Hierarquização da transformidade energética dos sistemas naturais – N, tecnológico – T e Sociedade – S.....	106
Figura 5.15	Diagrama emergético do reflorestamento.....	114
Figura 5.16	Diagrama emergético da cebola.....	114
Figura 5.17	Diagrama reduzido da cebola.....	115
Figura 5.18	Diagrama reduzido do reflorestamento.....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Alguns conceitos de solo.....	08
Tabela 3.2	Classificação das partículas conforme o tamanho.....	11
Tabela 3.3	Extensão global afetada pela erosão hídrica e eólica.....	14
Tabela 3.4	Alguns trabalhos publicados utilizando a USLE e suas modificações.....	31
Tabela 3.5	Resumo de modelos matemáticos de erosão.....	37
Tabela 3.6	Valores do fator P para algumas práticas conservacionistas	50
Tabela 4.1	Evolução da produção de cebola em Alfredo Wagner no período de 1960-2000.....	69
Tabela 4.2	Caracterização das Estações Pluviométricas utilizadas para determinação do fator R.....	72
Tabela 4.3	Índice de erodibilidade ($t \cdot ha \cdot ha^{-1} \cdot Mj^{-1} \cdot mm^{-1}$) e percentuais.....	73
Tabela 4.4	Descrição das cartas topográficas digitais utilizadas.....	73
Tabela 4.5	Fator <i>LS</i> e a porcentagem da área total.....	80
Tabela 4.6	Valores de <i>C</i> para cada uso do solo analisado, sua área equivalente e a % da área total.....	81
Tabela 4.7	Valores de <i>C</i> para cada uso do solo analisado e a % da área total....	83
Tabela 4.8	Símbolos de linguagem propostos por ODUM.....	88
Tabela 5.1	Erosividade média mensal na bacia do Rio Caeté, desvio padrão e coeficiente de variação.....	91
Tabela 5.2	Valores mensais e anual do Potencial Natural de Erosão – PNE.....	101
Tabela 5.3	Perda de solo real para os diferentes usos do solo da bacia.....	102
Tabela 5.4	Perda de solo real do mês de janeiro para os diferentes usos do solo da bacia.....	103
Tabela 5.5	Perda de solo real do mês de junho para os diferentes usos do solo da bacia.....	103
Tabela 5.6	Valores mensais e anual das Perdas de Solos – A: real, simulação do plantio em contorno e simulação de recuperação e manutenção das APP's.....	104
Tabela 5.7	Análises do teor de matéria orgânica.....	105
Tabela 5.8	Descrição inicial do sistema da cebola.....	108
Tabela 5.9	Cálculo da depreciação de bens da propriedade do sistema cebola..	108
Tabela 5.10	Planilha de cálculo emergético da cebola.....	109
Tabela 5.11	Descrição inicial do sistema do reflorestamento.....	111
Tabela 5.12	Cálculo da depreciação de bens da fazenda de reflorestamento.....	111
Tabela 5.13	Planilha de cálculo emergético do reflorestamento.....	112

LISTA DE SÍMBOLOS

<i>A</i>	Estimativa de erosão específica
<i>K</i>	Fator de erodibilidade do solo
<i>R</i>	Fator erosividade da precipitação
<i>L</i>	Gradiente de comprimento da vertente
<i>S</i>	Gradiente de declividade da vertente
<i>C</i>	Relação de cobertura vegetal
<i>P</i>	Relação de prática agrícola
<i>M</i>	Produto das porcentagens de silte mais areia muito fina pela soma da porcentagem de areia > 0,1 mm e as porcentagens de silte mais areia muito fina
<i>a</i>	Teor de matéria orgânica (teor de carbono orgânico total multiplicado por 1,72)
<i>b</i>	Coefficiente de estrutura do solo
<i>c</i>	Coefficiente de permeabilidade do perfil de solo
<i>E</i>	Energia cinética
<i>I</i>	Intensidade da chuva
<i>I₃₀</i>	Intensidade máxima de uma chuva de 30 minutos de duração
<i>m</i>	Número de chuvas erosivas no período de um ano
<i>p_i</i>	Precipitação média mensal
<i>Pr</i>	Precipitação média anual
<i>F</i>	Coefficiente de Fournier
<i>d</i>	Constante que varia para diferentes zonas climáticas
<i>e</i>	Constante que varia para as diferentes zonas climáticas
<i>X</i>	Comprimento da vertente
<i>PNE</i>	Potencial natural de erosão
<i>% Re</i>	Índice de renovabilidade do sistema
<i>EYR</i>	Relação de produção emergética
<i>EIR</i>	Relação de investimento de energia
<i>ELR</i>	Razão de carga ambiental
<i>EER</i>	Relação de troca de energia
<i>AF</i>	Acumulação do fluxo expresso como o número de células da malha
<i>l</i>	Tamanho da célula expresso como comprimento lateral da célula
<i>θ</i>	Declividade da vertente

LISTA DE ANEXOS

- 1 Potencial Natural de Erosão – PNE – Janeiro a Junho
- 2 Potencial Natural de Erosão – PNE - Julho a Dezembro
- 3 Potencial Natural de Erosão – PNE anual
- 4 Perda de Solo Real – Janeiro a Junho
- 5 Perda de Solo Real – Julho a Dezembro
- 6 Perda de Solo Anual
- 7 Perda de Solo Simulada – Manutenção e recuperação das APP's – Janeiro a Junho
- 8 Perda de Solo Simulada – Manutenção e recuperação das APP's - Julho a Dezembro
- 9 Perda de Solo Simulada Anual – Manutenção e recuperação das APP's
- 10 Perda de Solo Simulada – Prática de plantio em contorno – Janeiro a Junho
- 11 Perda de Solo Simulada – Prática de plantio em contorno - Julho a Dezembro
- 12 Perda de Solo Simulada Anual – Prática de plantio em contorno

RESUMO

Situada na cabeceira do rio Itajaí do Sul, a bacia do rio Caeté pertence ao município de Alfredo Wagner – SC, e é responsável pelo abastecimento de água no município. É caracterizada pela grande declividade das suas encostas, o que resulta na elevada velocidade das águas e na fragilidade geomorfológica da região. A economia do município está galgada no monocultivo da cebola, principal atividade econômica da bacia. Vem sendo observada a perda gradativa do solo agricultável, a erosão, o assoreamento dos rios, enchentes. O intenso uso de agrotóxicos vem ocasionando a contaminação das águas por agrotóxicos, além de influenciar na saúde do próprio agricultor. Devido à redução da fertilidade do solo e, conseqüentemente, o aumento dos custos de produção, muitos agricultores estão vendendo suas propriedades para empresas reflorestadoras. Estas empresas estão substituindo as áreas de cultivo por reflorestamento de pinus, o que irá resultar na modificação da economia do município. Deste modo, o desenvolvimento e a aplicação de ferramentas de suporte a decisão assume particular importância no zoneamento de usos do solo e na gestão dos recursos da região. Para avaliar o desempenho dos usos do solo existentes em relação à perda de solo foi utilizado o modelo RUSLE. Foram também simulados dois cenários: (1) realização de plantio em contorna nas áreas cultivadas; e (2) recuperação e manutenção das áreas de preservação permanentes. Para verificar a sustentabilidade dos dois usos do solo que possibilitam retorno econômico, ou seja, a cebolicultura e o reflorestamento de pinus foi aplicada à metodologia de análise econômica-ecológica denominada emergia. Os resultados mostram que a bacia possui um alto potencial natural de erosão (1987,87 ton/ha.ano). Como a bacia possui, ainda hoje, 80,52% de sua área coberta por vegetação nativa, a perda de solo real corresponde a 4% do potencial natural de erosão – 77,77 ton/ha.ano. O cultivo responde por 8,20% da perda de solo total (90,91 ton/ha.ano); e o reflorestamento 1,34% (30,12 ton/ha.ano). A simulação de prática de cultivo em contorno, a perda de solo total foi de 65,36 ton/ha.ano, verificando uma redução de 16% em relação à perda de solo total. Na simulação de recuperação e manutenção das áreas de preservação permanentes, a perda de solo média foi de 41,32 ton/ha.ano ou 47% da perda de solo real. Na aplicação da metodologia emergética se observou a grande dependência das contribuições da economia, principalmente insumos e combustível fóssil, dificultando a sustentabilidade dos sistemas. A cebola se mostrou menos sustentável que o reflorestamento devido sua elevada perda de solo e, conseqüentemente, elevada dependência de insumos. Mudanças na forma de cultivo poderiam modificar este quadro. O valor emergético da cebola é $1,04E+16$ sej/ha.ano e do reflorestamento $6,07E+15$. Os métodos adotados foram satisfatórios para auxiliar os tomadores de decisões do município no caso de efetuar um zoneamento adequado do uso solo.

Palavras-chave: Perda de solo, RUSLE, eMergia, cebolicultura, reflorestamento de pinus.

ABSTRACT

Evaluation of soil loss due to water erosion and emergy study in the Caeté river watershed, Alfredo Wagner municipal - Santa Catarina state.

The Caeté river watershed that belongs to the Alfredo Wagner municipal, Santa Catarina State, is one of the upper stream regions of the Itajaí do Sul river basin, and is responsible for the water supply to this municipal. The strong steepness of their hillslopes in this watershed results in high speed of the water flow and in the geomorphological fragility of the area. The main economic activity in this watershed is the onion cultivation, causing a gradual loss of the arable soil. The soil erosion reduces cross sections of river and consequently increases the frequency of floods. The intense use of pesticides has been causing the water contamination, besides of influencing the farmer's own health. Due to reduction of the soil fertility and, consequently, the increase of the production costs, many farmers have been selling their properties for reforestation companies which substitute the cultivation areas for pine reforestation. It will probably modify a municipal economy. A development and the application of decision-support tools are very important in the land-use zoning and in the natural resources management of the watershed. In this sense, to evaluate the actual land-uses in relation to the soil loss the erosion model RUSLE was used. Two sceneries were also simulated: (1) reforestation in cultivated areas; and (2) recovery and maintenance of the permanent preservation areas. The results show that the watershed possesses a high natural erosion potential (1987.87 ton/ha.year). Since 80.52% of the total area of the watershed is still now covered by native vegetation, the real soil loss is 77.77 ton/ha.year (only 4% of the natural potential). In the cultivation and the reforestation areas, these values are 90.91 ton/ha.year (8.20%) and 30.12 ton/ha.year (1.34%), respectively. In the scenery (1) and (2), the values of the total soil loss are 65.36 ton/ha.year (reduction of 16%) and 41.32 ton/ha.year (47%), respectively. To verify the sustainability of the onion cultivation and the pine reforestation that are economically important, the emergy analysis (economical-ecological methodology) was applied. It was observed the onion cultivation was less sustainable than reforestation because of more soil loss and, consequently, stronger dependence of fertilizers. Changes in the cultivation techniques could modify this picture. The emergy values of the onions and the reforestation are 1.04×10^{16} sej/ha.year and 6.07×10^{15} sej/ha.year. The adopted methods would be satisfactory to support the municipal decision-makers in case of making an appropriate zoning of the land-use.

Key-words: Soil loss, RUSLE, emergy, onion cultivation, pine reforestation.

1. INTRODUÇÃO

A necessidade cada vez maior de produção de alimento para sustentar a população do planeta tem resultado em sérios problemas de degradação do solo devido ao seu uso intensivo. O acelerado processo de erosão do solo tem se tornado um problema global a ser resolvido. No entanto, existem grandes dificuldades de se realizar, de forma precisa, um dimensionamento da extensão e magnitude da perda de solo, contemplando suas conseqüências econômicas e ambientais (LAL, 1994).

No Brasil, desde o seu descobrimento, foi aplicado o conceito de aproveitamento imediatista dos recursos naturais, por parte dos colonizadores, atendendo uma rotina predatória descompromissada com a conservação dos elementos explorados. Esta forma de exploração não se modificou mesmo com o fim do período colonial. A falta de preocupação com a manutenção dos recursos naturais fez com que a qualidade e a quantidade destes recursos ficassem comprometidas, comprometendo também a qualidade de vida do ser humano.

Essa rotina predatória se acentuou a partir de 1920, após o término da I Guerra Mundial, quando muitas áreas passaram a ter as matas queimadas ou cortadas, para instalação de lavouras e pecuária, empresas madeireiras ou serrarias, especialmente da Mata Atlântica e das Matas de Araucárias (CORRÊA, 2001).

Entre as décadas de 60 e 80 ocorreu a Revolução Verde em conseqüência da consolidação do regime capitalista. Isso introduziu a intensa utilização de equipamentos agrícolas pesados, adubos químicos, produtos tóxicos, sementes híbridas e o incentivo à monocultura. Naturalmente, foi acelerado o processo de degradação ambiental.

O sonho do crescimento econômico a qualquer custo levou o governo a incentivar esta atividade predatória, empregando práticas que agridem as condições edafo-ecológicas, visando apenas o aumento da produtividade agrícola. Os produtores rurais não foram adequadamente orientados para a necessidade de manutenção dos recursos naturais, sendo vítimas do sistema. Devido ao alto custo necessário para tornar suas terras novamente produtivas, estes agricultores migram para os centros urbanos engordando as estatísticas de excluídos sociais.

Por outro lado o governo também se tornou vítima do sistema. A base da economia brasileira é, ainda hoje, a agricultura. Para haver agricultura de qualidade precisamos ter solos de qualidade. Nosso solo está cada vez menos fértil e a agregação de custo às

lavouras para torná-lo produtivo está tornando nossa produção não competitiva no mercado externo.

O uso do solo já foi responsável pela ascensão e queda de vários impérios e, quem souber usufruir deste recurso natural de forma sustentável, terá grande possibilidade de ter uma economia próspera e um bom padrão de qualidade de vida para sua população.

A erosão, o assoreamento e as enchentes são problemas relacionados ao planejamento numa perspectiva de gestão integradora do espaço e têm sido alvo de preocupação crescente. No âmbito da gestão ambiental, a erosão hídrica do solo, é, sem dúvida, uma questão relevante uma vez que provoca a degradação e perda de um recurso natural fundamental para o suporte de vida. A possibilidade de simulação de cenários para verificar o impacto da agricultura, do reflorestamento, e/ou da permanência ou recuperação da mata nativa sobre o solo, e oferecem informações que fundamentam a tomada de decisões e subsidiam no planejamento do manejo racional e integrado dos recursos naturais.

Com a finalidade de estruturar um processo de planejamento participativo no município de Alfredo Wagner/SC, foi criado o projeto “Planejamento participativo de recursos hídricos na região de nascentes do rio Itajaí do Sul” financiado pela Finep – Edital CTHidro “Gerenciamento de Bacias Hidrográficas” de dezembro de 2002, sendo chamado convencionalmente de Projeto Trilha. Tem como objetivo promover a redução do passivo ambiental relacionado à qualidade da água e aos efeitos adversos resultantes de sua degradação, como também com a ocorrência de enchentes. O Projeto Trilha propõe áreas integradoras consideradas prioritárias: educação, uso e ocupação do solo, práticas agrícolas, saúde, tecnologias socialmente sustentáveis, urbanização, saneamento, preservação e conservação dos recursos naturais, enfatizando os recursos hídricos.

A bacia hidrográfica do Rio Caeté está localizada no município de Alfredo Wagner, onde se encontram as nascentes do Rio Itajaí do Sul. É caracterizada pela grande declividade das suas encostas, o que resulta na elevada velocidade das águas. Além disso, a fragilidade geológica e geomorfológica da região, o uso inadequado do solo e a ausência de uma política que contemple a recuperação da mata ciliar e zoneamento do solo do município tem resultado em sérios problemas sócio-ambientais na região.

Para completar o cenário acima exposto verificou-se que a economia do município está galgada no monocultivo da cebola. Devido à redução da fertilidade do solo e, conseqüentemente, a inviabilização do cultivo da cebola devido aos altos custos de

produção, muitos agricultores estão vendendo suas propriedades para empresas de reflorestamento. Estas empresas estão substituindo as áreas de cultivo por reflorestamento de pinus, modificando a economia da região.

Deste modo, o desenvolvimento de pesquisas que subsidiem a aplicação de ferramentas de suporte a decisão assume particular importância no zoneamento de usos do solo e na gestão dos recursos naturais. É absolutamente necessário dispor-se de metodologias de avaliação, para aplicação sistemática e continuada, que permitam uma melhor compreensão dos processos dinâmicos de erosão hídrica e gestão integrada da bacia. A dificuldade consiste em avaliar, de modo confiável e preciso, a extensão, a magnitude e as taxas de erosão do solo, bem como as consequências econômicas e ambientais da modificação da atividade de cebolicultura para reflorestamento de pinus na bacia hidrográfica do Caeté.

Para avaliar o desempenho do sistema de cultivo da cebola em relação à erosão do solo na bacia do Caeté foi utilizado o modelo RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*). Este mesmo modelo foi utilizado para verificar a perda de solo real para os usos do solo analisados: cultivo da cebola, solo nu, reflorestamento, floresta nativa e campo. Foram simulados os cenários: (1) de recuperação de manutenção das Áreas de Preservação Permanentes – APP's, e (2) utilização da prática de plantio em contorno da cebola. Posteriormente foi utilizada a metodologia sistêmica chamada “análise de emergia” que possibilita uma análise ecológica-econômica para o reflorestamento e a cebolicultura.

Tanto a RUSLE quanto a emergia foram aplicadas com o intuito de servir de subsídio para a realização de uma política agrícola sustentável, proporcionando uma melhoria na qualidade de vida da população local.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este estudo teve como objetivo avaliar a sustentabilidade ambiental dos usos do solo através da estimativa da perda de solo potencial e análise emergética na bacia hidrográfica do Caeté, Alfredo Wagner/SC.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar os fatores da equação universal de perda de solo revisada (RUSLE) que influenciam na erosão hídrica para a situação real de uso do solo na bacia hidrográfica do Caeté.
- Avaliar a perda de solo dos diferentes usos do solo na bacia do rio Caeté.
- Comparar a situação atual com o cenário simulado de perda de solo.
- Analisar emergeticamente os cenários econômicos verificando a sustentabilidade dos sistemas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 FATORES QUE ATUAM NA EROSIÃO

O desgaste da superfície do terreno com a retirada e o transporte dos grãos minerais pela ação da água corrente, vento, gelo ou outros agentes geológicos, denomina-se erosão. A erosão implica na relação de fragmentação mecânica e decomposição química das rochas, bem como na remoção superficial e subsuperficial dos produtos do intemperismo (BIGARELLA, 2003).

A erosão natural ou geológica é aquela sob condição de meio ambiente natural em termos de clima e vegetação, sem sofrer a influência do homem, sendo possível se estabelecer um ciclo dessa forma de erosão. Este ciclo pode ser dividido em três fases: juvenil, madura e senil (ACIESP, 1987). A erosão é compensada pela contínua alteração (intemperismo) das rochas, que resultam nos perfis de solos. O intemperismo proporciona uma condição de equilíbrio. Quando se verifica o rompimento desta condição tem-se um aumento dos processos erosivos que podem assumir aspectos catastróficos (BIGARELLA, 2003).

A alteração do ambiente natural pelo homem através da remoção da vegetação, manejo e uso inadequado do solo e realização de obras de engenharia têm acelerado os processos erosivos. A erosão acelerada ou induzida é o processo de desagregação e transporte acelerado das partículas do solo causado pela água e pelo vento. É a principal fonte de depauperamento acelerado das terras, através do carreamento das partículas de solo e elementos nutritivos essenciais para a manutenção da vida.

A formação do relevo terrestre se dá por processos de intemperismo que alteram continuamente as camadas superficial e subsuperficial da crosta resultando na alteração do modelado da paisagem. Dentre os fatores que controlam o intemperismo tem-se a geologia, o clima, a topografia, os organismos e o tempo. Esses cinco fatores constroem a equação da formação do solo.

Alteração intempérica das rochas depende da natureza dos minerais constituintes, da sua textura e estrutura. Alguns minerais constituintes são mais suscetíveis à alteração do que outros. Este fato pode ser observado na série de Goldich (Figura 3.1). Nela se pode observar a ordem de estabilidade frente ao intemperismo dos minerais mais comuns. Como

consequência desta estabilidade tem-se um perfil de alteração enriquecido nos minerais resistentes e mais empobrecido nos minerais alteráveis (TEIXEIRA *et al.* 2000).

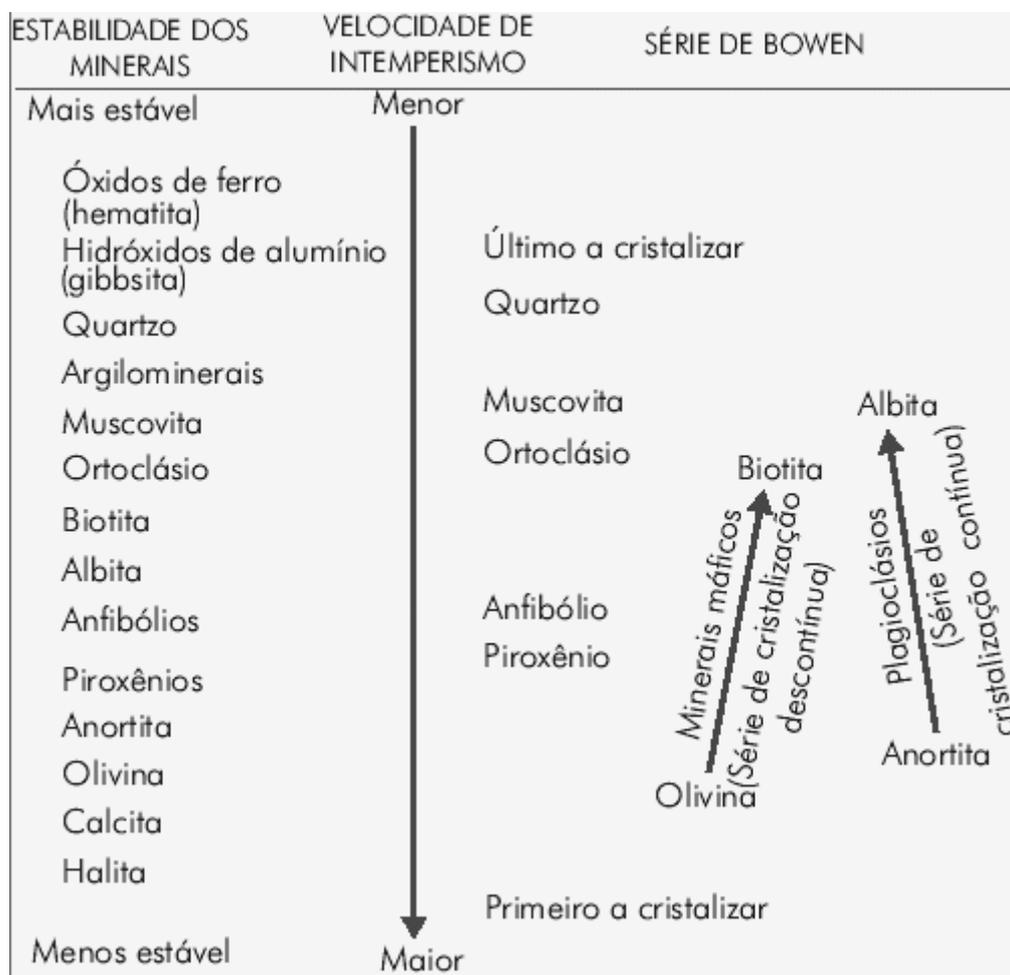


Figura 3.1: Série de Goldich: ordem de estabilidade dos minerais mais comuns frente ou intemperismo e a comparação com a série de cristalização magmática de Bowen (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

A precipitação e a temperatura que caracterizam o clima, determinam a natureza e a velocidade das reações químicas que ocasionam o intemperismo numa região. Quanto maior a pluviosidade total e quanto melhor distribuída, ter-se-ão reações químicas mais completas. A temperatura age acelerando a velocidade das reações químicas, aumentando a evaporação e diminuindo a quantidade de água disponível para a lixiviação dos produtos solúveis. Devido aos fatores climáticos o intemperismo é mais pronunciado na região tropical do planeta, onde se tem uma intensa alteração, modificando rapidamente todos os materiais alteráveis, originando produtos secundários neoformados (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

A topografia regula a velocidade de escoamento superficial e, portanto, controla a infiltração da água no solo. A eliminação de componentes solúveis do terreno depende da eficiência deste processo.

Dentre as influências dos organismos no processo de intemperismo pode-se citar a decomposição da matéria orgânica do solo que provoca alterações no pH das águas de infiltração. Rochas com alto teor de alumínio, por exemplo, tornam-se bastante solúveis em pH abaixo de 4. Outra forma de ação dos organismos é a constatação de que rochas colonizadas por líquens são atacadas pelo intemperismo químico muito mais rapidamente do que as superfícies rochosas nuas expostas a outros agentes de intemperismo (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

O tempo é um fator do intemperismo que depende de outros fatores como a susceptibilidade dos constituintes minerais e do clima. Valores na ordem de 20 a 50 m por milhão de anos podem ser considerados representativos para a velocidade de aprofundamento do perfil de alteração (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

3.1.1 Solo

As rochas, sob a ação de agentes do intemperismo, dão origem ao regolito, material de origem dos solos, que, por sua vez, submetido à ação do clima e organismos, em determinado relevo e durante determinado espaço de tempo, irá se transformar no solo (LEPSCH, 1993).

O solo pode ser conceitualizado de diversas formas, dependendo dos objetivos e enfoque científico, como se observa na Tabela 3.1.

Entre fatores que influenciam na formação do solo podemos citar o material de origem, o clima, a atividade biológica dos organismos vivos, a topografia e o tempo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999) e (SALOMÃO; ANTUNES, 1998). O clima é condicionado principalmente pela ação da água da chuva e temperatura. O material de origem pela circulação interna da água, composição e conteúdo mineral. A atividade biológica interfere no microclima, formando elementos orgânicos e minerais, e modificando as características físicas e químicas. A topografia interfere na dinâmica da água, no microclima e nos processos de erosão e sedimentação. O tempo dependerá da ação dos fatores anteriores (SALOMÃO; ANTUNES, 1998).

A interação entre estes fatores determinará o seu grau de desenvolvimento e, portanto, sua classificação. Esta classificação é feita através da caracterização de

peculiaridades da formação, ocorrência, constituição física e química e da sua capacidade de uso (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004).

Tabela 3.1: Alguns conceitos de solo.

Autores	Conceito
SALOMÃO; ANTUNES (1998)	Geologicamente, solo é o produto do intemperismo físico e químico das rochas. Para a engenharia é o material escavável, que perde sua resistência quando em contato com a água. Já para a agronomia, solo é a camada superficial de terra arável, possuidora de vida microbiana.
BERTONI; LOMBARDI NETO (1999)	É um recurso básico que suporta toda a cobertura vegetal de terra, sem a qual os seres vivos não poderiam existir. Nesta cobertura, incluem-se não só as culturas como, também, todos os tipos de árvores, gramíneas, raízes e herbáceas que podem ser utilizadas pelo homem. O solo, além da grande superfície que ocupa no globo, é uma das maiores fontes de energia para o grande drama da vida que, geração após geração os homens, plantas e animais, atuam na terra.
SILVA; SCHULZ; CAMARGO (2004)	É um corpo tridimensional ... cujos agentes de formação são basicamente o clima, fatores topográficos e a comunidade biótica e cujo material de origem é a rocha matriz subjacente, embora possa ser constituído por partículas provenientes de outras regiões, transportadas pela água, pelo vento e/ou pelo gelo. É constituído por partículas minerais e orgânicas e por organismos de diversos grupos biológicos e de diferentes tamanhos, com diferentes nichos ecológicos, além de conter, na maioria dos casos, água e gases.
ESTADOS UNIDOS, 1975 ESTADOS UNIDOS, 1984	Solo é a coletividade de indivíduos naturais, na superfície da terra, eventualmente modificado ou mesmo construído pelo homem, contendo matéria orgânica e servindo ou sendo capaz de servir à sustentação de plantas ao ar livre. Em sua parte superior, limita-se com a atmosfera. Lateralmente, limita-se gradualmente com a rocha consolidada ou parcialmente desintegrada, água e gelo. O limite inferior é talvez o mais difícil de definir. Mas, o que é reconhecido como solo deve excluir o material que mostre pouco efeito das interações de clima, organismos, material originário e relevo, através do tempo.
EMBRAPA, 1999	Solo é uma coleção de corpos naturais constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais e minerais orgânicos, que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetadas na natureza, onde ocorrem,. Ocasionalmente podem ter sido modificados por atividades humanas.... Tem como limite superior a atmosfera. Os limites laterais são os contatos com outras espécies de solos vizinhos, ou os contatos com afloramentos de rocha, materiais detríticos inconsolidados, aterros ou encontros com terrenos sob espelhos d'água permanente. O limite inferior do solo é difícil de ser definido. Comumente, o solo passa gradualmente no seu limite inferior para rocha dura ou materiais saprolíticos que não apresentam atividade biológica.

Ao longo do seu perfil vertical, o solo pode ser dividido em camadas de espessura variável ou horizontes. Atualmente, para nomear os horizontes vêm sendo utilizadas letras maiúsculas, números arábicos e letras minúsculas. As letras maiúsculas (O, H, A, B, C) designam a presença dos horizontes principais do solo. Os números arábicos (1, 2, 3) indicam a subdivisão dos horizontes. As letras minúsculas (w, t, j, k, h, etc.) indicam os

subhorizontes ou a presença de características relevantes como seqüência da significativa ação de determinado processo (MATA,2005).

O horizonte O corresponde à camada superficial de cobertura, de constituição orgânica, sobreposto a alguns solos minerais, podendo estar ocasionalmente saturado com água. O material orgânico pode estar pouco ou nada decomposto, dependendo das condições de drenagem (LEMOS; SANTOS, 1996).

O horizonte H ou camada de constituição orgânica, superficial ou não, composto por resíduos acumulados ou em acumulação sob condições de prolongada estagnação de água, salvo se artificialmente drenado. Consiste em camadas de matéria orgânica em vários estágios de decomposição, podendo incluir material pouco ou não decomposto correspondendo à manta morta e material (LEMOS; SANTOS, 1996).

A camada superficial do solo denominada horizonte A, em geral, tem um alto teor de matéria orgânica e é de coloração mais escura. A matéria orgânica encontra-se associada aos constituintes minerais. A camada subsequente, normalmente o horizonte B, contém mais argila e é bastante diferente na coloração, em geral bem mais clara que a superficial. Abaixo desta vem o horizonte C, constituído do material original, e o horizonte R, que é a rocha (SANTOS *et al.*,2003).

A nova classificação de solos determina dois tipos de horizontes de diagnóstico: horizonte diagnóstico de superfície e de subsuperfície. Entre os horizontes de superfície estão o horizonte hístico, horizonte A chernozêmico, horizonte A proeminente, horizonte A húmico, horizonte A antrópico, horizonte A fraco e horizonte A moderado. Os horizontes subsuperficiais são: horizonte B textural, horizonte B latossólico, horizonte B incipiente, horizonte B espódico, “ortstein”, horizonte plíntico, horizonte litoplíntico, horizonte glei, horizonte E alvíco, fragipã, duripã, horizonte cálcico, horizonte petrocálcico, horizonte sulfúrico, horizonte vértico, horizonte B plânico e horizonte B nítico.

Os solos podem ser classificados pelas suas propriedades morfológicas que correspondem às características macroscópicas prontamente perceptíveis, sem haver a dependência de dados de laboratório. É utilizada para identificar e cartografar rapidamente os solos de uma região (LEPSCH, 1993).

A fragilidade de um determinado solo à erosão é diretamente influenciada pelas suas propriedades como cor, textura, estrutura, porosidade e permeabilidade. É através destas propriedades que são determinadas a forma adequada de manejo e utilização do solo.

A cor do solo está diretamente relacionada com a rocha matriz e pode ser alterada pela presença de água – manchas em solos mal drenados; presença de matéria orgânica – solos escuros são ricos em MO; e de presença sesquióxidos de ferro – coloração avermelhada (LEPSCH, 1993).

A textura do solo refere-se à proporção das frações argila, silte e areia que compõem o solo. As partículas são classificadas conforme a composição granulométrica, como se pode observar na Tabela 3.2. Para a caracterização da classe textural são considerados apenas as partículas com diâmetro inferior a 2 mm (areia, silte e argila), pois a proporção destas partículas no solo é responsável por muitas das suas características físicas e químicas. O valor da proporção destas partículas em relação ao total de solo amostrado é plotado em um triângulo de representação textural, representado pela Figura 3.2.

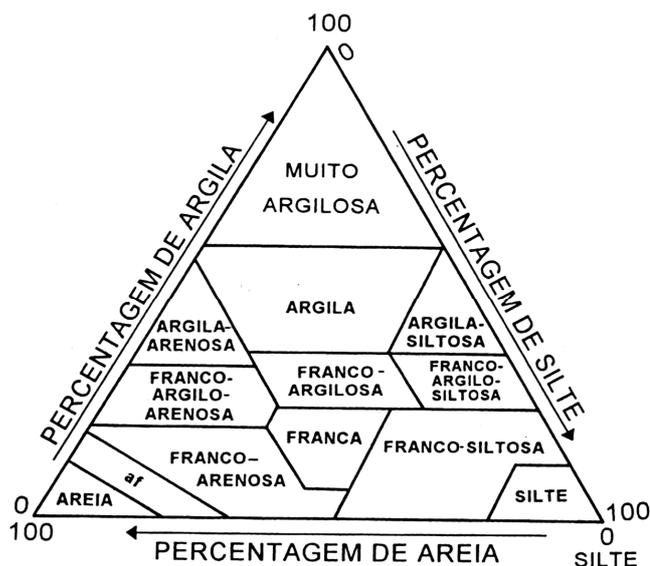


Figura 3.2: Representação da textura pelo triângulo (RESENDE *et al.*, 2002).

A textura é uma propriedade permanente do solo que depende das características do material de origem e dos agentes naturais de formação do solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999).

A estrutura é a forma como se arranjam as partículas elementares do solo. Ela determina a maior ou menor facilidade de trabalho das terras, permeabilidade à água, resistência à erosão e condições ao desenvolvimento das raízes das plantas. A estrutura pode ser modificada pelas diferentes práticas de manejo, tais como trabalho mecânico, teor de matéria orgânica, drenagem e rotação de culturas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

A porosidade é a proporção de espaços ocupados pelos líquidos e gases em relação ao espaço ocupado pela massa de solo. A perda dessa propriedade está relacionada com a redução do teor de matéria orgânica, à compactação e ao efeito do impacto das gotas de chuva. Isso ocorre devido à redução do tamanho dos agregados maiores do solo, causando a redução dos poros (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

Tabela 3.2: Classificação das partículas conforme o tamanho (AMERICAN GEOPHYSICAL UNION in CARVALHO, 1994).

Nome	Intervalo de tamanho das partículas (mm):
Cascalho muito grosso	64,00 – 32,00
Cascalho grosso	32,00 – 16,00
Cascalho médio	16,00 – 8,00
Cascalho fino	8,00 – 4,00
Cascalho muito fino	4,00 – 2,00
Areia muito grossa	2,00 – 1,00
Areia grossa	1,00 – 0,50
Areia média	0,50 – 0,25
Areia fina	0,250 – 0,125
Areia muito fina	0,1250 – 0,0625
Silte grosso	0,0625 – 0,0310
Silte médio	0,0310 – 0,0160
Silte fino	0,0160 – 0,0080
Silte muito fino	0,0080 – 0,0040
Argila grossa	0,0040 – 0,0020
Argila média	0,0020 – 0,0010
Argila fina	0,0010 – 0,0005
Argila muito fina	0,0005 – 0,00024

A estrutura é a forma como se arranjam as partículas elementares do solo. Ela determina a maior ou menor facilidade de trabalho das terras, permeabilidade à água, resistência à erosão e condições ao desenvolvimento das raízes das plantas. A estrutura pode ser modificada pelas diferentes práticas de manejo, tais como trabalho mecânico, teor de matéria orgânica, drenagem e rotação de culturas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

A porosidade é a proporção de espaços ocupados pelos líquidos e gases em relação ao espaço ocupado pela massa de solo. A perda dessa propriedade está relacionada com a redução do teor de matéria orgânica, à compactação e ao efeito do impacto das gotas de chuva. Isso ocorre devido à redução do tamanho dos agregados maiores do solo, causando a redução dos poros (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

A permeabilidade é a capacidade que o solo possui de deixar passar água e ar através de seu perfil. Ela está diretamente relacionada com o tamanho, volume e distribuição dos poros e variam nos diferentes horizontes de um perfil.

Existem duas propriedades fundamentais quando se trata da capacidade resistências dos solos à erosão: a destacabilidade e a transportabilidade das partículas. A primeira está relacionada com a coesão das partículas e a segunda com a granulometria (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004). Em uma determinada vertente, quanto maior a quantidade de partículas de menor diâmetro, menor será a destacabilidade das partículas e maior será a sua transportabilidade (RODRIGUES, 1982). Estas relações podem ser observadas na Figura 3.3.

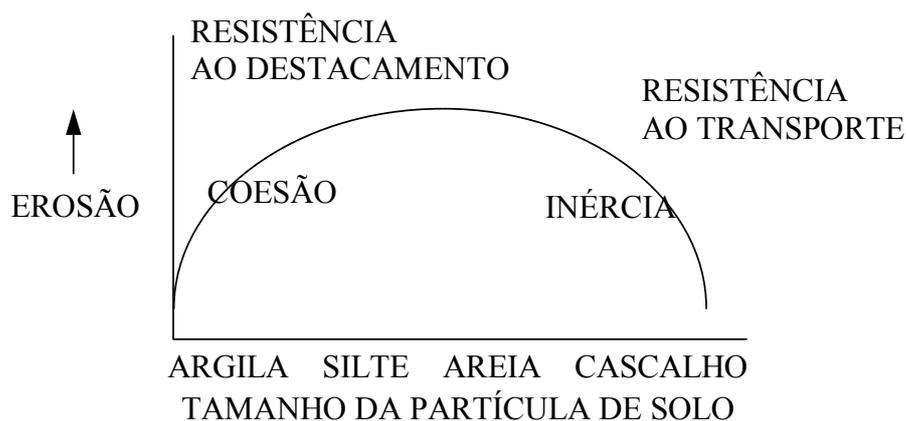


Figura 3.3: Propriedades do solo que afetam a erosão.

Atualmente no Brasil é utilizada a classificação de solos realizada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA em parceria com instituições nacionais de ensino, pesquisa e planejamento, publicada em 2003. O novo sistema é estruturado com base em características de gênese do solo e propriedades pedogenéticas. O sistema mostra 14 classes no nível Ordem (10 nível categórico), 44 classes no nível de Subordem (20 nível), 150 classes no nível de Grande Grupo (30 nível) e 580 classes no nível de Subgrupo (40 nível). No 50 e 60 níveis, Família e Série, respectivamente, o número de classes depende da intensidade de levantamentos semidetalhados e detalhados que venham a ser executados (SANTOS *et al.*, 2003).

As 14 Classes da nova classificação dos solos, são:

- Alissolos: solos com alto teor de alumínio e horizonte B textural, anteriormente conhecidos com Rubrozem, Podzólico Bruno Acinzentado, Podzólico Vermelho-Amarelo;
- Argissolos: solos com horizonte B textural e argila de atividade baixa, conhecidos anteriormente como Podzólico Vermelho-Amarelo, parte das Terras Roxas

Estruturadas e similares, Terras Brunas, Podzólico Amarelo, Podzólico Vermelho-Escuro;

- Cambissolos: solos com horizonte B incipiente, assim designados anteriormente;
- Chernossolos: solos escuros, ricos em bases e carbono. Anteriormente designados por Brunizem, Rendzina, Brunizem Avermelhado, Brunizem Hidromórfico;
- Espodossolos: solos conhecidos anteriormente como Podzois;
- Gleissolos: solos com horizonte glei, conhecidos como Glei Húmico ou Pouco Húmico, Hidromórfico Cinzento, Glei Tiomórfico;
- Latossolos: solos com horizonte B latossólico, anteriormente tinham a mesma designação;
- Luviossolos: solos ricos em bases, B textural, correspondendo aos Brunos não Cálcicos, Podzólicos Vermelho-Amarelos Eutróficos e similares;
- Neossolos: solos Pouco Desenvolvidos, anteriormente designados por Litossolos, Aluviais, Litólicos, Areias Quartzosas e Regossolos;
- Nitossolos: solos com horizonte nítico, correspondendo Terra Roxa Estruturada e Similar, Terra Bruna Estruturada e Similar, alguns Podzólicos Vermelho-Escuros;
- Organossolos: solos orgânicos, conhecidos anteriormente por Solos Orgânicos, Semi-Orgânicos, Turfosos, Tiomórficos;
- Planossolos: solos com grande contraste textural, estrutura prismática, presença de sódio, anteriormente designados por Planossolos, Solonetz Solodizado, Hidromórfico Cinzento;
- Plintossolos: solos com plintita, conhecidos como Laterita Hidromórfica, Podzólicos Plínticos, Latossolos Plínticos;
- Vertissolos: solos com propriedades provenientes de argilas expansíveis. Possui desenvolvimento restrito pela grande capacidade de movimentação do material constitutivo do solo em consequência dos fenômenos de expansão e contração causados pela alta atividade das argilas.

Cada classe de solo apresenta comportamentos diferentes em relação aos processos erosivos atuantes, sendo necessária a sua caracterização para efetuar adequadamente a qualificação e quantificação destes processos.

3.1.2 Clima

A ação do clima no processo erosivo ocorre por intermédio de agentes como o vento, a chuva, a neve e seu conseqüente degelo, entre outros agentes não comuns (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004). Estudos realizados por OLDEMAN (1991) e (1992) mostram que grandes áreas do planeta estão sendo afetadas pela erosão acelerada provocada pela ação da água e do vento (Tabela 3.3).

O vento é um agente erosivo secundário responsável pelo transporte de material já desagregado (CARVALHO, 1994). Para que ocorra a erosão eólica o solo deve estar solto, seco e ter granulometria fina, de relevo suave e cobertura vegetal esparsa ou ausente. A área deve ser grande e o vento forte e bastante turbulento para remover o solo (LYLES; COLE; HAGEN, 1985). A erosão eólica é o principal fator responsável pela desertificação em muitas regiões de clima árido e semi-árido (LAL, 1994).

Tabela 3.3: Extensão global afetada pela erosão hídrica e eólica

Região	Área afetada pela erosão (10 ⁶ ha)	
	Erosão hídrica	Erosão eólica
África	227	186
Ásia	441	222
América do Sul	123	42
América Central	46	5
América do Norte	60	35
Europa	114	42
Oceania	83	16
Total mundial	1094	548

(Modificado de OLDEMAN, 1991 e 1992)

A água é o principal agente de erosão, carreando solo da superfície limite por onde passa. No Brasil, a quantidade de solo perdido foi especulada em vários discursos políticos e científicos. No pronunciamento de abertura do seminário “Desenvolvimento rural, agricultura familiar e meio ambiente – microbacias e desenvolvimento limpo”, ocorrido em 16/11/2000 em Brasília, o então ministro do Meio Ambiente, José Sarney Filho, falou que a quantidade de solo perdido no Brasil encontrava-se em torno de um bilhão de toneladas por ano, ou um centímetro por ano da camada de solo utilizado (SARNEY FILHO, 2003). No ENA- Encontro Nacional de Agroecologia, ocorrido em 30/06/2002, o professor da UFRJ José Augusto Pádua, em seu discurso intitulado “A insustentabilidade da agricultura brasileira” (PÁDUA, 2002), confirma os valores citados por Sarney em 2000.

O potencial erosivo da chuva depende de sua intensidade, quantidade, duração e frequência. Uma chuva forte de certa duração pode provocar grandes estragos erosivos devido à grande energia exercida pela gota ao tocar no solo. A gota da chuva, durante a precipitação, aumenta sua velocidade progressivamente até atingir um valor constante ou final. RODRIGUES (1982) citado por SILVA; SCHULZ; CAMARGO (2004) realizou estudos analisando a relação entre o diâmetro das gotas, sua velocidade final e a altura de queda para atingir 95% da velocidade final. Ele verificou que gotas com diâmetro menor adquirem mais rapidamente a sua velocidade final e que quando a altura de queda for superior a 8 metros, a velocidade final será alcançada independentemente de seu diâmetro.

A temperatura e a insolação também influem no processo de erosão. Ambas provocam dilatações e contrações sucessivas que enfraquecem o solo, facilitando a remoção das partículas pela ação hídrica ou eólica.

3.1.3 Relevo

A topografia do relevo, representada pela declividade e pelo comprimento das rampas, exerce uma grande influência sobre a erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). A quantidade de partículas em suspensão carreadas durante um evento de chuva depende da velocidade do escoamento superficial. Esta velocidade é função do comprimento e da declividade da vertente.

Analisar a forma da encosta é de fundamental importância devido à necessidade de se determinar as diferentes trajetórias do escoamento superficial no terreno a fim de se quantificar a erosão. Deste modo, pode-se afirmar que a erosão é controlada pelo relevo, enquanto as diferentes trajetórias do fluxo da água, em diferentes formas de paisagem, é agente causador de variabilidade (SOUZA, 2001), podendo interferir na produtividade das culturas (STONE *et al.*, 1985; DANIELS *et al.*, 1987; SPAROVEK; SCHUNG, 2001).

Ao dividir um perfil de encosta em terço superior, médio e inferior poderemos verificar que ele não é uniforme, podendo-se encontrar perfis convexos nos trechos mais baixos com declividade mais acentuada, enquanto nos terços superior e médio a declividade é mais baixa ou nula, como se observam na Figura 3.4 casos 4, 5 e 6. Nestes casos o processo erosivo ocorre no terço inferior (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004).

Em perfis côncavos ocorre baixa declividade no terço inferior, declividade moderada no médio e acentuada no superior (Figura 3.4 casos 7, 8 e 9). Nos perfis retilíneos têm-se declividades similares em todos os terços.

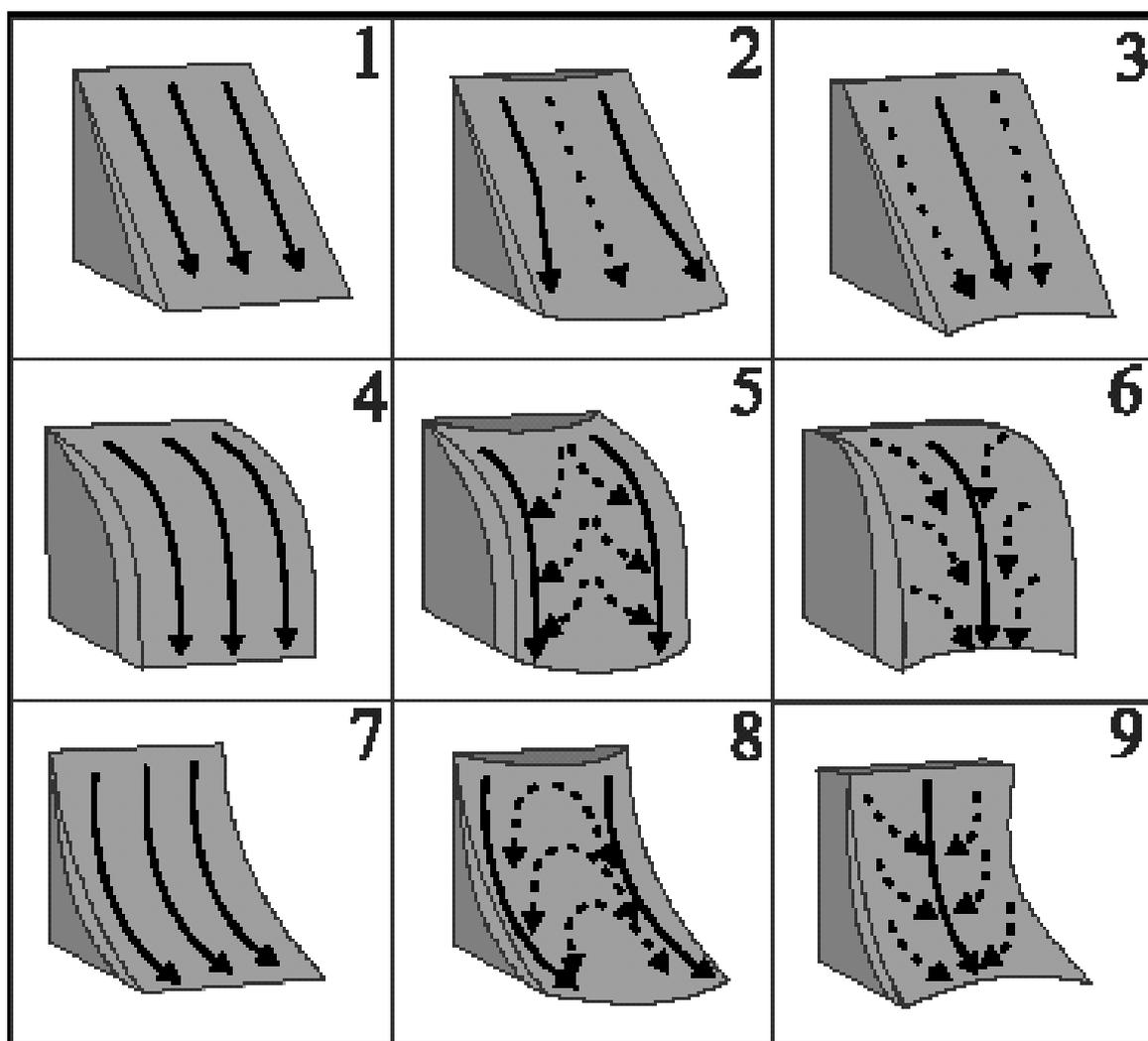


Figura 3.4: Geometria e declividade em encostas retilínea, convexa e côncava. A seta pontilhada indica a tendência de fluxo de canal inicial e a seta cheia a tendência de fluxo no canal concentrado. (1) Vertente retilínea nos sentidos vertical e horizontal. (2) Vertente retilínea no sentido vertical e convexa no sentido horizontal. (3) Vertente retilínea no sentido vertical e côncava no sentido horizontal. (4) Vertente convexa no sentido vertical e retilínea no sentido horizontal. (5) Vertente convexa nos sentidos vertical e horizontal. (6) Vertente convexa no sentido vertical e côncava no sentido horizontal. (7) Vertente côncava no sentido vertical e retilínea no sentido horizontal. (8) Vertente côncava no sentido vertical e convexa no sentido horizontal. (9) Vertente côncava nos sentidos vertical e horizontal. (RUHE, 1975).

RESENDE (1985) cita que a erosão dos solos aumenta das pedoformas côncavas para as convexas, passando pela linear que apresenta maior estabilidade. Para esse mesmo autor, as formas côncavas apresentam ineficiente remoção de sedimento, principalmente na base de suas encostas, sendo forma de maior convergência de água, enquanto a forma convexa apresenta maior divergência. Sendo assim, a avaliação da geometria das encostas poderá auxiliar na detecção de áreas susceptíveis a processos erosivos.

A Figura 3.5 apresenta a relação entre a capacidade de transporte e deposição de uma determinada carga de sedimentos. Num primeiro momento, na cabeceira da vertente, a

capacidade de transporte é inferior à produção de sedimentos, portanto não existe transporte. Quando a capacidade de transporte excede a produção de sedimentos, estes sedimentos são carregados até o ponto em que a capacidade de transporte torna-se inferior a carga dos sedimentos. Neste momento ocorre a deposição do material carregado.

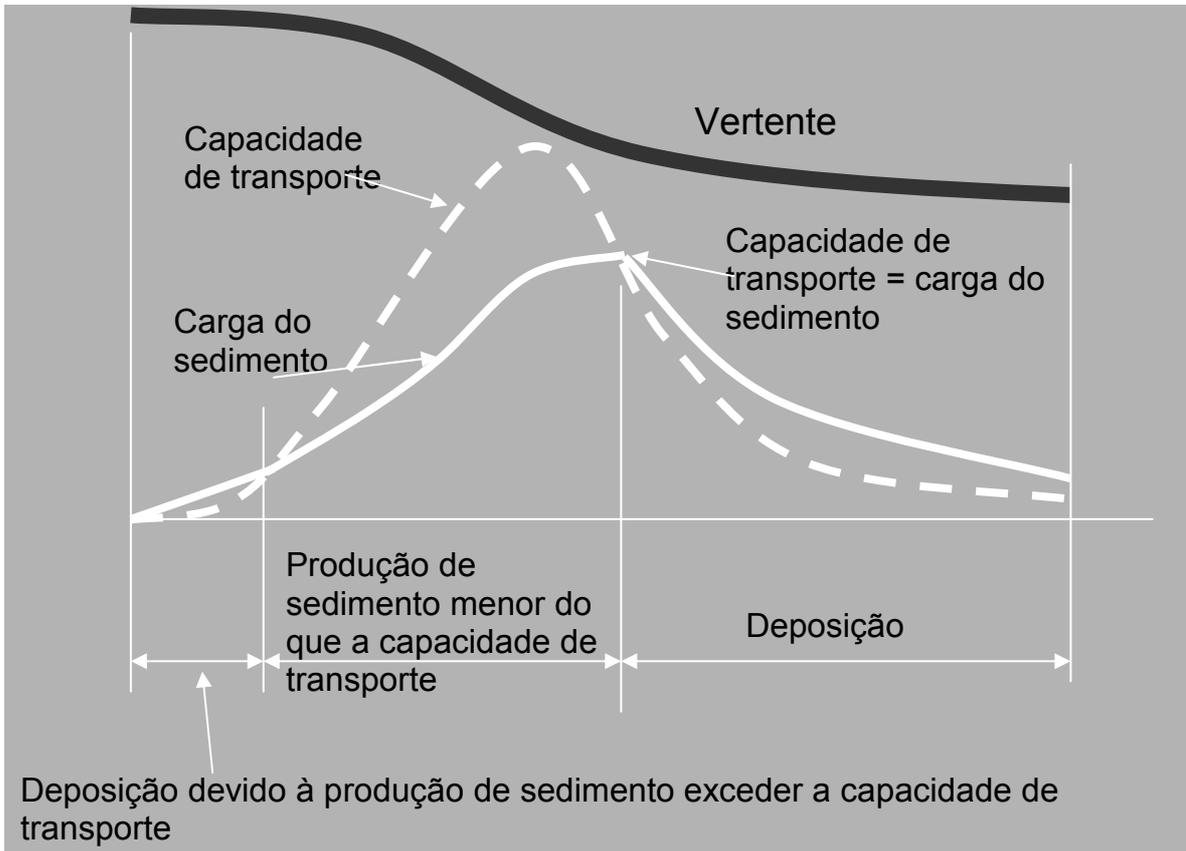


Figura 3.5: Relação entre a capacidade de transporte e deposição de uma determinada carga de sedimentos.

3.1.4 Vegetação

Qualquer corpo vivo ou não, que cubra o solo contra o impacto das gotas de chuva constitui-se em cobertura do solo. Conforme o tipo de cobertura, será maior ou menor a efetividade de sua proteção, favorecendo ou dificultando a infiltração da água no solo. A cobertura vegetal é a defesa natural do terreno contra a erosão através: (1) da proteção direta do impacto da gota de chuva no solo; (2) dispersão da água, interceptando-a e evaporando-a antes que atinja o solo; (3) decomposição das raízes das plantas que, formando canalículos no solo, aumentam a infiltração da água; (4) melhorando a estrutura do solo através da incorporação de matéria orgânica, aumentando assim a capacidade de

retenção da água; (5) redução da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície BERTONI; LOMBARDI NETO (1999).

A cobertura do solo é um fator que está intimamente ligado a processos antrópicos (econômicos, sociais e culturais), os quais explicam o modo com que vem sendo manejado o solo de uma região, juntamente com sua cobertura (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004).

As florestas têm importante função em regiões montanhosas como reguladoras das enxurradas. A copa, a vegetação de sub-bosque e, principalmente a serapilheira de uma floresta fazem o papel de “amortecedores” da energia cinética da gota da precipitação, impedindo seu contato direto com as partículas de solo e evitando sua desagregação, que é o primeiro passo do processo erosivo.

As pastagens, geralmente formadas por gramíneas, possuem densidade de hastes e sistema radicular adaptadas no controle da erosão, pela sua capacidade de diminuir a intensidade de enxurrada e prender as partículas de solo contra a pressão da água, formando pequenas rugosidades no terreno que, agindo como minúsculas barragens, retardam o movimento da água (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

A partir do momento em que o homem passou a cultivar a terra, por volta de 8.000 A.C. a dinâmica do processo de erosão natural foi modificada, acelerando o processo de alteração do modelado terrestre.

Em regiões tropicais com alto índice pluviométrico, a substituição de florestas por áreas de cultivo tem causado grandes problemas com a redução da perda de solo por erosão. BERTONI & LOMBARDI NETO (1999) citam o exemplo de países como El Salvador, Guatemala, Porto Rico, Colômbia, Equador e Venezuela que possuem severos problemas com erosão de suas áreas agricultáveis.

3.2 PROCESSO FÍSICO DA EROSÃO

Fundamentalmente, a erosão inclui o destacamento, transporte e deposição das partículas de solo pela ação da chuva ou escoamento superficial (erosão hídrica), pela ação do vento (erosão eólica), pela remoção em massa e pela erosão fluvial.

A erosão eólica ocorre em terreno muito seco onde não há coesão entre as partículas de solo. Este tipo de erosão depende também das condições superficiais do

terreno, tamanho e estabilidade das partículas, rugosidade da superfície, velocidade e turbulência do vento, etc (CARVALHO,1994).

Erosão por remoção em massa corresponde ao deslocamento de material (solo e rocha) vertente abaixo sob influência da gravidade, sendo desencadeados pela interferência direta de outros meios ou agentes independentes como água, gelo ou ar (BIGARELLA, 2003). Alguns conceitos referentes à caracterização de movimentos de massa foram revisados por CHECCHIA *et al.* (2004).

A erosão fluvial é aquela que se processa de modo contínuo e espontâneo pela ação das correntes dos rios. É responsável pelo aprofundamento e alargamento dos leitos dos rios.

No Brasil, localizado em grande parte na região tropical, a erosão hídrica apresenta maior interesse por ser de ocorrência mais freqüente, processar-se com maior rapidez e causar grandes prejuízos não só ao setor agrícola, como também a diversas outras atividades econômicas e ao próprio meio ambiente (PEREIRA *et al.*, 2003).

O primeiro estágio é a erosão por embate, decorrente da energia do impacto das gotas de chuva de encontro ao solo, que além de desintegrarem parcialmente os agregados naturais, libertam as partículas finas, deslocando-as e projetando-as a certa distância (LOPES, 1980), conforme Figura 3.6. O golpe da gota afeta inicialmente a estrutura da capa superficial, predispondo a um desprendimento das partículas, que em seguida serão transportadas pelo escoamento.

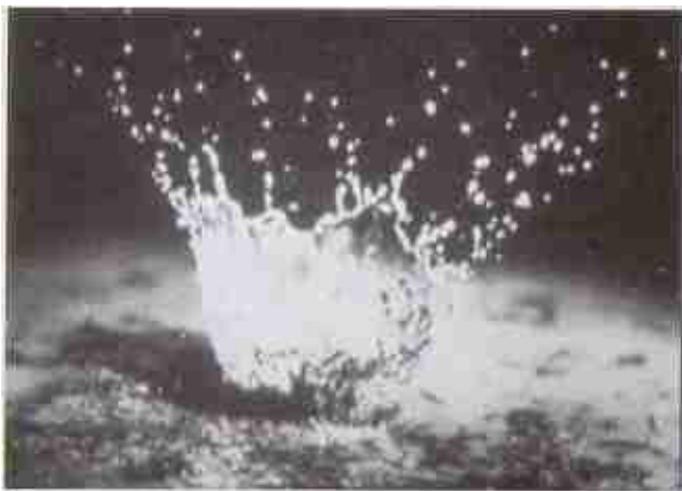


Figura 3.6: Erosão por embate (WARD & TRIBLE, 2003)

A energia cinética da queda de uma gota determina a força do golpe que deve ser absorvida em cada ponto do impacto, enquanto a área horizontal da gota determina a

quantidade de solo que deve suportar este golpe. Toda energia cinética das gotas de chuva, com exceção de uma pequena parte que é transformada em som e energia calorífica, é consumida instantaneamente contra a superfície do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

Na ausência de obstáculos, as gotas de chuva golpeiam a superfície do solo com força considerável, podendo se infiltrar abaixo da superfície ou se acumular sobre ela, dependendo do teor de umidade do solo. Quando a superfície do solo está sendo golpeada pelas gotas de chuva, a velocidade de infiltração de água no solo diminui rapidamente com proporção ao tamanho das gotas; terrenos planos possuem um maior decréscimo de infiltração, e vai diminuindo à medida que aumenta o grau de declive do terreno (LOPES, 1980).

Na superfície do solo, a energia cinética de uma gota isolada de chuva é igual ao produto da sua massa pelo quadrado de sua velocidade. A velocidade de uma gota em queda, inicialmente aumenta até uma condição de equilíbrio entre o peso da gota e a resistência imposta pelo ar é estabelecida e, então, a gota adquire uma velocidade constante ou velocidade terminal.

WISCHMEIER & SMITH (1958), baseados em dados da distribuição dos tamanhos e velocidades terminais das gotas, fizeram o cálculo da energia cinética para diferentes intensidades de chuva, obtendo a equação de regressão que fornece os valores da energia em função da intensidade da chuva.

O segundo estágio é a erosão laminar (*sheet erosion* ou *interrill erosion*). As partículas de solo desprendidas pelo impacto das gotas de chuva são transportadas através do escoamento superficial, distantes das suas fontes de origem.

O escoamento superficial tem origem nas precipitações, onde parte da água é interceptada pela vegetação e outros obstáculos, posteriormente evaporando. Do volume que atinge a superfície do terreno, parte se infiltra e o restante escoar na superfície logo que a precipitação supera a capacidade de infiltração do solo e os espaços existentes nas superfícies retentoras terem sido preenchidos (LOPES, 1980).

No início do escoamento superficial forma-se uma película laminar que aumenta de espessura à medida que a precipitação prossegue até se atingir um estado de equilíbrio. Na proporção que a lâmina de água aumenta de espessura, dependendo de determinadas condições de solo, clima e intensidade da chuva, o fluxo superficial se torna turbulento.

Essa turbulência desenvolve forças ascendentes no fluxo, suspendendo as partículas do solo. As partículas mais finas e leves permanecem em suspensão e são carregadas pelo fluxo. As partículas menos leves permanecem em suspensão durante um tempo, até serem depositadas na superfície do solo e posteriormente transportadas por arrasto, até que novos movimentos turbulentos do fluxo suspendam-nas novamente. Este tipo de transporte é conhecido como saltação. As partículas mais grossas e pesadas permanecem na superfície, deslizando ou rolando sobre o solo sob o efeito da força atrativa exercida pelo fluxo.

Esta forma de erosão é responsável pelo desgaste da superfície do solo de forma uniforme em toda sua extensão (Figura 3.7). A matéria orgânica e as partículas de argila são as primeiras porções do solo a se desprenderem (BENNETT, 1955). Nesta porção se encontra maior quantidade de nutrientes do solo para as plantas.



Figura 3.7: Erosão laminar (ANDERSON, 2004).

Este tipo de erosão é bastante difícil de ser observada, podendo se passar muitos anos até que se perceba o problema. Sua ocorrência pode ser constatada pelo decréscimo da produção agrícola e também pela exposição de raízes das plantas ou marcas no caule onde o solo tenha sido arrastado.

No terceiro estágio tem-se a *rill erosion* (Figura 3.8). O impacto da gota sobre o solo, além da sua desagregação ocasionará à compactação da área atingida pela gota. A *rill erosion*, isto é, sulco, ocorre quando são desenvolvidos pequenos filetes resultados de irregularidades na superfície, nos quais o fluxo superficial se concentra (FOSTER *et al.*, 1985), conforme pode-se observar na Figura 3.9. Estes filetes são micro-canaís com dimensão típica de 50 a 300 mm de largura e até 300 mm de profundidade. Na maioria dos

casos são caracterizados como descontínuos e efêmeros, podendo ser obliterados entre uma precipitação e a próxima ou até mesmo durante a mesma precipitação. Isso ocorre quando a quantidade de sedimento existente no fluxo for suficiente para preencher os filetes e superior a capacidade de retirada de sedimento do local (KNIGHTON, 1998). Este tipo de erosão é facilmente visualizado e pode ser controlado com operações normais de manejo do solo.



Figura 3.8: Erosão em sulcos (ANDERSON, 2004).



Figura 3.9: Erosão laminar e em sulcos (ANDERSON, 2004).

O aumento de tamanho dos filetes, transformando-se em valas de erosão, ou seja, voçorocas, (*gully erosion*), consiste na remoção, a montante, de solos e materiais alterados, com formação de canais pelo fluxo de água concentrado, conforme Figura 3.10. Este tipo de erosão é um sério problema ambiental, não apenas pela quantidade de solo removido,

mas porque o terreno se torna inadequado para a prática agrícola e, uma vez iniciado, o processo é de difícil controle (KNIGHTON, 1998). As voçorocas são consideradas o estágio final, mais sério e irreversível do processo de erosão.



Figura 3.10: Voçoroca (ANDERSON, 2004).

3.3 USO DE MODELOS EM ESTUDOS AMBIENTAIS

Devido à dificuldade do entendimento do “sistema total” devido à compartimentação analítica de métodos ensinados e utilizados através dos tempos, pode ser representada através da modelagem de sistemas dinâmicos (construção de modelos para identificar as melhores alternativas de decisões). A representação da complexidade da natureza e da sociedade em formas mais simplificadas pode ser considerada uma arte e quase totalmente dependente do construtor do modelo (PHILOMENA, 1996).

Em estudos do meio ambiente é necessária uma abordagem sistêmica observando as interações do todo e as especificidades das partes. Neste estudo se devem focalizar as concepções de mundo, noções de unidade, totalidade e complexidade e os aspectos das abordagens holística e reducionista. (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Um dos métodos utilizados para o estudo de processos ambientais é a modelagem. Com o avanço da tecnologia, especialmente a ligada à informatização de dados, cenários e processos naturais, permitiu nas últimas décadas que houvesse novas abordagens dos processos ambientais. Estas novas abordagens permitem verificar a dinâmica dos processos, simulação dos processos dentro de um cenário real ou não, tudo com certa rapidez e eficácia, principalmente para auxílio no planejamento de execução de uma obra

(urbana ou rural), gerenciamento de uma propriedade (gleba) ou uso e ocupação de uma dada localidade (bacia hidrográfica), entre outros.

A modelagem é o processo de se gerar modelos. Modelo é uma representação do comportamento do sistema (ou objeto), podendo ser apresentado de forma estática ou dinâmica (KOBAYAMA *et al.*, 2004). Sistema é um conjunto de unidades mutuamente inter-relacionadas podendo ser expandidas para um arranjo de componentes físicos, um conjunto ou coleção de coisas, unidas ou relacionadas de tal maneira que formam e/ou atuam como uma unidade, uma entidade ou um todo (VON BERTALANFFY, 1973).

Os modelos são aproximações da realidade, devendo possuir como características a simplicidade – facilidade de compreensão pelos usuários, a representatividade – descrevendo o processo que se deseja representar, e a precisão – bom índice de correlação estatística.

SKILLING (1964) diz que o modelo pode ser uma teoria, uma lei, uma hipótese ou uma idéia estruturada. Pode ser uma função, uma relação ou uma equação. Pode ser uma síntese de dados e pode incluir argumentos sobre o mundo real por meio de representações no espaço ou no tempo.

A busca por informações sobre a erosão do solo e seus efeitos na qualidade da água e na economia em escala de bacias hidrográficas tem aumentado ultimamente. Estas informações são requeridas em escala espacial e temporal e refletem o padrão de movimento do sedimento em resposta a um evento pluviométrico.

A modelagem da erosão do solo é um processo de descrição matemática do destacamento, transporte e deposição das partículas de solo da superfície. Existem três motivos para se efetuar a modelagem: (1) modelos de erosão podem ser usados como ferramenta para avaliar a perda de solos para planejamento conservacionista, inventários de erosão de solos, etc; (2) modelos matemáticos fisicamente baseados podem prever onde e quando a erosão ocorrerá, auxiliando assim no planejamento de práticas conservacionistas que reduzam a erosão; (3) os modelos podem ser usados como ferramentas para entender os processos de erosão e suas interações e para fixar prioridades em pesquisas (NEARING; LANE; LOPES, 1994).

A principal vantagem da aplicação de modelos está na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes, tais como o pior cenário possível e os diferentes tipos de manejos e práticas conservacionistas, com baixo custo e de forma rápida. Contudo, para que tenha sucesso, a aplicação de modelos de predição de erosão, no planejamento de uso

do solo ou controle do processo erosivo, devem-se levar em conta critérios importantes que dizem respeito à sua aplicabilidade (erosão em vertentes, em voçorocas, aporte de sedimentos em bacias, entre outros), a estrutura do modelo, aos dados disponíveis e ao custo de sua obtenção, a precisão, entre outros fatores (JAMES; BURGESS *in* CHAVES, 1995). Ou seja, todo modelo tem limites de aplicação (SILVA, 1999).

A maioria dos modelos que foram desenvolvidos no passado para informar sobre erosão e qualidade de água é imprópria para proverem informações em escala de bacia, predições baseadas na análise de concentrações de sedimentos em alguns eventos. Eles podem sofrer de uma gama de problemas como a sobre-parametrização, exigências de contribuição irreais, inadequação de suposições ou valores de parâmetros para condições locais, e documentação inadequada de testes e do seu desempenho do modelo (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

Existe uma enorme variedade de modelos que simulam o transporte de sedimentos associados ou não a poluentes. Estes modelos diferem em termos de complexidade, processos considerados e os dados requeridos para calibração e uso do modelo. O modelo mais apropriado dependerá da intenção de sua aplicação e das características da bacia hidrográfica a serem consideradas.

Em geral, os modelos de erosão são classificados em três categorias principais (NEARING; LANE; LOPES, 1994): (a) empírico ou estatístico/métrico; (b) conceitual; e (c) fisicamente baseados. Modelos também podem ser descritos como híbridos entre duas destas classes.

Os modelos empíricos geralmente são os mais simples. Eles procuram ajustar os valores calculados aos dados observados, através de funções que não têm relação com os processos físicos envolvidos (TUCCI, 1998). Possuem exigência computacional e de dados inferior aos modelos conceituais e fisicamente baseados. JAKEMAN *et al.* (1999) salienta que a característica desta classe de modelos é o seu alto nível de agregação espacial e temporal e a sua incorporação a um número pequeno de variáveis causais. Eles são particularmente úteis para identificação inicial de fontes de sedimentos e de geração de nutrientes. Os modelos empíricos são freqüentemente criticados por empregar suposições irreais sobre os sistemas físicos e de bacias hidrográficas, ignorando a heterogeneidade dos dados de entrada, como características da chuva e tipos de solo, e ignorando também a não-linearidade inerente do sistema de bacia hidrográfica (WHEATER *et al.*, 1993). Enquanto não tivermos dados meteorológicos e pedológicos suficientes e consistentes, os

modelos mais complexos e dinâmicos estarão impossibilitados de serem utilizados. Neste caso, os modelos empíricos terão resultados superiores aos modelos complexos e dinâmicos. Modelos empíricos, geralmente são baseados em suposições estacionárias, ou seja, assumindo que condições subjacentes permaneçam inalteradas para o período de duração do estudo.

O modelo é dito conceitual quando as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Esta definição é artificial, já que funções empíricas são também usadas (por exemplo, equações de Darcy, Horton, etc), mas estão relacionadas com a física do sistema. Os modelos conceituais estão tipicamente baseados na representação da bacia hidrográfica como uma série de armazenamentos internos. Modelos conceituais incluem uma descrição geral de processos da bacia hidrográfica, sem incluir os detalhes específicos das interações de processo, que requereria informação mais detalhada da bacia hidrográfica (SOROOSHIAN, 1991). Isto permite que estes modelos informem sobre os efeitos qualitativos e quantitativos das mudanças de uso do solo, sem que haja necessidade de grandes quantidades de dados distribuídos em escala espacial e temporal. Os parâmetros avaliação dos modelos conceituais são obtidos através da calibração de dados observados, tais como medidas de descarga e medidas de concentração (ABBOTT *et al.*, 1986).

Os modelos fisicamente baseados são fundamentados em soluções de equações físicas fundamentais que descrevem o fluxo de materiais tais como água, sedimentos e nutrientes gerados em uma bacia hidrográfica. As equações padrões usadas nestes modelos são as equações de conservação de massa e momentum para fluxo e a equação de conservação de massa para sedimentos. Teoricamente, os parâmetros usados em modelos fisicamente baseados são mensuráveis e conhecidos. Em prática, tem-se um grande número de parâmetros envolvidos e uma heterogeneidade de características importantes, particularmente em bacia hidrográfica, de modo que estes parâmetros devem ser calibrados freqüentemente através dos dados observados (BECK *et al.*, 1995; WHEATER *et al.*, 1993). Isto cria incerteza sobre os parâmetros. Onde os parâmetros não podem ser medidos dentro da bacia hidrográfica devem ser determinados através da calibração com os dados observados. Mesmo em situações onde parâmetros podem ser medidos, erros na medida de características importantes e diferenças entre a escala a qual os algoritmos são aplicados e a escala das medidas realizadas criará incerteza adicional sobre a veracidade dos resultados do modelo (BLOSCHL; SIVAPALAN, 1995).

Em geral, as equações que descrevem os processos de modelos fisicamente baseados são determinadas a partir de situações em pequena escala ou condições físicas específicas (BEVEN, 1989). Na prática, estas equações são regularmente usadas em escalas maiores, sobre condições físicas diferentes. As equações são modificadas para serem usadas com dados contínuos de espaço e tempo. Contudo os dados usados na prática são freqüentemente originados em um ponto representativo e adotados para representar uma célula de uma malha inteira que representa a bacia hidrográfica.

3.3.1 Histórico da modelagem de erosão

O estudo da erosão hídrica e o desenvolvimento de ferramentas para sua previsão foram objeto de grande atenção nos EUA, no princípio do século passado, com maior intensidade no período que se seguiu à grande depressão dos anos 30.

Nas primeiras décadas do século XX foram estabelecidas nos EUA pequenas parcelas padrão experimentais com o objetivo de coletar informações para determinação de taxas de erosão do solo, sujeito a uma variedade de condições climáticas, fisiográficas, de uso e de ocupação. As primeiras parcelas padrão foram estabelecidas no Missouri em 1917.

Entre 1890 e 1947, a ciência limitava-se ao entendimento e à descrição qualitativa dos principais fatores que afetam o processo erosivo. Os primeiros modelos desenvolvidos foram de base estatística, baseados em relações entre os principais parâmetros dos processos e medições da erosão e deposição de sedimentos. Exemplos de trabalhos realizados neste período são COOK (1936)¹, LAWS (1940)² e ELLISON (1947)³, citados por CHAVES (1995). Estes autores reconheciam a complexidade do processo erosivo, sendo os primeiros a definir os fatores que intervêm no mecanismo tais como erodibilidade do solo, erosividade da chuva e da enxurrada, e da proteção da cobertura vegetal.

O desenvolvimento dos modelos para cálculo de perdas de solo começou por volta de 1940 no "*Corn Belt*", região de grande importância na produção agrícola nos EUA. Entre 1940 e 1956 foi desenvolvido naquela região um procedimento para o cálculo de

¹ COOK, H. L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Sci. Soc. Proc.**, Madison, 1936. p. 487-497.

² LAWS, J. O. Recent studies in raindrops and erosion. **Agric. Eng.**, St. Joseph, 21, 1940. p.431-433.

³ ELLISON, W. D. Soil erosion studies – Part I. **Agric. Eng.**, St. Joseph. 1947. p. 145-146.

perdas de solo por erosão hídrica, o qual ficou conhecido como método do plantio em declives.

Uma das primeiras tentativas de se estabelecer uma relação que pudesse ser utilizada em projetos de conservação do solo e água, capaz de prever as taxas de erosão a longo prazo para uma dada situação foi apresentada por Zingg em 1940 (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A partir de dados obtidos em parcelas experimentais com erosão laminar, Zingg relacionou o grau e o comprimento da rampa com as perdas de solo. Este foi o primeiro modelo empírico de erosão do solo a nível regional (RENSCHLER; HARBOR, 2002).

Em 1941 a equação de Zingg foi acrescida de dois novos fatores, os quais levam em conta a cultura e as práticas conservacionistas a que é submetida à área em estudo. Também nesse ano foi incorporado o conceito de limite específico de perdas de solo, o qual é um antecedente da atual tolerância de perdas de solo. Estes fatores que foram acrescentados à equação eram válidos só para algumas regiões dos EUA, sendo que pesquisadores do Serviço de Conservação de Solo adaptaram-nos às condições do *Corn Belt* de modo tal que resultaram aplicáveis para essa região toda.

Em 1946 reuniu-se em Ohio um comitê nacional com o intuito de adaptar a equação utilizada no *Corn Belt* a terras de cultivo de outras regiões. Dentre as modificações que este comitê fez, adicionou-se um fator que considera a chuva, que foi uma mudança fundamental. A fórmula resultante é conhecida como Equação de Musgrave (MUSGRAVE, 1947), e foi amplamente usada para estimar valores de erosão em bacias hidrográficas.

3.3.2 Modelos de predição de erosão hídrica

A USLE – *Universal Soil Loss Equation*, ou (USLE - Equação Universal de Perdas de Solo) foi desenvolvida no Centro Nacional de dados de Escoamento e Perda de Solo, sediado na Universidade de Purdue, EUA. Esta deriva da reunião e interpretação dos dados de perdas de solo e água coletados em vários locais dos EUA, a partir dos anos 30. Foram feitas modificações para superar as restrições climáticas e geográficas existentes nas primeiras equações, e assim o modelo tornou-se de uso generalizado. A USLE distingue-se das suas antecessoras pelo termo universal (MERRIT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

Além disto, o seu cálculo é relativamente simples devido à utilização de dados tabelados para as diversas variáveis intervenientes.

A USLE é utilizada como ferramenta para gestão do solo, possibilitando a resolução de problemas de conservação do solo e da água. O modelo tornou-se uma referência e um manual de boas práticas nos EUA com a publicação “*Predicting rainfall erosion losses from cropland*” (WISCHMEIER; SMITH, 1965).

No Brasil, a equação foi primeiramente usada em trabalhos desenvolvidos por BERTONI *et al.* (1975) no Estado de São Paulo e vem, desde então, sendo avaliada por vários autores quanto à sua aplicabilidade em nossas características tropicais (SANTA CATARINA, 1994).

WISCHMEIER & SMITH (1978) realizaram ajustes e incorporaram dados adicionais no modelo, criando uma nova publicação intitulada “*Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*” (COUTINHO; ANTUNES, 2001) .

Os dados de saída da USLE e seus derivados são a estimativa anual de perda de solos em vertentes. O modelo não exige de dados de entrada sofisticados e/ou numerosos. São necessárias informações sobre a erosividade da chuva, erodibilidade do solo, sobre uso do solo e a topografia do local.

NORTON e LAFTEN (1996) afirmam que a USLE só é útil, atualmente, para ensinar conceitos de educação ambiental, porque os fatores que contribuem para aumentar a erosão são facilmente compreensíveis. Entretanto o modelo apresenta muitos problemas, tais como: é construído para medir as perdas de solo em longo prazo; o fator topográfico foi desenvolvido para comprimentos e inclinação de vertentes relativamente moderadas; não foi projetada para solos tropicais; os dados não incluem o efeito orográfico; representa a quantidade de solo que sai do sistema, mas não prediz a quantidade de material erodido e depositado.

A MUSLE – *Modified Universal Soil Loss Equation* (Equação Universal de Perda de Solo Modificada) (WILLIAMS; BERNDT, 1977), a RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation* (Equação Universal de Perda de Solo Revisada) (RENARD *et al.*, 1991 e 1997) e USLE-M (KINNEL; RISSE, 1998), são versões modificadas da USLE. Elas foram desenvolvidas para predizer ao longo do tempo, a perda de solo anual. Ambos são modelos empíricos e seus algoritmos são muito usados em outros modelos hidrológicos e de erosão. Embora tenham sido desenvolvidos para aplicação em vertentes pequenas, a USLE e suas

modificações têm sido aplicadas para modelar a erosão e o transporte de sedimento em bacia hidrográfica.

A MUSLE substitui o parâmetro erosividade da chuva por informações sobre o escoamento superficial, aporte de sedimentos e vazão de pico da bacia, possibilitando o cálculo da perda de solos para eventos pluviométricos isolados.

A RUSLE, apesar de ser de concepção empírica, é um modelo consideravelmente dependente de sistemas computacionais. Suas vantagens sobre a USLE são: (a) uso de algoritmos para efetuar cálculos; (b) desenvolvimento de um termo de erodibilidade variável sazonalmente; (c) utilização de novos algoritmos para calcular comprimento de vertente e declividade (LS) refletindo a erosão laminar e em sulcos; (d) capacidade de calcular o fator topográfico (LS) para vertentes de variadas formas; (e) novos valores de práticas conservacionistas (P); (f) e definição de subfatores para calcular o termo uso da terra (C) contemplando o uso anterior da terra, cobertura e rugosidade do solo. (RENARD, 1997).

Apesar de ter sido desenvolvida para a região central dos EUA, a USLE está sendo adaptada e utilizada satisfatoriamente em outras regiões do mundo como: Europa, Índia, Austrália e Brasil. Existem muitos trabalhos publicados utilizando o modelo USLE e suas modificações com ou sem técnicas de geoprocessamento, conforme apresentado na Tabela 3.4.

O AGNPS (*Agricultural Non-Point Source model*) é um modelo de predição de poluição difusa desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos EUA (*US Department of Agriculture, Agricultural Research Service – USDA-ARS*) em cooperação com a Agência de Controle da Poluição e Serviço de Conservação do Solo de Minnessota (SCS) nos EUA. O modelo foi desenvolvido para prever e analisar a vazão e transporte de sedimentos e nutrientes em bacias hidrográficas rurais de até 20.000 ha. Os dados de entrada do modelo incluem parâmetros que descrevem a morfologia da bacia, as variações do uso do solo e dados de precipitação. Sobre o Modelo Digital de Elevação – MDE da bacia hidrográfica, é traçada uma malha e para cada célula da malha é necessário entrar com 22 parâmetros. O AGNPS contém uma mistura de componentes empíricos e fisicamente baseados. Para a função de predição da perda de solos ele é baseado no modelo RUSLE.

Tabela 3.4: Alguns trabalhos publicados utilizando a USLE e suas modificações.

Autor	Ano da publicação	Local de estudo
FREISING	1991	Alemanha
BERNT RYDGREN	1996	Lesoto, África
RENSCHLER; MANNAERTS ; DIEKKRÜGER	1998	Andaluzia, Espanha
MILLWARD; MERSEY	1999	Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, México
RIENZI <i>et al.</i>	1999	Bacia do rio Santa Maria, Argentina
JAIN; KOTHYARI	2000	Índia
ANGIMA <i>et al.</i>	2003	Quênia
LUFABA <i>et al.</i>	2003	Bacia do Lago Vitória, Uganda e Tanzânia
SHI <i>et al.</i>	2004	Three Gorge Area, China
TAVARES	1986	Bacia do rio São José dos Dourados – SP
PINTO	1991	Município de Casa Branca, SP
DONZELI <i>et al.</i>	1992	Município de Pirassununga, SP
VALÉRIO FILHO	1994	Município de Sta Maria da Serra, SP
RANIERI <i>et al.</i>	1996	Ribeirão dos Marins, Piracicaba, SP

O ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation model*) (BEASLEY; HUGGINS, 1982) foi desenvolvido para simular o escoamento superficial e a erosão em bacia hidrográfica agrícolas. O ANSWERS também utiliza uma malha para divisão da paisagem em células que são modeladas individualmente e posteriormente somadas para avaliar a bacia hidrográfica. Esta abordagem foi utilizada como base na estrutura dos modelos hidrológicos e de qualidade da água.

ANSWERS difere do AGNPS por representar o processo de erosão com uma aproximação mais fisicamente baseada para modelagem de erosão. O desenvolvimento inicial do ANSWERS focalizou os componentes do sedimento e da erosão, enquanto o AGNPS colocou mais ênfase nos componentes nutrientes e utilizou modelos existentes para modelar escoamento superficial e geração de sedimento. Os dados de saída do modelo são escoamento superficial e erosão, embora o modelo possa ser estendido, incluindo nutrientes. Para a entrada, o modelo usa 4 categorias principais de parâmetros para cada célula: (a) dados de precipitação; (b) dados de topografia (elevação, declividade e aspecto); (c) dados de solo (porosidade, capacidade de campo, capacidade de infiltração, erodibilidade, umidade); (d) dados de usos do solo (interceptação, manejo do solo, tipo de uso do solo, rugosidade e retenção superficial). Nestas categorias são inseridos outros parâmetros. Por exemplo, para cada tipo de solo são requeridas as inserções de mais 8 variáveis. Assim como o AGNPS, o ANSWERS apresenta graus variados de empirismo

nos algoritmos que descrevem os processos do modelo. A descrição do processo de escoamento superficial é empírica, enquanto a erosão e o processo de transporte de sedimento estão representados por equações fisicamente baseadas. O modelo é espacialmente e temporalmente distribuído, sendo uma vantagem sobre os outros modelos que utilizam a USLE. Na versão original o modelo era concentrado na simulação de eventos, porém atualizações realizadas por DILLAHA *et al.* (1998 e 2001) modificaram o modelo para simulação contínua.

O CREAMS (*Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) (KNISEL, 1980), é um modelo utilizado como ferramenta para avaliar os efeitos dos poluentes relativos às práticas agrícolas, e carregados através do escoamento superficial e da água infiltrada. O CREAMS foi modificado para GLEAMS (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*) (BALL; TRUDGILL, 1995 e CONNOLLY *et al.*, 1999). Ambos consistem de 3 componentes: (a) hidrologia; (b) erosão e sedimentação; e (c) fontes concentradas e difusas de poluentes. Os algoritmos do CREAMS têm sido usados em outros modelos de erosão e qualidade da água como o WEPP. Este modelo faz a predição de erosão, deposição e transporte de sedimentos em vertentes e canais de primeira e segunda ordem. Ele contém três submodelos: (a) o submodelo de erosão é baseado no MUSLE, incluindo a capacidade de transporte de sedimento; (b) o submodelo hidrológico permite duas opções: (b.1) se forem avaliados dados de precipitação diária, o modelo no número de curva (CN) é usado para estimar o escoamento superficial; (b.2) se forem usados dados de precipitação horários é usado um modelo baseado na infiltração para geração do escoamento superficial. O movimento da água através do perfil de solo é modelado utilizando uma aproximação simples – o fluxo acontece se o conteúdo de água existente em um perfil de solo exceder sua capacidade de campo; (c) o submodelo químico do CREAMS tem um componente nitrogênio que considera processos de mineralização, nitrificação e denitrificação. Tanto o nitrogênio quanto o fósforo são usados para enriquecimento dos nutrientes do solo e é estimada a proporção dos dois nutrientes que são transportados como sedimentos erodidos. Para o componente pesticida são consideradas a interceptação foliar, degradação e lavagem, tais como absorção e degradação do solo. Entre os dados de entrada do modelo estão séries de precipitação, valores mensais de temperatura e radiação solar, e dados de solo e tipo de cultivo. O objetivo inicial do CREAMS era que fosse um modelo fisicamente baseado e não necessitasse de calibração para cada aplicação específica. Apesar disto ele possui um

pouco de empirismo no modelo algoritmos, particularmente no componente de escoamento superficial e no módulo de erosão. Os processos de transporte e deposição de sedimentos são descritos usando relações fisicamente baseadas na capacidade de transporte de sedimentos. CREAMS pode operar em modo contínuo ou baseado em eventos, e é projetado para aplicação em áreas de campo uso do solo, tipo de solo e topografia uniforme.

O EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) (WILLIAMS *et al.*, 1983) simula a erosão do solo e a produção vegetal. Contém diferentes submodelos para hidrologia, clima, erosão, nutrientes, crescimento vegetal, temperatura do solo e economia. O submodelo hidrologia é similar ao CREAMS. O EPIC necessita de muitos dados de entrada e considera os fluxos verticais e horizontais da água, escoamento superficial, derretimento de neve e evapotranspiração. O EPIC contém seis alternativas de equações para simulação da erosão: (a) USLE (WISHMEIER; SMITH, 1978); (b) modificação do USLE - Onstad-Foster (ONSTAD; FOSTER, 1975); (c) MUSLE (WILLIAMS; BERNDT, 1977); (d) duas outras versões do modelo MUSLE; (e) uma versão do MUSLE que utiliza coeficientes de dados de entrada. O que difere estas equações é: (a) o USLE depende da intensidade da precipitação como um indicador da energia erosiva e fornece estimativas anuais de perda de solo; (b) o MUSLE e sua versão modificada utiliza variáveis de escoamento superficial apenas para simular a erosão e produção de sedimentos; (c) a equação de Onstad-Foster contém uma combinação de fatores energéticos os quais são usados no USLE e MUSLE.

O WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) é um modelo fisicamente baseado que considera a variabilidade espacial e temporal do processo de erosão. Ele foi desenvolvido nos EUA em um convênio entre o Serviço de Pesquisa Agrícola, o Serviço de Conservação do Solo, o Serviço Florestal do Departamento de Agricultura e o Bureau de Gerenciamento da terra do Departamento do Interior para substituir os modelos USLE e RUSLE como um sistema de predição de erosão do solo. O modelo foi desenvolvido para determinar e/ou avaliar os mecanismos essenciais que controlam a erosão hídrica, inclusive impactos antropogênicos. O modelo não considera processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos em canais permanentes. O modelo tem diferentes submodelos para o clima, evaporação, crescimento vegetal, transporte e acumulação de sedimentos. Os dados de entrada do modelo podem ser gerados ou observados. Para conhecimento do crescimento das plantas e componente do resíduo é necessário realizar avaliação precisa da planta e dos

resíduos de MO do solo, assim como informações sobre datas de registros e práticas de gerenciamento. As características das plantas são fundamentais para descrição adequada da sua influência sobre processos de erosão e hidrológicos. Também são consideradas componentes hidráulicas e outra de processos do solo. Para simulação em bacia hidrográfica o WEPP necessita de arquivos adicionais que descrevam a configuração da bacia, a topografia do canal, as características hidráulicas, de solos e de gerenciamento do canal. Os dados de saída do modelo na versão vertentes são as distribuições temporal e espacial da perda de solo, produção de sedimentos, tamanho do sedimento, volume de escoamento e balanço da água no solo. A saída básica do modelo contém sumário de escoamento superficial e erosão baseada em eventos de precipitação (mensal, anual ou média anual).

KINEROS (KINematic Runoff and EROsion model) (WOOLHISER *et al.*, 1990) é um modelo de simulação orientado a processos que faz a predição da infiltração, escoamento superficial e erosão em pequenas catchments agrícolas e urbanas, com dimensão entre 10 e 20 km². O KINEROS é um modelo determinístico e conceitual que simula o escoamento e a erosão superficial. O modelo requer como dados de entrada informações sobre a topografia da bacia, geometria do canal, cobertura vegetal, textura do solo e algumas características hidráulicas. Os dados de saída do modelo incluem um sumário com informações sobre sedimentologia e hidrografia. O modelo considera a variabilidade espacial da precipitação, condutividade hidráulica, o escoamento e os parâmetros de erosão.

SWAT (*Soil and Water Assesment Tool*) é um modelo matemático distribuído que permite a simulação de vários processos físicos em escala de bacia hidrográfica com o objetivo de analisar os impactos das alterações do uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade de água em bacia hidrográfica agrícolas não instrumentadas (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994). O modelo é baseado em uma estrutura de comandos capaz de propagar o escoamento superficial, sedimentos e agroquímicos através da bacia. Alguns dos componentes do modelo incluem a componente hidrológica, climatológica, sedimentológica, temperatura do solo, crescimento das plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola (ARNOLD *et al.*, 1998). A componente hidrológica do modelo inclui sub-rotinas para estimar o escoamento superficial, percolação, fluxo lateral subsuperficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração. O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas (máximas

e mínimas) do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. A produção de sedimentos é estimada pela MUSLE. DI LUZIO *et al.* (2001) desenvolveu uma interface entre o SWAT e o SIG *ArcView*, permitindo que as saídas do modelo sejam exibidas em mapas, gráficos e quadros do *ArcView*. A Tabela 3.5 mostra o resumo de modelos.

3.3.3 Modelos e sistemas de informações geográficas

O estudo da erosão laminar pelo método indireto, ou seja, através de modelagem matemática, pode ser associado a técnicas de geoprocessamento, permitindo a análise espacial e temporal do fenômeno. Esta análise pode ser usada no planejamento de alternativas, sustentadas tecnicamente pelas informações geradas através de dados disponíveis e dos modelos adotados, a fim de atingir um objetivo proposto (FUJIHARA, 2002).

A utilização de técnicas de geoprocessamento, entendido como um conjunto de tecnologias utilizadas na coleta e tratamento, manipulação e produção de informações, têm permitido um melhor gerenciamento de grandes áreas com rapidez precisão e a custos bem mais baixos quando comparados a levantamentos realizados em campo. Os instrumentos computacionais do geoprocessamento, chamados de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), permitem a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e criar bancos de dados georreferenciados (CÂMARA & MEDEIROS, 2003). Em suma, o geoprocessamento, que nada mais é do que o resultado de uma forte interação dessas tecnologias, constitui-se no grande fator de universalização e compartilhamento destas informações que, por sua vez, são a matéria prima responsável pela qualidade das decisões tomadas pelos administradores (CALIJURI, 1996).

Para CÂMARA *et al.* (2001), pode-se citar pelo menos quatro dimensões dos problemas ligados aos estudos ambientais, onde é grande o impacto do uso da tecnologia de SIG: (1) mapeamento temático, (2) diagnóstico ambiental, (3) avaliação do impacto ambiental, (4) ordenamento territorial e os prognósticos ambientais. O item (1) visa caracterizar e entender a organização do espaço, como base para o estabelecimento das bases de ações e estudos futuros; o item (2) objetiva estabelecer estudos específicos sobre regiões de interesse, com vistas a projetos de ocupação ou preservação; o item (3) envolve o monitoramento dos resultados da intervenção humana sobre o ambiente; e o item (4)

objetiva normatizar a ocupação do espaço, buscando racionalizar a gestão do território, visando um processo de desenvolvimento sustentável.

Os estudos de erosão hídrica entre sulcos contam hoje com modelos de predição, que associados às técnicas de geoprocessamento possibilitam a previsão de perdas de solo, seleção de práticas para controle facilitando a adoção de medidas pontuais, planejamento ambiental e priorização das ações de pesquisa.

A USLE, quando espacializada por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), permite uma análise da perda de solo por erosão entre sulcos, possibilitando contextualizar os resultados obtidos em função do uso e ocupação das terras.

Vários estudos relacionados ao planejamento e diagnóstico, baseados em metodologias de conservação do solo utilizando SIG vêm sendo realizados. RANIERI *et al* (1996) utilizaram SIG para elaborar mapas de riscos de erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (Piracicaba – SP). VALÉRIO FILHO (1994) também associou o uso da USLE com o uso de SIG na avaliação da suscetibilidade natural e de riscos de erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão Bonito (Santa Maria da Serra - SP). LIMA *et al* (1992) verificaram a suscetibilidade natural e o risco de erosão em área teste no estado da Paraíba através do uso de SIG. Além destes podemos citar: DONZELI *et al.* (1992), MENCK (1993), FERRARI (1996), ITO (1998), WEILL (1999) e MILWARD; MERSEY (1999), entre outros.

Tabela 3.5: Resumo de modelos matemáticos de erosão.

Modelo	Tipo	Escala	Exigência dos dados de entrada	Dados de saída	Referência
AGNPS	Conceitual	Pequenas bacias	Alta	Volume escoado, vazão de pico, concentrações de SS, N, P e DQO	YOUNG et al (1987)
ANSWERS	Físico	Pequenas bacias	Alta	Sedimento e nutrientes	BEASLEY et al. (1980)
CREAMS	Físico	Bacias de 40-400 ha	Alta	Erosão e deposição	KNISEL (1980)
EMSS	Conceitual	Bacia	Baixa	Escoamento, carga de sedimentos, de N e de P	WATSON et al. (2001)
HSPF	Conceitual	Bacia	Alta	Escoamento, razão de fluxo, carga de sedimentos, concentração de nutrientes	JOHANSON et al. (1980)
IHACRES-WQ	Empírico/conceitual	Bacia	Baixa	Escoamento, sedimento e nutrientes	JAKEMAN et al. (1990, 1994a, b), DIETRICH et al. (1999)
IQQM	Conceitual	Bacia	Média	Poluentes incluindo nutrientes, sedimentos, OD, sal e algas	DLWC (1995)
LASCAM	Conceitual	Bacia		Escoamento, sedimento e fluxos de sal	VINEY & SIVALAPAN (1999)
SWRRB	Conceitual	Bacia	Alta	Vazão, produção de sedimentos, nutrientes e pesticidas	USEPA (1994)
GUEST	Físico	Lote	Alta	Escoamento e concentração de sedimentos	YU et al. (1997), ROSE et al. (1997)
LISEN	Físico	Pequenas bacias	Alta	Escoamento, produção de sedimentos	TAKKEN et al. (1999), DE ROO & JETTEN (1999)
PERFECT	Físico / empírico	Área ou bacia	Alta	Escoamento, erosão e produção agrícola	LITTLEBOY et al. (1992)
SEDNET	Empírico/conceitual	Bacia	Média	Sedimentos suspensos, contribuição relativa para processos de escoamento superficial, ravinas e erosão de margem	PROSSER et al. (2001)
TOPOG	Físico	Encosta	Alta	Logging água, risco de erosão e transporte de solutos	GUTTERIDGE HASKINS & DAVEY (1991)
USLE	Empírico	Encosta	Alta	Erosão	WISCHMEIER & SMITH (1978)
WEPP	Físico	Encosta e bacia	Alta	Escoamento, característica dos sedimentos.	LAFLEN et al. (1991)
MIKE-11	Físico	Bacia	Alta	Produção de sedimento e escoamento	HANLEY et al. (1998)
KINEROS	Conceitual	Bacias de 10-20 km ²	Alta	Escoamento e Característica dos sedimentos	WOOLHISER et al. (1990)
SWAT	Conceitual	Bacias médias e grandes	Alta	Escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água.	ARNOLD, J. G. & SRINIVASAN, R., (1998)

Legenda: SS - sólidos suspensos, P - fosforo, N - nitrogênio, DQO - demanda química de oxigênio, OD - oxigênio.

3.4 RUSLE E SEUS COMPONENTES

Os estudos da USLE/RUSLE foram desenvolvidos em diferentes tipos de parcelas-padrão que continham dimensões de referência fixadas em 22 metros de comprimento, declive 9% e largura mínima de 1,83 metros. As parcelas-padrão foram instaladas em vários tipos de solos, sujeitos a diferentes tipos de rotações e práticas culturais. A equação foi desenvolvida empiricamente a partir de dados anuais de mais de 10000 parcelas-padrão, permitindo assim a estimativa da perda média de solo em terrenos com diferentes cultivos agrícolas, devido à erosão laminar e por sulcos, para um período de aproximadamente 20 anos.

Tanto a USLE quanto a RUSLE empregam equações empíricas de regressão múltipla com incorporação de parâmetros que influenciam na erosão, sem fazer qualquer tentativa de simular o processo real de erosão (MORRIS; FAN, 1997). Ambas utilizam a mesma equação (1):

$$A = K \cdot R \cdot LS \cdot CP \quad (1)$$

Segundo MORRIS & FAN (1997), esta equação é dita universal porque incluem os quatro principais fatores que influenciam a perda de solo A :

A : estimativa de erosão específica ⁴, em unidades compatíveis com as adotadas para K , e para o período de tempo considerado para o cálculo da erosividade R , habitualmente em [ton/ha.ano];

K : fator de erodibilidade do solo. Define-se como a perda de solo de uma parcela-padrão tipo com 22 metros de comprimento, 9% de declividade e continuamente em solo nu, lavrado segundo o maior declive. Representa a susceptibilidade de diferentes solos serem erodidos de acordo com suas características físicas e químicas [ton.ha.h/ha.MJ.mm];

R : é o fator erosividade da precipitação e é quantificada em termos da energia produzida pelo impacto das gotas de chuva juntamente com um taxa de arraste do solo resultante do escoamento superficial [MJ.mm/ha.h.ano];

LS : a força gravitacional que influencia no escoamento é representada pelo comprimento de rampa e declividade da parcela-padrão. Resulta do produto das relações de comprimento e de declive que correspondem, respectivamente, aos quocientes entre a perda de solo em uma parcela-padrão com um dado comprimento e uma parcela-padrão com comprimento de 22 metros, em condições idênticas, e ao quociente entre a perda de

⁴ Erosão específica é a perda de solo por unidade de área e por unidade de tempo.

solo numa parcela-padrão com determinado declive e uma parcela-padrão com um declive de 9%, em condições idênticas (adimensional);

C: Relação de cobertura vegetal. O quociente entre a perda de solo de uma parcela-padrão com uma determinada cultura e manejo e uma parcela-padrão continuamente em solo nu, em condições idênticas;

P: relação de prática agrícola. Quociente entre a perda de solo de uma parcela-padrão com uma determinada prática agrícola e de um a lavrado segundo a linha de maior declive, em condições idênticas.

O fator *K* se refere à capacidade do solo sofrer erosão e depende de complexa interação físico-química entre as suas propriedades morfológicas (DENARDIN, 1990). A erodibilidade representa o efeito integrado dos processos que regulam o comportamento do solo frente aos agentes erosivos (LAL, 1994).

O conceito de *K* foi criado a partir do conhecimento de que para classes de solos diferentes tem-se valor diferente de *K* e isso é comprovado por PUNDEK (1994), que observa que para iguais condições de chuvas, topografia, cobertura vegetal e controle à erosão, alguns solos são mais facilmente erodidos que outros.

Para se obter o valor de *K*, é necessário dispor de dados relativos às características do solo:

- Textura, ou seja, as porcentagens de limo ou areia muito fina (0,002 a 0,1mm) e porcentagem de areia (0,1 a 2,0 mm);
- Porcentagem de MO;
- Estrutura (classificada em quatro classes: granular muito fina; granular fina; granular grosseira; compacta);
- Permeabilidade (classificada em seis classes: muito lenta; lenta; lenta a moderada; moderada; moderada a rápida; rápida).

Entre os fatores que influenciam a erodibilidade, destaca-se a resistência do solo quanto à desagregação (controlada pelos colóides existentes no solo); a resistência ao transporte (geralmente depende do grau de agregação e da resistência dos agregados); e a velocidade de infiltração (que depende da granulometria, diferenças morfológicas verticais e da capacidade de retenção de água no perfil) (LEWIS *et al.*, 1998).

O fator *K* pode ser determinado diretamente no campo com chuva natural ou simulada em parcelas-padrão ou através de determinações indiretas, empregando-se métodos empíricos. Quando determinado experimentalmente, são realizados experimentos

em campo em condições locais por um longo período e em condições padronizadas: parcelas-padrão com 22 metros de comprimento e declividade de 9% mantidos permanentemente descobertos e com o preparo do solo no sentido do declive (WISCHMEIER; SMITH, 1965). Esta forma de determinação de K é considerada o real valor da erodibilidade do solo (WISCHMEIER *et al.*, 1971).

Diversos pesquisadores têm buscado relacionar a quantidade de erosão medida em campo com as várias características físicas dos solos que podem ser determinadas em laboratório. As equações de estimativa de K são desenvolvidas, geralmente, por meio de regressões múltiplas entre o fator K medido em campo e os atributos do solo. Quando apresentam uma correlação significativa, podem fornecer valores para a erodibilidade do solo (CORRECHEL, 2003). Várias pesquisas foram realizadas determinando o valor de K por meio da comparação dos métodos diretos e indiretos ((OLIVEIRA; BAHIA, 1984); (MARTINS FILHO; SILVA, 1985); (LIMA, 1987); (LIMA, 1991); (SILVA *et al.*, 1994)).

O método indireto mais utilizado para determinação de K é o método proposto por WISCHMEIER *et al.* (1971), com base nos parâmetros textura, estrutura, classes de permeabilidade e na porcentagem de matéria orgânica, combinando-os graficamente em um nomograma (Figura 3.11). Para solos que apresentam porcentagens de silte e areia fina menores que 70, o nomograma resolve a equação 2:

$$100K = 0.1317 \cdot 2.1M^{1.14}(10^{-4})(12 - a) + 3.25(b - 2) + 2.5(c - 3) \quad (2)$$

onde:

M é o produto das porcentagens de silte mais areia muito fina pela soma da porcentagem de areia > 0.1 mm e as porcentagens de silte mais areia muito fina;

a é o teor de matéria orgânica (teor de carbono orgânico total multiplicado por 1.72), expresso em porcentagem;

b e c são a estrutura do solo e permeabilidade do perfil de solo, respectivamente, codificadas conforme WISCHMEIER *et al.* (1971).

Este método foi aplicado para diferentes regiões do Brasil: HENKLAIN & FREIRE (1983) no Paraná; LIMA (1991) em Minas Gerais; MARTINS FILHO & SILVA (1985) e SILVA *et al.* (1994) para Ceará; SILVA *et al.* (1986) para a Paraíba.

DENARDIN (1990) estimou a erodibilidade para 31 solos brasileiros através da determinação de parâmetros físico-químicos determinados em campo, sob chuva natural e/ou simulada. A análise de regressão linear múltipla realizada por DENARDIN (1991) indicou que os parâmetros permeabilidade, MO, óxido de alumínio extraível por ácido

sulfúrico e a fração de areia compreendida entre 2.0 e 0.5 mm foram as variáveis independentes significativas na estimativa de K para os solos analisados.

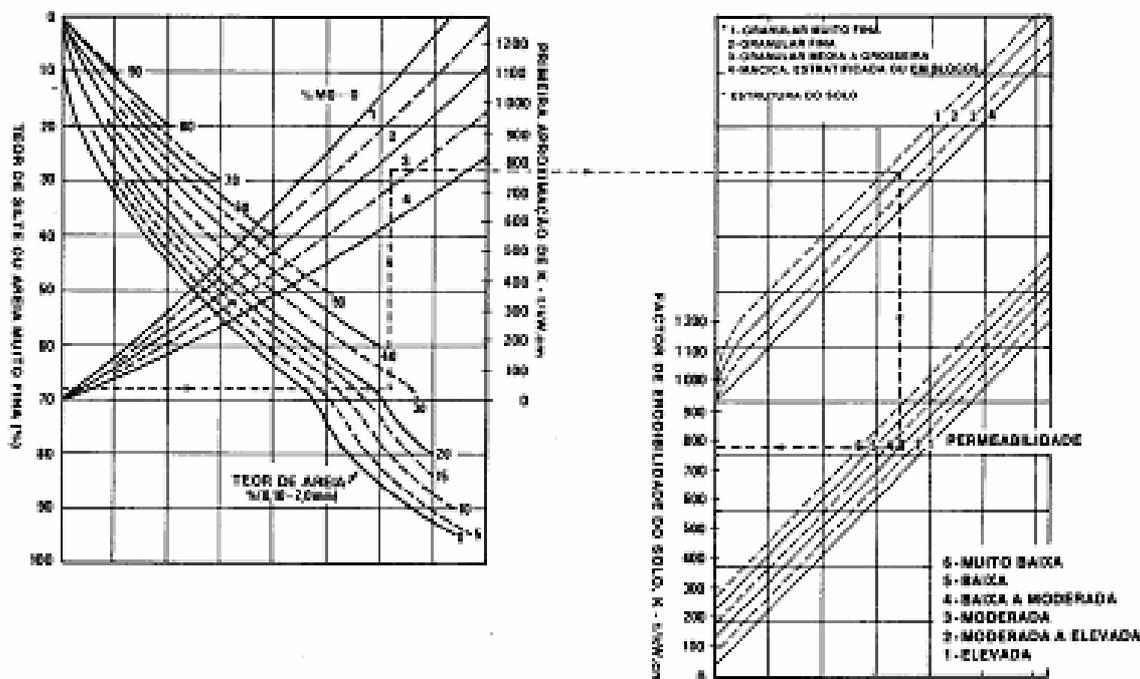


Figura 3.11: Nomograma para determinação do fator de erodibilidade do solo.(Fonte: WISCHMEIER *et al.*, 1971).

LOMBARDI NETO & BERTONI (1975) estudaram 66 perfis de solos no estado de São Paulo e os analisaram pelo método Middleton, com algumas modificações. O resultado foi uma estimativa da erodibilidade dos principais solos paulistas.

ROLOFF & DENARDIN (1994) propuseram as equações que mais se aproximaram do método direto. Eles trabalharam com 21 solos paranaenses e propuseram novas equação onde K para as classes Latossolo e Areia quartzosa, é função: (1) do parâmetro textural de WISCHMEIER *et al.* (1971) modificado, calculado pela fração silte multiplicada pela soma das frações silte e areia fina; (2) do teor de óxido de ferro extraído por ácido sulfúrico; (3) e do teor de óxido de alumínio extraído por ácido sulfúrico dividido pela fração de argila. O K para as classes Podzólico e Terra estruturada, é função de (1) do parâmetro textural de WISCHMEIER (1971) modificado, calculado pela fração silte multiplicada pela soma das frações silte e areia fina; (2) do teor de óxido de ferro extraído por ácido sulfúrico; (3) fração de areia fina.

Outros trabalhos para determinação de K foram realizados por BISCAIA (1978 a, b); COGO (1978); MONDARDO *et al.* (1978); BISCAIA, RUFINO & HENKLAIN (1981); ÂNGULO, ROLOFF & SOUZA (1984); MARTINS FILHO & SILVA (1985); MARGOLIS, SILVA & JACQUES (1985); TÁVORA, SILVA & MOREIRA (1985); VEIGA & WILDNER (1991); CAMPOS FILHO *et al.* (1992).

O fator R é expresso pela erosividade, e pode ser descrito como a habilidade dos agentes erosivos provocar o destacamento e o transporte de partículas de solo (LAL; ELLIOT, 1994). A erosividade da chuva pode ser ocasionada tanto pelo impacto da gota de chuva quanto pelo escoamento superficial.

Conceitualmente a erosividade da chuva é descrita como uma interação entre a energia cinética e o momento do escoamento superficial. O índice de erosividade é função da intensidade e duração da precipitação, e da massa, diâmetro e velocidade da gota de chuva (HUDSON, 1971 e ODURO-AFRIYIE, 1996).

Muitos estudos foram realizados a fim de relacionar perda de solo com as características da chuva. AREND & HORTON (1942) concluíram que chuvas com altos valores de intensidade produzem, em geral, enxurradas suficientes para gerar erosão laminar após superarem a capacidade de infiltração do solo.

Trabalhando com intensidades de 50,8 mm/h, 101,6 mm/h e 152,4 mm/h, ROSE (1960) concluiu que a desagregação do solo depende mais do tempo de duração da chuva do que da sua intensidade. MAZURAK & MOSHER (1968), MOLDENHAVER & LONG (1964), WISCHMEIER & SMITH (1958) mostram em seus estudos que existe relação direta entre a perda de solo e a intensidade da precipitação.

WISCHMEIER & SMITH (1958) estudaram 8250 parcelas anuais de 60 estações experimentais dos Estados Unidos e mostraram que a correlação entre a perda de solo e a quantidades de chuvas individuais foi baixa, o mesmo ocorrendo em relação à precipitação de 5, 15 e 30 minutos. O fator que melhor correlacionou com a erosão foi à energia cinética, ocorrendo, entretanto, considerável variação que não foi explicada. Foram testadas várias regressões múltiplas e a melhor forma de estimar a perda de solo em parcelas experimentais foi o produto da energia cinética da precipitação pela sua intensidade máxima em 30 minutos.

Foster *et al.* (1981) ao fazer a conversão da USLE para a unidade de SI obtiveram as seguintes equações:

$$E = 0,119 + 0,08731 \cdot \log I \quad (\text{quando } I < 76 \text{ mm/h}) \quad (3)$$

$$E = 0,283 \quad (\text{quando } I > 76 \text{ mm/h}) \quad (4)$$

onde: E é energia cinética [MJ/(ha.mm)]; e I é a intensidade da chuva [mm/h]. O limite de 76 mm/h é imposto para a intensidade devido ao fato de que para um tamanho mediano de gota a energia da chuva não aumenta com o aumento da sua intensidade (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

Trabalhos realizados por WISCHMEIER & SMITH (1978) demonstraram que os eventos de chuva podem ser considerados erosivos, quando apresentam altura igual ou superior a 10 mm de altura pluviométrica, ou quando apresentam, no mínimo, uma precipitação de 6 mm num período máximo de 15 minutos, sendo as demais chuvas consideradas não-erosivas (BERTOL *et al.*, 2002). São também demarcados os limites entre duas chuvas quando ocorrerem num intervalo de 6 horas ou com chuvas inferiores a 1.27 mm.

A erosividade anual (R) é determinada através da soma do coeficiente EI_{30} , calculado para cada evento de chuva classificado como erosivo, ocorrido durante o período de um ano, de acordo com a equação 5.

$$R = \sum_{i=1}^m EI_{30} \quad (5)$$

onde: m = número de chuvas erosivas no período de um ano.

Para o cálculo de R , WISCHMEIER (1976) propõe séries de dados com períodos superiores a 20 anos, esperando assim incluir variações cíclicas dos parâmetros climáticos (SILVA; DIAS, 2003). Portanto é necessária a obtenção de registros pluviográficos ou da separação e anotação manual das chuvas individuais, de suas lâminas (mm) e duração (minutos) que são os dados necessários ao cálculo do EI_{30} .

O índice EI_{30} vem sendo utilizado no Brasil como parâmetro avaliação da erodibilidade dos solos, bem como na determinação das linhas isoerosivas. Alguns destes estudos têm demonstrado a não-correlação da perda de solo com o índice EI_{30} (MORAIS *et al.*, 1988; DEDECEK, 1988). No trabalho realizado por CARVALHO *et al.* (1989), apresentam uma boa correlação do EI_{30} .

Contudo, devido à escassez ou inexistência dos registros pluviográficos em alguns locais e as análises dos diagramas dos pluviógrafos para determinação da energia cinética

serem extremamente morosas e trabalhosas, diversos autores tentaram correlacionar o índice de erosão com fatores climáticos, fatores esses de fácil medida e que não requerem registros de intensidade de chuva (SILVA, 1999).

O coeficiente proposto por Fournier relacionando o quadrado a altura da chuva mensal em milímetros pela altura de chuva anual em milímetros, tem sido amplamente utilizado para estimar a erosividade (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999; RENARD & FREIMUND, 1994). O coeficiente de Fournier é dado pela equação (6).

$$F = \frac{\sum_{i=1}^{12} P_i^2}{Pr} \quad (6)$$

onde: p_i é a precipitação média mensal em (mm) e Pr é a precipitação média anual em (mm). Muitos autores têm encontrado boa correlação linear ou exponencial entre a soma anual deste coeficiente e o EI_{30} da USLE através das respectivas equações (7) e (8).

$$R = d \cdot F + e \quad (7)$$

$$R = d \cdot F^e \quad (8)$$

onde: R é a erosividade; F é o coeficiente de Fournier; e as constantes d e e variam para as diferentes zonas climáticas (LAL & ELLIOT, 1994 e RUFINO *et al.*, 1993).

MANNAERTS & GABRIELS (2000) encontraram boa correlação exponencial quando trabalharam com precipitações superiores a 9 mm nas Ilhas de Cabo Verde. Neste estudo os autores utilizaram um período de 7 anos de registros de precipitações.

Vários pesquisadores determinaram erosividade para diversas localidades brasileiras: LOMBARDI NETO & MOLDENHAUER (1980) e ROQUE, CARVALHO & PRADO (2001) para São Paulo; OLIVEIRA JR. & MEDINA (1990) para o Amazonas; DIAS & SILVA (2003) para o Ceará; MOURA & MEDEIROS (1987) para o Rio Grande do Norte; LOPES & BRITO (1993) para Pernambuco e Bahia; CHAVES *et al.* (1997) para a Paraíba; MARQUES *et al.* (1997) para Minas Gerais; SILVA *et al.* (1996) para Goiás; MORAIS *et al.* (1991) para Mato Grosso; CARVALHO *et al.* (1997) para o Mato Grosso do Sul; SILVA *et al.* (2000) para o Espírito Santo; RUFINO *et al.* (1993) e JACOBS *et al.* (1994) para o Paraná; BERTOL (1993) e PUNDEK (1994) para Santa Catarina; MORAIS *et al.* (1991) para o Rio Grande do Sul; entre outros.

BERTOL (1993) e (1994) tentou uma aproximação do fator R , respectivamente, para os municípios de Lajes e Campos Novos. Nestes estudos BERTOL relacionou os valores médios mensais do índice de erosividade com a precipitação e o coeficiente de

chuva de Fournier. As equações resultantes tiveram baixos coeficientes de correlação, não sendo recomendável a sua utilização.

RUFINO *et al.* (1993) em estudo para determinar o potencial erosivo da chuva no estado do Paraná, utilizou dados obtidos de pluviômetros e pluviógrafos de 31 estações meteorológicas do IAPAR - Instituto Agrônomico do Paraná, e dos pluviômetros de 144 postos da SUREHMA - Secretaria de Recursos Hídricos e Meio Ambiente do Paraná, distribuídos em todo estado. Para as estações do IAPAR foi calculada a densidade de fluxo de energia, ou seja, a energia cinética média que, anualmente, incide na forma de chuva, por hectare, por hora. O método dos polígonos de Thiesen foi utilizado para determinar regiões com índice de densidade de fluxo de energia semelhantes. Foram delimitadas 8 regiões e para cada uma foi determinada uma equação de correlação linear. Para os estados da região sul do Brasil, conforme SILVA (2004), a equação mais adequada para o cálculo de R é a descrita por RUFINO *et al.* (1993), descrita abaixo como equação (9).

$$R_i = 19,55 + (4,2 \cdot p_i) \quad (9)$$

onde: R_i é o fator R para o mês i (MJ ha ha⁻¹ mm); e p_i é a precipitação mensal média (mm).

Os valores da erosividade de um local podem ser plotados em mapas de erosividade ou mapas isoerodentes. Eles são elaborados a partir da interpolação de dados em ambiente de SIG. Os mapas isoerodentes têm grande importância na disponibilização de informações sobre o potencial erosivo de uma região (SILVA, 2004), possibilitando assim a implementação de medidas que minimizem os processos erosivos nestes locais.

VAN DIJK; BRUIJNZEEL & ROSEWELL (2002) criticaram os estudos realizados e publicados para obtenção da relação $E \cdot I_{30}$ porque existem muitas diferenças na forma de obtenção dos dados. Essas diferenças podem ser observadas nos métodos de medida, interpretação e tamanho da amostra, podendo haver tendências e variações que podem ser atribuídas aos diferentes mecanismos de geração de chuva. Para tanto foi avaliado o desempenho da equação exponencial geral que relaciona a energia cinética com a intensidade da chuva da USLE e RUSLE para o sudoeste da Austrália. O resultado foi que as equações analisadas tiveram precisão limitada devido às variações naturais das características da chuva. Para locais que possuem forte influência oceânica ou alta elevações, a energia global da chuva apresenta-se abaixo da prevista pelas equações gerais da USLE. Os dados coletados a semi-árido para locais sub-úmidos sugerem que energia de

chuva pode ser mais alta do que a esperada para estas condições. Os autores sugerem que sejam padronizadas as medidas para avaliar a erosividade em cada área específica.

O efeito da topografia no processo de erosão hídrica é considerado através do fator topográfico ou *LS* (Length-Steepness). Em geral o fator de comprimento da vertente e de gradiente de declividade da vertente produzem grande efeito no processo de erosão hídrica do solo. O aumento do comprimento da vertente (*L*) provoca um aumento na perda de solo total e na perda de solo por unidade de área devido ao acúmulo progressivo do escoamento superficial na direção da região de menor declividade. Com o aumento do gradiente de declividade da vertente, aumenta também a velocidade e a erosividade resultante do escoamento superficial.

O fator *L* tem valor igual a um para uma parcela-padrão de 22 m de comprimento e um gradiente de declividade de 9%, sendo menor do que um para parcela com comprimento inferior a 22 m e maior do que 1 para parcela superior a 22 m.

Se perda de solo for completamente gerada por erosão em *interrill*, ou seja, uniforme ao longo de uma vertente, o valor de *L* será um para todos os comprimentos. Porém, se a perda de solo for gerada completamente através de erosão em *rill*, o valor de *L* aumentará linearmente com comprimento. Isso porque erosão em *rill* aumenta na direção do sopé da vertente devido ao acúmulo do escoamento superficial. Perda de solo normalmente é uma combinação de erosão em *interrill* e *rill*. Para SCHROEDER (2004), os valores de *L* permanecem aproximadamente constantes com o aumento do comprimento das vertentes quando predominam a erosão em *interrill* ao longo da vertente, ou aumentam quando predominam a erosão em *rill*.

Quando se utilizam estimativas de perda de solo para planejamento, conservação e proteção dos recursos do solo, o comprimento da vertente é definido como a distância da origem do fluxo superficial a um ponto ao longo do perfil da vertente que pode ser caracterizado ou pela ocorrência da deposição do solo erodido devido à redução do gradiente de declividade, ou pelo local onde o escoamento superficial se concentra formando um canal (RENARD *et al.*, 1997).

Em campo esta distância pode ser difícil de se determinar devido à dificuldade para identificar o lugar onde o escoamento superficial começa, na crista da vertente, e onde ele termina, no sopé. Um problema é a ocorrência de deposição de sedimentos em depressões micro-topográficas resultantes de práticas agrícolas ou tráfico de animal ao longo de uma

vertente. Neste caso o ponto final determinação do fator L não seria o sopé da vertente, e sim estas áreas de deposição.

Os valores da estimativa de perda de solo para a USLE/RUSLE não apresentam muita sensibilidade para estimativas inexatas do comprimento da vertente, como são para a definição do gradiente de declividade. Para SCHROEDER (2004), diferenças de comprimentos de $\pm 10\%$ não são importantes para a maioria das vertentes, principalmente as que possuem gradientes planos.

A instalação de canais de drenagem em vertentes como medida de contenção das encostas reduzem o comprimento da vertente, reduzindo também a perda de solo. Os terraços também reduzem a influência do comprimento da vertente na perda do solo. Figura 3.12 mostra três configurações possíveis de terraço. Os bancos de terraço inclinados para fora, tais como aquele ilustrado na Figura 3.12A, são construídos para aumentar a estabilidade das vertentes. Os bancos inclinados para trás, tais como aquele ilustrado na Figura 3.12B, funcionam como barreiras divergentes, finalizando o comprimento da vertente.

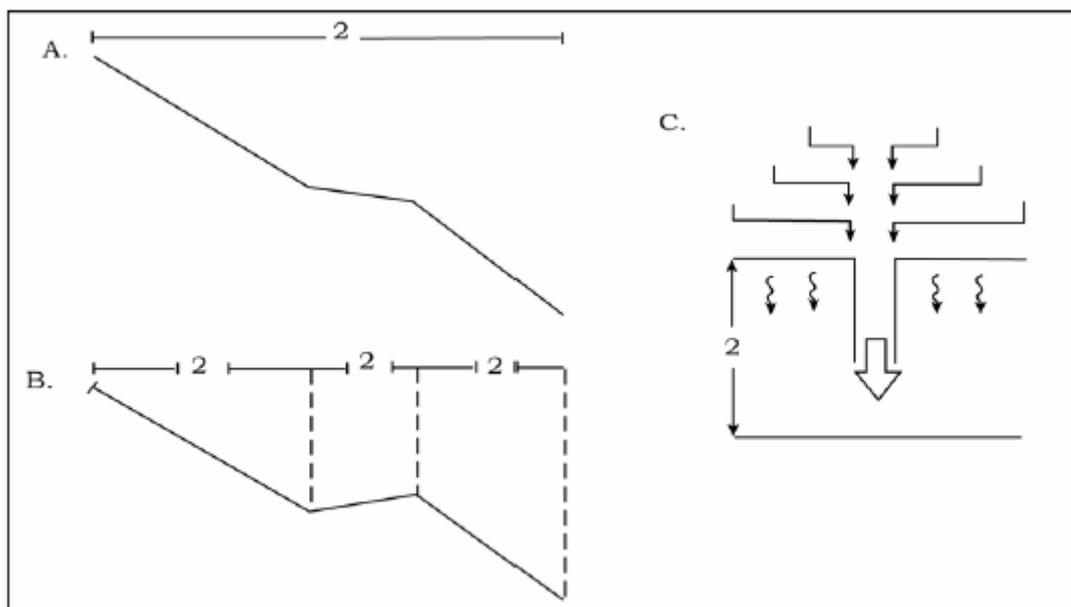


Figura 3.12: Efeitos dos terraços nas vertentes (adaptado de SCHROEDER, 2004).

Na Figura 3.12C temos os terraços com ponto de escoamento (*berm*) que coletam a água proveniente do escoamento superficial e direcionam para escoadouros concentrando o fluxo. Naquelas áreas da vertente onde o escoamento superficial é desviado, um novo

comprimento de vertente começa abaixo do terraço e se estende até a base da vertente, como descrito na Figura 3.12C.

O fator do gradiente de declividade da vertente (S), reflete o efeito do gradiente do perfil da vertente na perda do solo. Para uma parcela-padrão, com um gradiente de 9% como descrito anteriormente, o valor de S é igual a um. Os valores de S variam acima e abaixo de um, dependendo se o gradiente é maior ou menor do que o gradiente da parcela-padrão. Quando ocorre o aumento do gradiente de declividade, as perdas de solo são maiores do que quando ocorre o aumento do comprimento da vertente. Para SCHROEDER (2004) a erosão em *rill* é mais afetada pelo gradiente de declividade da vertente do que a erosão em *interrill*. Geralmente, a área do campo que tem maior erosão potencial está localizada no local onde o valor de S é mais elevado.

O comprimento da vertente (L) e o gradiente de declividade (S) são combinados em um único fator topográfico (LS) que representa a relação da perda do solo de um dado comprimento de vertente e do seu gradiente de declividade à perda do solo da parcela. Assim, os valores do LS não são valores absolutos baseados em um valor de unitário para as condições da parcela-padrão.

Em casos onde não são respeitados os valores da parcela-padrão, existe uma equação para adequação do valor conforme as características locais (equação 10).

$$LS = \left(\frac{\sqrt{X}}{S} \right) \cdot (1,36 + 0,97 \cdot S + 0,1385 \cdot S^2) \quad (10)$$

onde: X é o comprimento da vertente (m); e S é o gradiente de declividade (%).

Outra forma de determinar o fator LS é através do Modelo Digital de Elevação – MDE. ENGEL (2001) apresentou uma metodologia que utiliza o *software ArcView* e suas extensões *hydrological extension*. Esta metodologia é baseada na proposta de MOORE & BURCH (1986a, 1986b), que apresenta uma equação para o cálculo de LS baseadas na acumulação de fluxo para uma determinada malha e sua declividade (equação 11).

$$LS = (AF \cdot l/22,13)^{0,4} \cdot (\text{sen}\theta/0,0896)^{1,3} \quad (11)$$

Onde:

AF é a acumulação do fluxo expresso como o número de células da malha (cuja leitura é processada a partir do delineamento da bacia); l é o tamanho da célula expresso como comprimento lateral da célula; e θ é a declividade da vertente.

O fator de uso e manejo do solo (C) corresponde à relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto, isto é, nas mesmas condições de avaliação do fator K .

O fator C mede o efeito do preparo do solo, do tipo da cobertura vegetal e da seqüência das culturas a serem plantadas, variando com o estágio de desenvolvimento de cada cultura. Este fator não pode ser avaliado independentemente porque o efeito combinado dos elementos acima citados influencia significativamente seu resultado (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

As perdas de solo que ocorrem em áreas mantidas continuamente descobertas podem ser estimadas pelo produto $R \cdot K \cdot LS$. Entretanto, se a área estiver cultivada, tais perdas serão reduzidas devido à proteção que a cultura oferece ao solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). Em áreas sem vegetação o fator C tende a um.

O fator C apresenta variabilidade espacial e temporal, e deve ser estimado para um ano de safra agrícola, ou seja, de julho a junho. Estes valores são obtidos a partir da combinação das intensidades de perdas de solo para cada período com os dados relativos à chuva, ou seja, à porcentagem de distribuição do índice de erosão (EI) anual para determinado local (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

O fator correspondente às práticas conservacionistas empregadas, ou fator P da USLE, representa a razão entre a perda de solo que corresponde a uma dada prática conservacionista e aquela que ocorre para cultivos no sentido de declive máximo do terreno, ou seja, plantio morro abaixo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). Em geral, sempre que um terreno inclinado for cultivado, ele estará exposto a chuvas erosivas e a proteção fornecida pela vegetação cultivada será insuficiente para conter a perda de solo. Para tanto deverão ser adotadas práticas conservacionistas que reduzirão a velocidade de escoamento da água e, conseqüentemente, a perda de solo.

As práticas conservacionistas são divididas em: práticas de caráter vegetativo, práticas de caráter edáfico e práticas de caráter mecânico. As práticas de caráter vegetativo mais utilizadas são: utilização de plantas de cobertura que protegem as regiões descobertas do solo; plantio de cultura em faixas, alternando-as com culturas anuais ou semi-perenes; manutenção de cordões de vegetação permanente; realizar a alternância de áreas de capinas, mantendo sempre uma área com mato imediatamente abaixo da área recém capinada. As práticas de caráter edáfico são aquelas que reduzem a erosão através de

medidas de controle da fertilidade do solo, como: o controle do fogo; a adubação verde e o plantio direto; a adubação química; a adubação orgânica; a rotação de cultura; e a calagem. As práticas de caráter mecânico são práticas desenvolvidas artificialmente para controle do escoamento superficial: o plantio em nível, o terraceamento e os canais escoadouros (SALOMÃO, 1999).

O fator P é aplicado apenas em áreas cuja cobertura sejam cultivos, ou seja, o fator P é um ponderador do fator C em situações especiais de uso e manejo do solo (RISSO, 1993). Na Tabela 3.6 são apresentados os valores de P citados por BERTONI & LOMBARDI NETO (1999).

Tabela 3.6: Valores do fator P para algumas práticas conservacionistas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

Práticas conservacionistas de suporte	Valor de P
Plantio em contorno	0,50
Plantio morro abaixo	1,00
Alternância de capinas e plantio em contorno	0,40
Cordões de vegetação permanente	0,20

O potencial natural de erosão (PNE) é definido através dos termos da USLE, considerando-se apenas os fatores que representam os parâmetros do meio físico, correspondendo às estimativas de perdas de solo em áreas destituídas de cobertura vegetal e sem qualquer intervenção antrópica. WISCHMEIER & SMITH (1978) definem PNE com a equação 12:

$$PNE = R \cdot K \cdot L \cdot S \quad (12)$$

onde: PNE : potencial natural de erosão [ton/ha]; K : fator erodibilidade do solo [MJ.ha/ha.mm]; R : fator erosividade da chuva [MJ.ha/(ha.mm)]; L : fator comprimento de rampa (adimensional); S : fator declividade (adimensional).

De acordo com WISCHMEIER (1976), o domínio de aplicação fundamental da RUSLE consistem em:

- Previsão do potencial natural de erosão;
- Previsão da erosão específica em locais sujeitos a determinados usos e práticas agrícolas;
- Escolha da prática agrícola (P) e do uso do solo (C) adequadas para determinado local e condições.

Para WISCHMEIER (1976), ao aplicar a USLE/RUSLE devem-se atender as seguintes limitações:

- A USLE/RUSLE é uma equação baseada empiricamente e não apresenta explicitamente os processos fundamentais hidrológicos e da erosão. Por exemplo, o efeito do escoamento superficial, que é um componente importante de modelos hidrológicos, não é diretamente representado nesta equação. Por outro lado, se fosse incluído tal variável dentro da equação, esta ganharia extrema complexidade.
- A USLE/RUSLE prevê em média a perda de solo, não devendo ser aplicada na previsão da erosão específica de eventos pluviométricos independentes. A USLE pode ser utilizada para prever a perda de solo em períodos de tempo determinados, por exemplo, para o semestre Primavera/Verão, desde que sejam utilizadas uma série considerável de dados.
- A USLE/RUSLE não considera a deposição de partículas ao longo da encosta. Assim, a produção de sedimentos de uma encosta obtém-se da erosão específica calculada pela USLE/RUSLE deduzida da deposição que possa ocorrer em depressões, na base das encostas e sempre que os agentes erosivos não disponham de energia suficiente para o transporte. Para se obter as produções de sedimentos em encostas complexas ou em bacias hidrográficas é necessário recorrer ao uso de técnicas de geoprocessamento.

A sua grande vantagem é que se trata de uma equação relativamente simples e, por isso, ela vem sendo largamente utilizada. Para o caso do Brasil, por exemplo, onde a base de dados e de informações cartográficas é normalmente escassa, a aplicação de outros modelos para a previsão de perda de solo seria praticamente inviável, com raras exceções (SILVA, 1999).

3.5 MATÉRIA ORGÂNICA E A PERDA DE SOLO

A matéria orgânica possui um papel importante em algumas propriedades dos solos: no fornecimento de substâncias agregantes para a estrutura, no suprimento de macro e micronutrientes, na capacidade de troca catiônica, e no tamponamento do pH. Biologicamente a matéria orgânica do solo é a principal fonte de carbono (alimento) e energia para os organismos do solo. (PRIMAVESI, 1987; PIERZYNSKI *et al.*, 1994).

A quantidade de matéria orgânica no solo é de grande importância no controle da erosão. Nos solos argilosos, modifica-lhes a estrutura, melhorando as condições de arejamento e de retenção de água. Nos solos arenosos, a aglutinação das partículas, firmando a estrutura e diminuindo o tamanho dos poros, aumenta a capacidade de retenção de água. A matéria orgânica retém duas a três vezes o seu peso em água, aumentando assim a infiltração, do que resulta uma diminuição nas perdas por erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

A incorporação de matéria orgânica estimula o crescimento de colônias de microrganismos telúricos, que por sua vez são os responsáveis pela produção de substâncias que agregam partículas de solo, formando agregados ou torrõezinhos, que conferem maior resistência à ação erosiva da água da chuva (PRIMAVESI, 1987), melhorando também o nível de absorção de água do solo, o que para o ponto de vista agrícola representa grande benefício (GALETI, 1972).

O clima também influencia na disponibilidade de matéria orgânica. Em regiões de clima tropical e subtropical as altas temperaturas dificultam a manutenção de altos índices de matéria orgânica, devido a sua rápida decomposição (DALZELL *et al.*, 1987). Nestas regiões, a taxa de decomposição da matéria orgânica no solo é bastante elevada, cerca de cinco vezes mais rápida quando comparada à de regiões temperadas.

JORGE (1969) cita que os solos de mata retêm mais água que os solos idênticos utilizados para fins agrícolas. As camadas superficiais dos solos de mata, compreendidas pelas profundidades entre 0 a 20 cm, têm maior capacidade de retenção de água, em virtude do maior teor de matéria orgânica. Não se verificam, também, mudanças bruscas na temperatura dos solos, quando com proteção de cobertura morta.

A matéria orgânica é um indicativo da qualidade do solo, por ser provedora de nutrientes e proporcionar condições de mudanças estruturais, além de promover e sustentar a atividade biológica. A matéria orgânica é responsável pela sustentabilidade de muitos sistemas agrícolas porque torna o solo resiliente. É o componente-chave de qualquer ecossistema terrestre, e qualquer variação na sua abundância e composição perfaz importantes efeitos na dinâmica que ocorre entre os sistemas de armazenamento de carbono.

3.6 FLUXO ENERGÉTICO E O USO DO SOLO AGRÍCOLA

O solo vem sofrendo alterações desde o início dos tempos. Estas modificações naturais da superfície do planeta resultam no empobrecimento de alguns solos e/ou no aumento da fertilidade de outros improdutivos. A utilização desses solos para a produção de alimentos e outras matérias-primas possibilitou a evolução das civilizações através dos séculos sem a devida preocupação com sua sustentabilidade.

Para GIAMPIETRO, PARTORI & ULGIATI (2003)

“A agricultura pode ser definida como uma atividade humana que explora os recursos e processos naturais para obtenção de alimentos e outros produtos considerados úteis pela sociedade. O verbo “explorar” sugere que alguém está lidando com uma alteração de padrões naturais o qual é uma perturbação. De fato, dentro de uma área definida, os seres humanos alteram a distribuição natural de ambas as populações de animais e de plantas em ordem seletiva para alimentar (ou reduzir) a densidade de certos fluxos de biomassa que eles consideram mais (ou menos) úteis para o sistema sócio-econômico. Seguindo o esquema da estrutura de ecossistema proposto por ODUM (1983), um ecossistema natural pode ser visto como uma rede de fluxos de matéria e de energia nos quais os nutrientes são reciclados dentro do sistema e a energia solar é usada para sustentar este ciclo.”

Como consequência da Revolução Industrial, que resultou na intensa migração da população para os centros urbanos, e do aumento da população mundial pode-se observar a modificação no sistema de produção agrícola. O aumento da demanda por alimentos e a necessidade de otimização das áreas de produção modificaram a atividade agrícola. Esta atividade anteriormente baseada na agricultura tradicional caracterizada pela pequena utilização de insumos, onde os agricultores cooperavam com o sistema natural de controle dos fluxos de matéria e energia, baseados em ciclos de nutrientes e interações entre as várias espécies que existem nos agroecossistemas. Este sistema tem a vantagem de um baixo requerimento de *inputs* humanos, mas a desvantagem de uma baixa produtividade (GIAMPETRO; PARTORI; ULGIATI, 2003).

A agricultura moderna baseada nos cultivos intensivos de grandes áreas agrícolas, altamente mecanizadas, com dependência tecnológica de recursos com estoques em declínio (combustíveis fósseis e alguns minerais), com altas cargas ambientais (utilização de insumos químicos) causando grande impacto sobre os recursos naturais e, portanto, insustentáveis. Entre os impactos gerados ao meio ambiente ORTEGA & POLIDORO (2003) citam: erosão do solo, perda de fertilidade do solo, poluição e assoreamento cursos d'água e comprometimento qualitativo e quantitativo das suas fontes de água (nascentes e

aquíferos subterrâneos), eliminação de biodiversidade, comprometimento da paisagem, redução da qualidade dos alimentos, êxodo rural, aumento de pestes e doenças nas plantas, danos para os seres humanos (câncer e outras moléstias), poluição atmosférica, entre outros.

Para ODUM (2003) a história da agricultura comprova um fato observado pela teoria dos sistemas⁵, a qual afirma que há um padrão cíclico nos sistemas sustentáveis, nos quais de início ocorre à acumulação de reservas de recursos naturais e posteriormente observa-se um pulso de uso intensivo destes recursos pela economia humana, alternando-se épocas de desenvolvimento gradual dos solos com épocas de produção intensiva. Hoje se torna necessária a utilização de tecnologia para manter a fertilidade dos solos.

A erosão é um problema relacionado ao planejamento numa perspectiva de gestão integradora do espaço. Em outras palavras, a erosão é um problema que deve ser abordado de forma sistêmica devido a sua complexidade, a presença do aleatório e ao dinamismo da produção agrícola. O enfoque sistêmico permite um maior potencial para o conhecimento da realidade do que apenas o estudo esmiuçado do enfoque analítico que, pela sua abordagem, não consegue integrar as dinâmicas dos fenômenos responsáveis por mudanças espaço-temporais.

Para estudar erosão com enfoque sistêmico podemos tomar como unidade básica a bacia hidrográfica. A bacia é uma unidade fisiográfica limitada por divisores topográficos. Ela é responsável pela captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. Compõe-se basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório (TUCCI, 2002).

Numa visão ampliada, a bacia constitui um ecossistema privilegiado pelo acesso à água, que por sua vez permite a produção de alimentos ou matérias-primas necessárias para suprir o consumo local e/ou regional e/ou mundial. Pode-se observar atualmente que a má utilização das bacias vem resultando graves problemas ambientais e afetando a qualidade de vida dos seres humanos.

O conceito de bacia também pode ser utilizado para outras áreas de conhecimento. MENDONÇA (1993), relata que a bacia pode ser tratada de maneira eficaz na análise

⁵ VON BERTALANFFY (1973) define sistemas como um conjunto de unidades mutuamente inter-relacionadas podendo ser expandidas para um arranjo de componentes físicos, um conjunto ou coleção de coisas, unidas ou relacionadas de tal maneira que formam e/ou atuam como uma unidade, uma entidade ou um todo.

quantitativa e qualitativa dos fluxos de matéria e energia, sendo por isso largamente utilizada pelas ciências em geral.

Em termos de estudo e operação, a bacia é uma unidade espacial de planejamento que permite melhor controle sobre os recursos naturais, humanos e financeiros, favorecendo a realização de estudos sistêmicos, a fim de avaliar as questões ecológicas-econômicas-ambientais, concluindo sobre a sustentabilidade do sistema.

Pelas leis da termodinâmica, sabe-se que o total de energia do universo é constante e não pode ser criada e nem destruída, isto é a 1ª Lei. A 2ª Lei diz que a energia só pode mudar numa direção: da útil para a inútil, da disponível para a indisponível, ou da ordenada para a desordenada. Pela segunda lei todas as energias do universo são, a princípio, energia concentrada disponível e vão sendo transformada em energia dispersa indisponível. A entropia é a extensão em que a energia disponível de qualquer subsistema do universo é convertida em modalidade indisponível (RIFKIN, 2003).

A Figura 3.13 ilustra um fluxo contínuo de matéria do meio para o sistema econômico ao mesmo tempo em que outro fluxo se desloca do sistema para o meio. Por outro lado, sabe-se que a entropia do processo tende a aumentar até um limite para a circulação de matéria (PEARCE; TURNER, 1990).

O processo entrópico natural do meio ambiente ocorre em todas as direções, permitindo que os ecossistemas de re-adaptem aos novos arranjos energéticos, sem que haja ruptura do equilíbrio (MERICCO, 1996). Quando se analisa o processo entrópico do sistema econômico atual, observa-se que ele atua praticamente em apenas uma direção: consumo de matéria-prima, produção de bens, consumo destes bens, ou seja, sempre de um baixo estado de entropia para um alto estado de entropia. Como resultado tem-se uma sobrecarga no ecossistema através da redução da sua capacidade de reorganizar a energia no fluxo inverso.

Emergia é toda a energia externa e interna, renovável ou não, que a biosfera utiliza-se para produzir um recurso, seja natural ou antrópico. Em outras palavras: a energia incorporada ao processo de obtenção do recurso.

O método emergético foi proposto por ODUM (1996) com base na teoria geral dos sistemas e no princípio da máxima potência de LOTKA (1922). Ele analisa todos os fluxos (matéria, energia, dinheiro, informação) que ocorrem nos ecossistemas em uma unidade comum denominada emergia, e assim viabiliza a comparação dos fluxos do sistema entre si e com outros ecossistemas. Para tal é necessário transformar todos estes fluxos (kg, J, \$,

bites) em energia solar (sej), usando o fator de conversão conhecido como transformidade, um valor específico para cada fluxo.

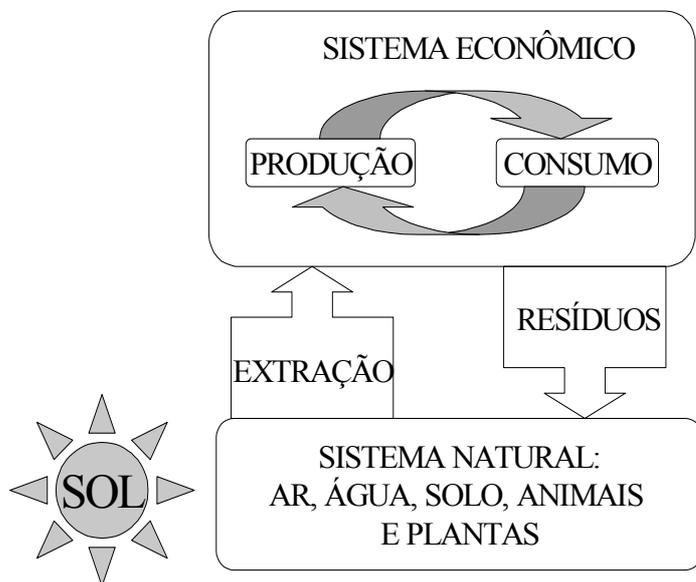


Figura 3.13: Sistema econômico e sistema natural. Adaptado de TIETEMBERG (1994).

Transformidade é a razão entre a energia mínima necessária para um ecossistema produzir um recurso e a energia final contida nos recursos produzidos. Ao analisarmos um sistema produtivo temos que vinculá-lo aos sistemas que produzem seus insumos, os quais podem estar em outras regiões e, inclusive, em outros tempos. E esses tempos podem ser históricos ou geológicos. Por esta razão a energia tem como sinônimo "memória energética". As transformidades solares de um ou mais produtos são obtidas destas análises. A partir de muitas análises prévias, tabelas de transformidades solares foram disponibilizadas para auxiliar nos cálculos emergéticos

Os fluxos de energia provêm dos recursos naturais (renováveis e não renováveis) e da contribuição da economia (materiais e serviços). Também se contabiliza a energia dos produtos do sistema.

Todos os processos da natureza podem ser convertidos em energia equivalente, pois a energia constitui o principal substrato para as operações e modificações de todos os ecossistemas. É possível considerar que a medição apropriada dos fluxos energéticos em ecossistemas poderia permitir-nos analisar qualquer sistema ecológico ou econômico (ODUM, 1996).

A proporção de energia do tipo renovável pertinente a energia total gasta para produzir um recurso, e resulta em um índice denominado renovabilidade do sistema ($% Re$, $% Renewability$). Este índice mostra uma avaliação quantitativa da sustentabilidade do sistema em vista da futura tendência global, conhecido como desenvolvimento sustentável (ODUM, 1996; ORTEGA, 1997).

A relação de produção emergética (EYR , *Emergy Yield Ratio*) é a energia de um produto dividida pela energia dos insumos retro-alimentados da economia (Figura 3.14).

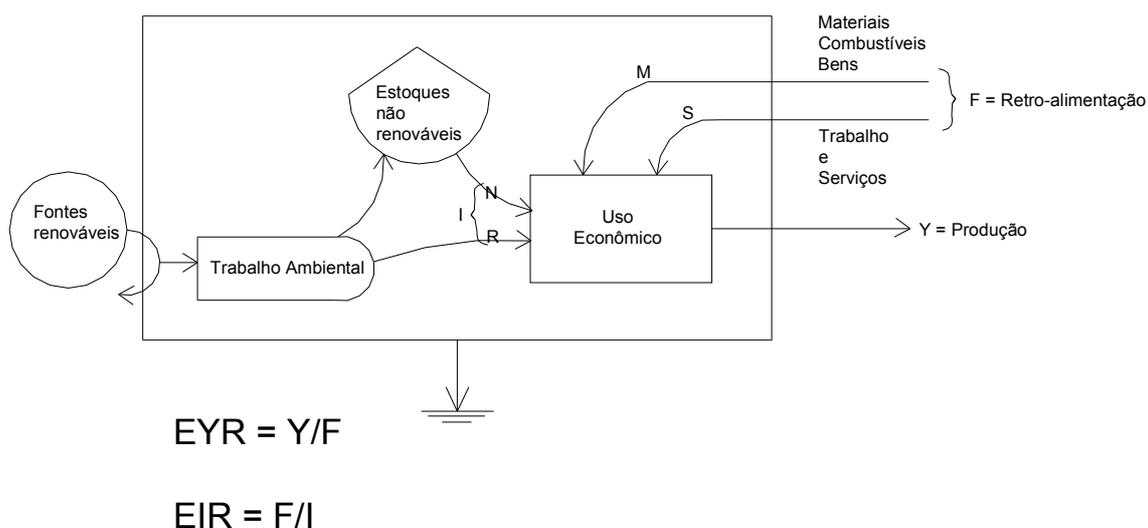


Figura 3.14: Esquema mostrando as contribuições da natureza $I = N+R$ e da economia humana $F = M+S$, resultando na contribuição total exterior do sistema $Y = I+F$ (modificado de Brandt-Williams; Odum, 2003).

A relação EYR indica se o processo contribui mais para a economia ou se absorve mais energia da economia em seu processamento. Relações para produtos agrícolas típicos variam entre valores inferiores a unidade até seis (valores estimados menores que a unidade podem ter sido obtidos separadamente com o uso de uma transformidade proveniente de outra fonte de dados). Processos que apresentam rendimento próximo à unidade não são viáveis como fontes de energia primárias (capazes de apoiar outros setores da economia). Quanto mais alta esta relação de rendimento mais alto será o incentivo para a economia comprar este produto.

As relações de investimento de energia (EIR , *Emergy Investment Ratio*) relacionam as energias que são introduzidas através da economia com as energias introduzidas pelo meio ambiente (Figura 3.14). Há várias relações definidas na planilha de que se referem à Figura 3.14. Estas relações indicam se um processo é econômico ao usar investimentos da economia em comparação com projetos alternativos. Para ser econômico, o processo deverá ter uma relação equivalente ou inferior às suas alternativas (seus

competidores). Se a relação é menor que um, o ambiente provê mais para o processo, custos são menores e seus preços tendem a ser menores e o produto torna-se competitivo no mercado. Desde que uma operação com relação de investimento menor utilize menos investimentos do que seria possível, este processo agrícola tende a se expandir, aumentando em decorrência a compra de insumos e processando mais produtos com acréscimo nas vendas.

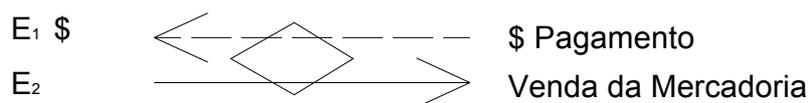
Se uma relação de investimento de energia é mais alta do que as alternativas, a intensidade dos insumos investida pela economia e o impacto sobre o meio ambiente são maiores. Os custos são maiores e os preços tendem a ser muito elevados, conseqüentemente perdendo em competitividade. Deste modo, operações com índices acima ou abaixo da relação de investimento regional tenderão a mudanças para se aproximarem do índice de investimento da economia que as circundam.

Freqüentemente, no uso de recursos ambientais, há sucesso inicial seguido por um excesso de desenvolvimento, o qual atrai muita energia comprada para igualar as entradas ambientais e esgotando-se o capital natural. Como resultado, o potencial econômico vai se perdendo à medida que o uso econômico pressiona os recursos ambientais. As relações de investimento de energia mostram a intensidade do desenvolvimento e sua carga ambiental. Esta relação não deveria, contudo, exceder a relação de investimento energético regional se este desenvolvimento é parte daquela economia regional.

A razão de carga ambiental (*ELR, Environmental Loading Ratio*) é a relação entre a energia dos recursos naturais não renováveis pela energia dos recursos naturais renováveis. Esta relação indica a pressão que o produto analisado aplica no ambiente.

A relação de troca de energia (*EER, Energy Exchange Ratio*) é a relação entre a energia recebida pela energia cedida ao comércio ou transação de vendas. Quando os produtos são vendidos, o pagamento em dinheiro é feito na troca. A relação de troca energética para um pagamento (Figura 3.15) é a energia do produto dividida pelo valor da energia do pagamento. A energia do pagamento é aquela dos serviços que ela pode comprar. O pagamento é multiplicado pela relação de energia/dinheiro da área onde o dinheiro será gasto.

As matérias-primas, como minerais, produtos agrícolas, produtos da pesca e da silvicultura, tendem a ter alta relação de troca de energia quando vendidos a preços de mercado. Isto porque o dinheiro está sendo gasto apenas para pagar a parte humana do serviço e não o extenso trabalho da natureza que foi gasto nestes produtos.



$$EER = E_2 / E_1$$

$$EER = \text{Energia da Venda} / \text{Energia do Pagamento}$$

Figura 3.15: Razão de intercâmbio energético (modificado de Brandt-Williams; Odum, 2003).

Quando produtos são trocados ou vendidos, o benefício relativo é determinado pela relação de troca de energia. Uma economia local é agredida quando a venda de produtos novos fornece mais energia do que aquela devolvida em termos de poder de compra.

Caso estes produtos sejam aproveitados para uso interno aumentará o nível de vida do país, ou um valor poderá ser adicionado ao processo vindo da economia até que seu preço de vendas seja alto bastante para fazer com que a relação de troca de energia seja equitativa (uma troca justa).

4. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

O presente trabalho desenvolveu-se a partir da execução das seguintes etapas: visitas em campo visando identificar e caracterizar o local de realização do trabalho quanto ao processo erosivo; revisão bibliográfica contemplando às características dos processos erosivos inicialmente observados na área; visitas a campo com o objetivo de caracterizar os fatores de uso e manejo do solo e práticas conservacionistas; entrevistas com proprietários e técnicos da EPAGRI local afim de melhor compreender as práticas agrícolas locais.

As informações sobre as características do meio físico e meio socioeconômico foram selecionadas a partir do levantamento dos dados existentes (mapas, fotos, relatórios e dissertações), organizado na forma eletrônica.

Foram realizadas várias viagens de campo (março de 2003 a dezembro de 2004) para a complementação dos dados levantados e para o levantamento de atividades antrópicas com verificações “in loco” da ocorrência de processos erosivos.

Foram obtidas fotografias para caracterização da área e dos processos, com tomadas de coordenadas com GPS dos pontos visitados. Parte da infra-estrutura e a aquisição do material necessário para o desenvolvimento do trabalho foram viabilizadas a partir do financiamento de pesquisas realizado pela FINEP.

A compreensão das inter-relações entre atividades e impactos foi feita a partir da organização de diagramas e planilhas de dados através da metodologia proposta por ODUM (1996) denominada eMergia. Esta metodologia visa avaliar a sustentabilidade de sistemas através da comparação entre dois sistemas ou mais. Neste trabalho serão avaliados os dois sistemas agrícolas predominantes na bacia hidrográfica analisada: o cultivo da cebola e o reflorestamento.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Situado na cabeceira do rio Itajaí do Sul, a bacia hidrográfica do rio Caeté pertence ao município de Alfredo Wagner, Santa Catarina. Sua bacia possui área de 163,76 km² (Figura 4.1). Na parte final do seu curso encontra-se com o rio Adaga onde se inicia o rio Itajaí do Sul, no centro urbano desse município.

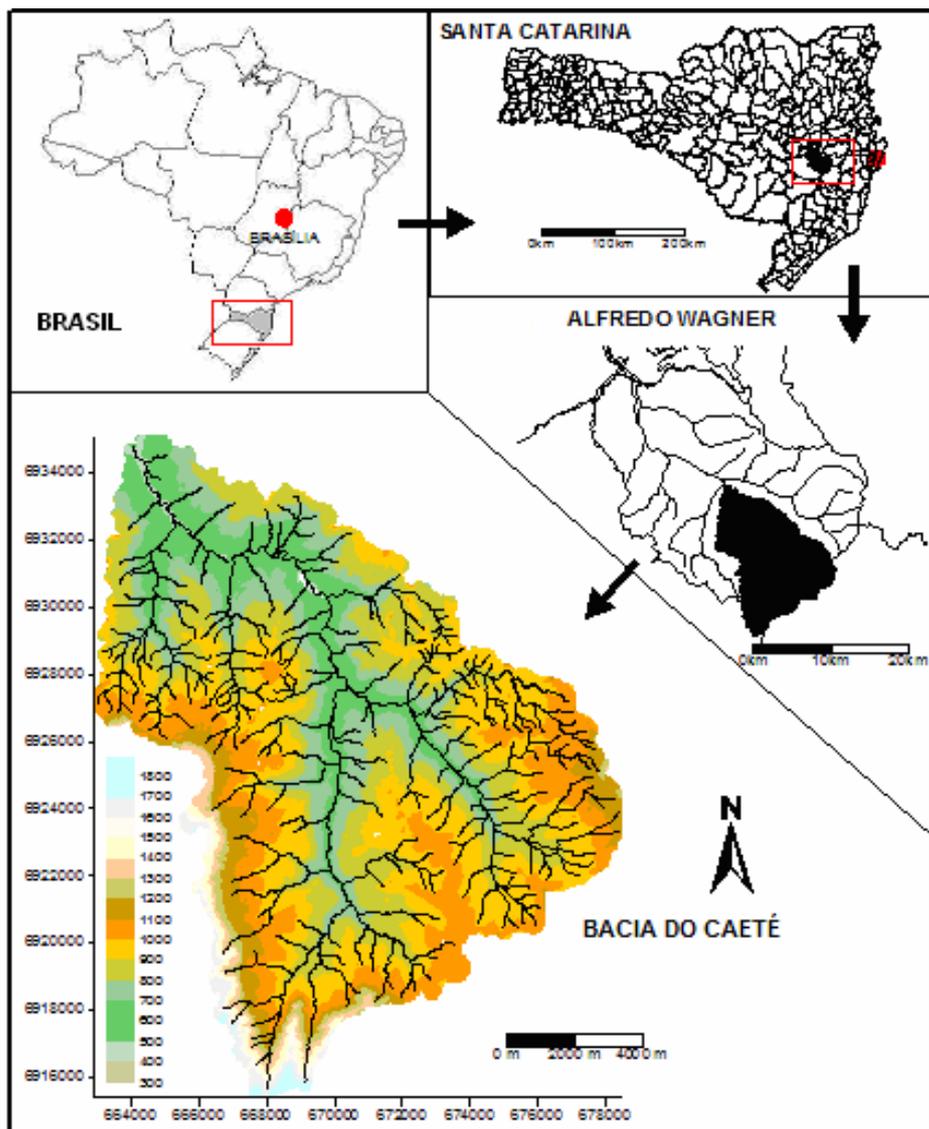


Figura 4.1: Localização do vale do rio Caeté e modelo digital do terreno (Modificado de SILVA; KOBAYAMA, 2005).

A bacia do rio Caeté é formada a partir da conjunção do rio Perito com o rio Santo Anjo. O rio Perito tem sua nascente a uma altitude de 1140 m na formação geológica Rio Bonito, enquanto o rio Santo Anjo nasce a uma altitude de 1600 m na formação geológica Serra Geral. Após percorrer aproximadamente 14 km, em uma altitude de 580 m eles se encontram dando origem ao rio Caeté que chega ao centro urbano do município de Alfredo Wagner após percorrer 13 km e estar a 480 m de altitude (Figura 4.2).

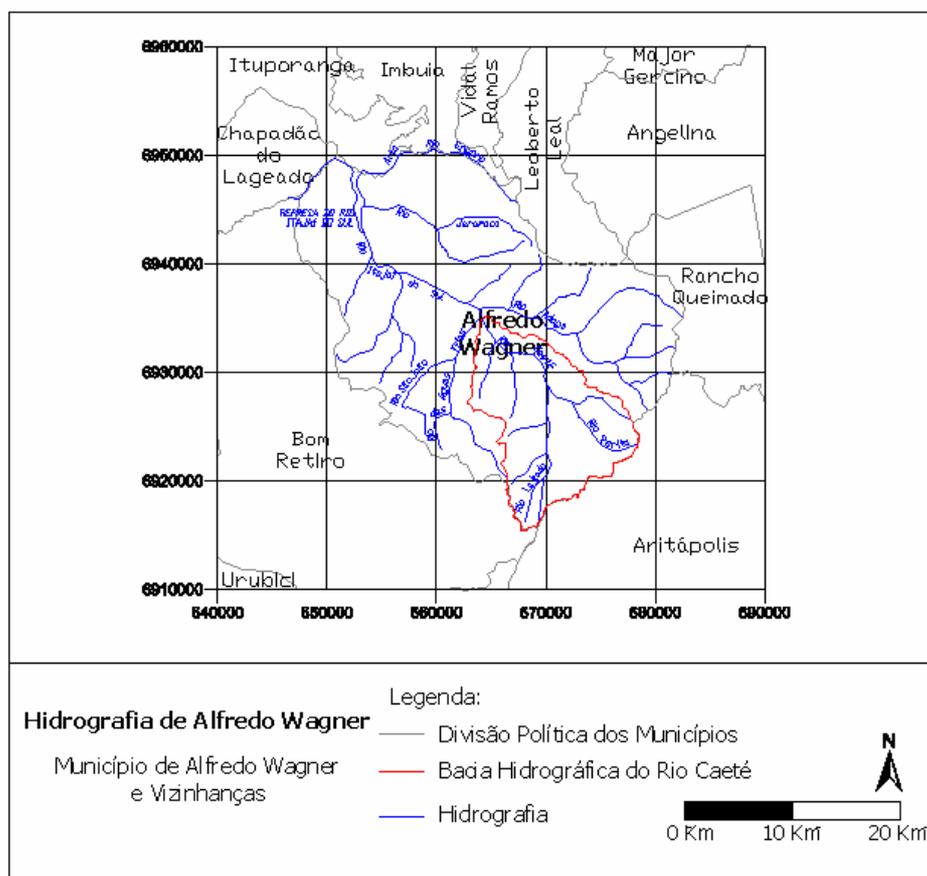


Figura 4.2: Hidrografia da bacia do Rio Caeté

4.1.1 Geologia

A geologia da bacia difere bastante, por isso existe a grande diferença de altitudes entre as nascentes do rio Caeté (rios Perito e Santo Anjo) e o final do seu curso, quando encontra as águas do rio Adaga para formar o rio Itajaí do Sul. O mapa geológico da bacia pode ser observado na Figura 4.3.

Em seu ponto mais baixo, na jusante, tem-se o aparecimento de rochas do Super-Grupo Tubarão, através do Grupo Itararé, pela formação Rio do Sul, com seus folhelhos, argilitos, siltitos e arenitos. Correspondem a rochas mais antigas, do período Permiano da era Paleozóica (DNPM,1994).

Nesta mesma região em altitudes mais elevadas, há o aparecimento da formação Rio Bonito e Palermo, ambos do Grupo Guatá e pertencentes ao Super-Grupo Tubarão, sendo que essas formações dominam toda a porção oeste da bacia do Caeté e Perito

À medida que se segue a montante e com o aumento das altitudes, principalmente na porção leste que compreende o rio Santo Anjo, encontram-se mudanças nas formações geológicas com feições mais recentes.

Após o Super-Grupo Tubarão observa-se o aparecimento do Grupo Passa Dois, que compreende as formações (em ordem cronológica crescente) Irati, Serra Alta, Teresina e Rio do Rastro. Pertencendo o grupo Passa Dois ao período Permiano da Era Paleozóica (DNPM,1994).

Por fim, nos pontos mais elevados, encontra-se o surgimento do Grupo São Bento, através das formações Botucatu e Serra Geral. O Grupo São Bento pertence à feições geológicas mais recentes que compreendem os períodos Triássico, Jurássico e Cretáceo da era Mesozóica (DNPM, 1994).

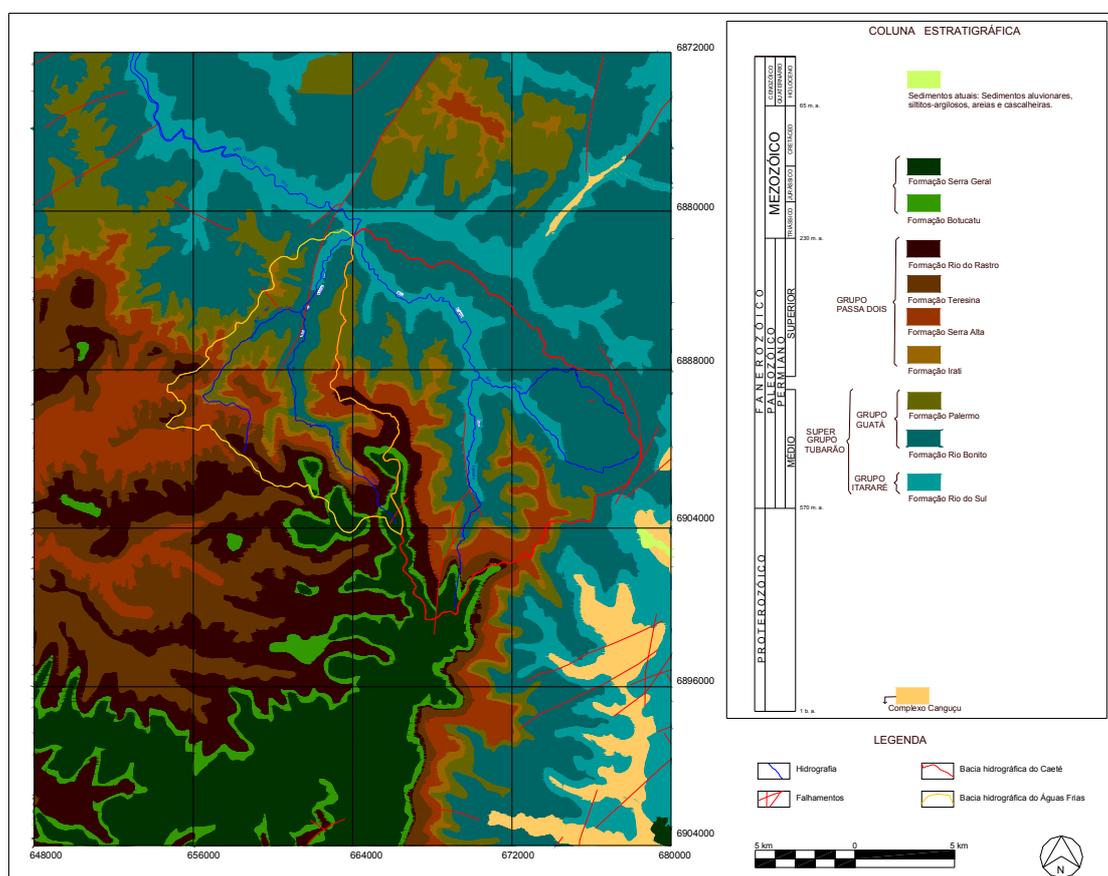


Figura 4.3: Mapa geológico da bacia do Caeté e região adjacente (modificado de SHIMIZU, 1995).

4.1.2 Geomorfologia

Os processos geomorfológicos da região começaram no início do permiano médio, onde a Bacia do Paraná consistia praticamente de uma plataforma plana, com declive

muito suave. A sedimentação respondia a flutuações do nível do mar, à subsidência, à compactação diferencial e à provável influência de uma longínqua glaciação continental. Os rios corriam em direção às áreas costeiras e, onde a subsidência era relativamente mais intensa, desenvolviam-se deltas, quando as condições de suprimento sedimentar eram favoráveis. Planícies costeiras estendiam-se desde o Rio Grande do Sul, passando pelo sul de Santa Catarina até o norte do Paraná. No sul de Santa Catarina, observa-se ter existido uma região de relevo acentuado bordejando a bacia, relevo este parcialmente preservado na área de Criciúma e Alfredo Wagner (MEDEIROS; THOMAZ FILHO, 1973).

O rio Itajaí-Açu, através da erosão regressiva a partir do litoral, alcançou os sedimentos gondwânicos inclinados para sudoeste, implementando suas cabeceiras na Serra Geral. A rede hidrográfica surgiu moldando as estruturas que se engravaram fortemente nas camadas permianas.

Os patamares de relevos residuais de topo plano (chapadas) limitados por escarpas, devem-se as rochas de diferentes resistências à erosão, como arenitos mais resistentes e os folhelhos mais erosivos. Estes (folhelhos), em estratos de estrutura frágil e quebradiça, são encontrados em abundância na camada subsuperficial dos solos locais (SEIBT, 2002).

A deposição ou sedimentação das rochas ígneas, metamórficas e sedimentares deu-se em estratos ou camadas horizontais, daí a denominação de rochas estratificadas. Os espaços que separam estas camadas são de grande importância na chamada erosão diferencial, ou seja, há um trabalho desigual da erosão, atuando sobre materiais com diferentes graus de resistência que justificam a variância do relevo local. Esta heterogeneidade de ações e de materiais refletiu-se na morfologia e nas condições físicas dos solos resultantes (SEIBT, 2002).

Ocorre assim, devido à erosão, uma grande amplitude altimétrica entre os topos dos morros e os fundos dos vales, sendo que nas menores altitudes estão as áreas de maior fertilidade natural e os rios (SANTA CATARINA, 1986).

A paisagem é representada por escarpas, interrompidas por patamares, na qual a dinâmica da água proporcionou um maior desenvolvimento de perfis.

Quanto aos tipos de modelado, a área de estudo apresenta intensa dissecação do terreno com patamares e vales estruturais. São encontrados na região modelados de dissecação do tipo montanhoso, escarpado, colinoso e morraria (Figura 4.4). Este tipo de modelado apresenta forte incisão dos vales junto às encostas íngremes tornando-se mais susceptíveis a movimentos de massa.

Também ocorrem na região depósitos colúvio-aluvial, formados basicamente por sedimentos areno-argilosos com grânulos e seixos com litologias predominantemente quartzíticas, sendo depositadas em fluxos de regimes torrenciais (HERRMANN; ROSA, 1991). Em diversos pontos da bacia do Caeté podemos observar a ocorrência da deposição de sedimentos inconsolidados caracterizados principalmente por seixos e matacões.

Quanto à forma das encostas resultantes de processos erosivos e/ou deposicionais no tempo, ela pode apresentar-se, de maneira geral, de quatro formas: côncavas (curvas de nível direcionadas para cima), convexas (curvas de nível direcionadas para baixo), retilíneas e escarpadas (curvas de nível paralelas e retilinizadas entre si).

Os vales em “V” são caracterizados pelo sistema de drenagem encaixada, com escoamento superficial de alta velocidade e energia, resultando em processo de erosão inicialmente laminar, podendo evoluir à erosão por sulcos e voçorocas. Este tipo de formação é predominante no vale do Rio Caeté.

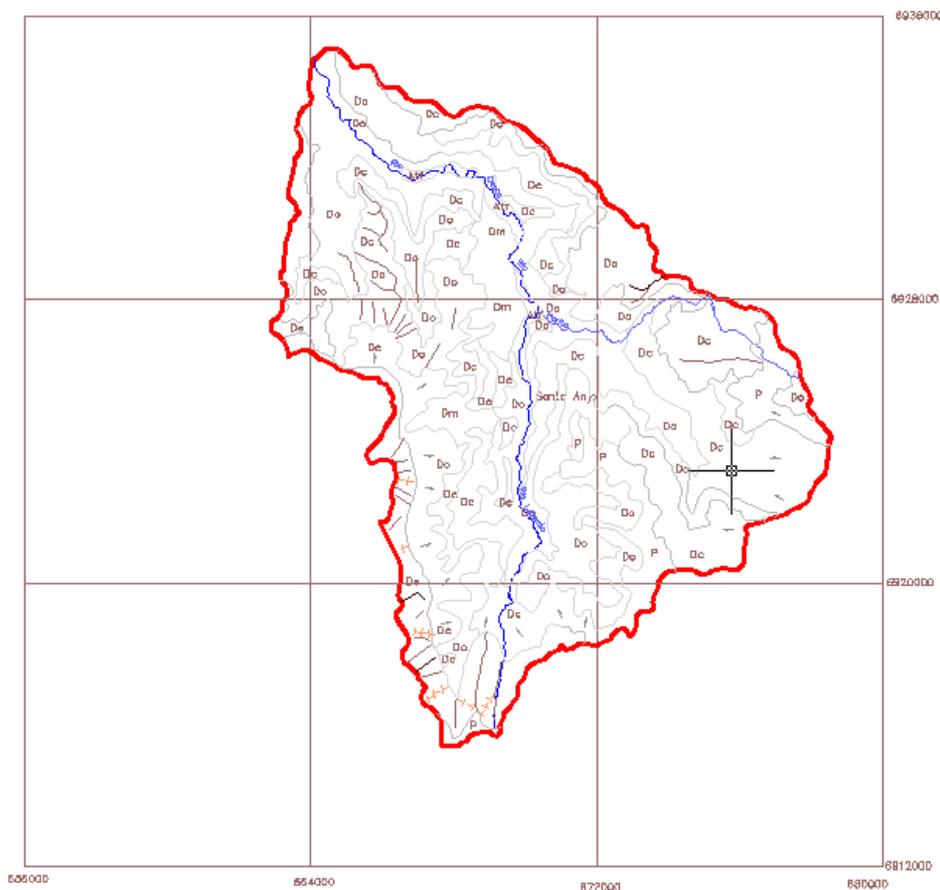


Figura 4.4: Tipo de modelado do terreno: (1) de Dissecação: Dc – colinoso; Do – morraria ou outeiros; De – escarpado; Dm – montanhoso. (2) de Acumulação: Atf – terraço fluvial. (3) de Aplainamento: P – Superfície plana. (modificado de SHIMIZU, 1995).

4.1.3 Solos

Os solos que ocorrem na bacia do rio Caeté e em grande parte do Município são, em sua maioria, Cambissolo e Neossolos (Figura 4.5). Quimicamente, os solos guardam entre si alta homogeneidade, apresentam fertilidade natural muito baixa, refletida pelo caráter álico (alta saturação de alumínio). Estas características identificam os solos de encostas (de estrutura frágil e facilmente erodíveis) e os das chapadas (extremamente ácidos) (SACHET, 1994).

Os Cambissolos se apresentam com seqüência incompleta de horizontes, com pouca diferenciação entre si. Possuem perfis mediamente desenvolvidos, bem drenados e com alta retenção de umidade. O horizonte A é no geral do tipo proeminente. É cascalhento e sua textura varia de média a argilosa, possuindo elevados teores de silte, alta capacidade de troca catiônica e horizonte B pouco espesso. Ocorrem normalmente em áreas com relevo movimentado. Possui grau de suscetibilidade a erosão variável, dependendo da declividade, do teor de silte, do gradiente textural e da sua profundidade. Quanto mais raso ele tende a ser mais suscetível a erosão, pois apresenta a camada impermeável, representada pelo substrato rochoso, mais próxima à superfície.

Os Neossolos ocorrem, geralmente, em áreas topograficamente acidentadas, associados a afloramentos de rochas. Caracterizam-se como solos rasos, pedregosos e com horizonte A assentado diretamente sobre o horizonte C ou sobre a rocha, escurecidos na superfície e com abundante pedregosidade no perfil. São solos jovens, onde as características herdadas sobrepõem-se as características adquiridas. Possui textura variada, predominando geralmente a fração de areia com fertilidade variável, estando esta última relacionada com o material de origem e com o clima (GUERRA; BOTELHO, 2003).

Devido a sua pequena espessura (aproximadamente 50 cm) o fluxo d'água é precocemente interrompido, facilitando o escoamento em superfície, gerado pela rápida saturação do solo, e em subsuperfície, na zona de contato solo-rocha. Este solo é, portanto, facilmente erodível, sendo mais grave quando ele ocorre em encostas íngremes e desprovidas de vegetação.

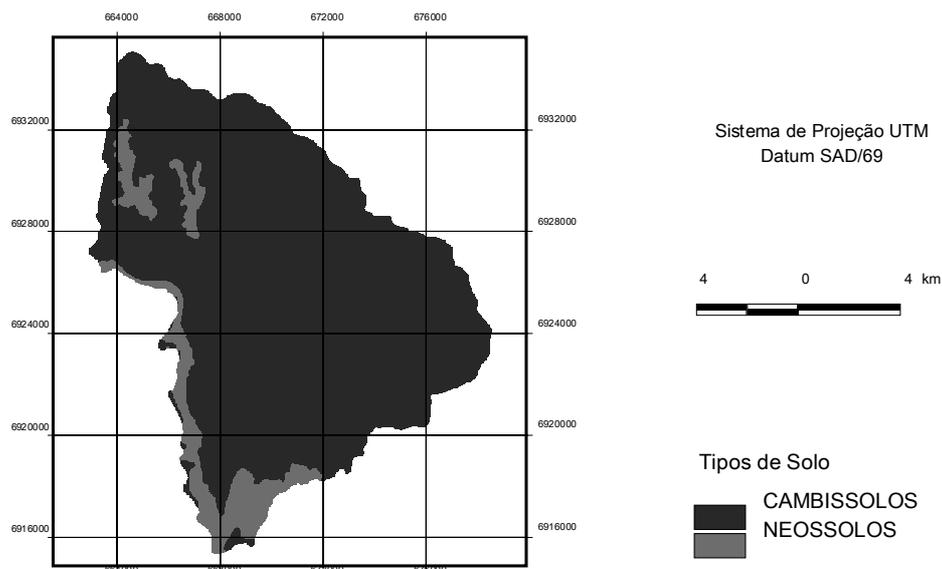


Figura 4.5: Mapa de solos da bacia do Rio Caeté. (Modificado de SHIMIZU, 1995).

4.1.4 Potencial de uso agrícola

Devido às características geomorfológicas dos terrenos, íngremes e altamente suscetíveis à erosão em toda a bacia do rio Caeté, vemos que os mesmos não são recomendadas para culturais anuais, podendo apenas serem utilizados para a atividade silvo-pastoril. A utilização dos solos tem provocado verdadeiras tragédias em termos de cheias e de movimentos da massa (solifluxão) (SACHET, 1994).

Assim se recomenda o não uso da terra de encostas e de alta declividades para culturas anuais, porém é comum a ocupação das mesmas para cultivos agrícolas.

4.1.5 Clima

Segundo classificação de Köppen, o clima local se classifica como mesotérmico úmido, com verões quentes, sem estação seca definida. As chuvas predominam na primavera e no verão, e os índices pluviométricos médios em torno de 1700 mm/ano. A Figura 4.6 foi realizada com dados pluviométricos das estações locais disponibilizados pela ANA (Agência Nacional de Águas). A temperatura média anual é de 19°C, oscilando entre -2°C e 30°C. É comum a ocorrência de geadas no inverno. A umidade relativa média do ar é de 85% (SANTA CATARINA, 1986).

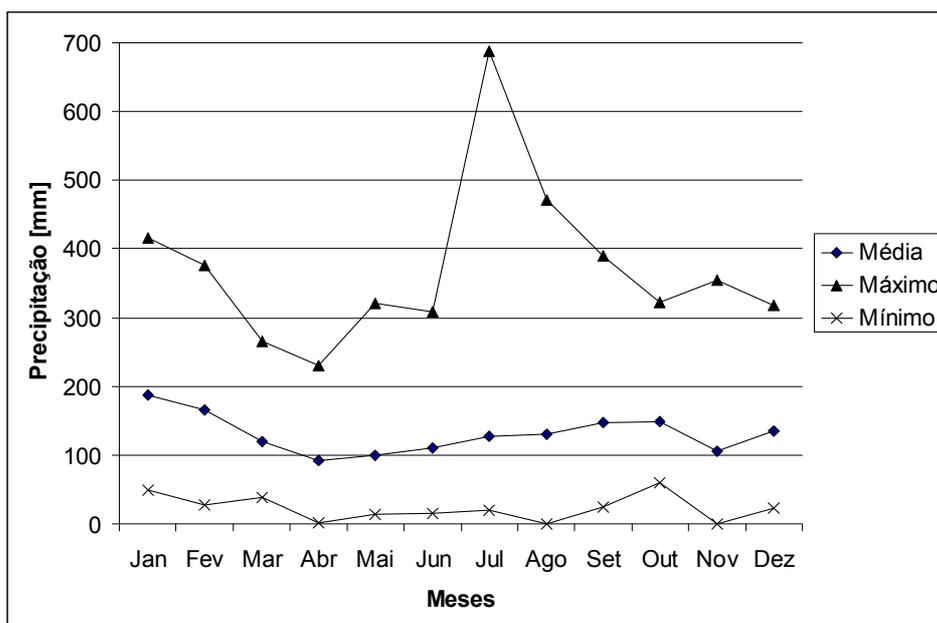


Figura 4.6 – Regime pluviométrico da região: Média dos totais mensais de janeiro de 1997 a dezembro de 2003. (FONTE: CHECCHIA *et al.*, 2004).

4.1.6 Vegetação

Caracteriza-se por florestas primárias da formação Floresta Ombrófila Mista (Floresta Montana); vegetação secundária, composta por ervas, arbustos e árvores de pequeno, médio e grande porte; capoeiras e capoeirinhas; áreas de vegetação rasteira, com predomínio de gramíneas; lavouras temporárias; lavouras permanentes; reflorestamento de pinus (SANTA CATARINA, 1986).

4.1.7 História do uso e manejo do solo

A ocupação do solo na região do município de Alfredo Wagner iniciou através da colonização por imigrantes alemães entre os séculos XIX e XX. Este processo aconteceu nas proximidades dos cursos d'água, possibilitando aos proprietários o fácil acesso aos recursos hídricos.

Nesta fase foi realizada a agricultura de transformação onde a comercialização de gordura e carne suína salgada era a principal fonte de renda. Com o declínio da comercialização de gordura suína devido à substituição pelo óleo vegetal, surgiu uma nova perspectiva de renda, isto é, cebolicultura. A utilização de mão de obra familiar, aliada ao

baixo custo inicial de produção, e a possibilidade de obtenção de crédito rural foram os fatores determinantes para a implantação deste sistema produtivo na região.

Após a Segunda Guerra Mundial a cebola começou a ser cultivada em larga escala. Da metade da década de 50 e 60 do século XX houve um aumento significativo da produção devido a orientação de técnicos do Serviço de Extensão Rural para a utilização de insumos externos, que passou de 1,8 t/ha para 4,0 t/ha (BOENG, 2002).

Entre as décadas de 60, 70 e 80 ocorreu a Revolução Verde como consequência da consolidação do regime capitalista. Isso introduziu a intensa utilização de equipamentos agrícolas pesados, adubos químicos, produtos tóxicos, sementes híbridas e o incentivo à monocultura. Naturalmente, foi acelerado o processo de degradação ambiental.

Neste período houve um aumento significativo da área de cultivo da cebola acompanhada de um aumento de produtividade no estado de Santa Catarina. No município de Alfredo Wagner também ocorreu esse aumento significativo (Tabela 4.1). Encontram-se três razões para isso: (1) a boa adaptação do cebolicultura nas condições edafoclimáticas do município, (2) a facilidade de comercialização do produto, e (3) o bom retorno financeiro conseguido pelos agricultores, proporcional a área cultivada. Assim, a cebolicultura foi considerada uma alternativa promissora para a agricultura local.

Tabela 4.1: Evolução da produção de cebola em Alfredo Wagner no período de 1960-2000.

Ano	Área Cultivada (ha)	Rendimento (kg/ha)	Produção (toneladas)
1962	40	2500	100
1968	300	4500	1350
1976	1800	6000	10800
1986	3000	12000	36000
1999	3300	15500	51500
2000	3800	18000	68400

Fonte: Prefeitura Municipal de Alfredo Wagner (2001).

Outra característica agrícola verificada na área de estudo e muito utilizada até a década de 90 é a prática da agricultura migratória, que consiste em períodos alternados de cultivo e pousio numa mesma área. MONEGAT (1994) constatou que no Vale do Caeté este período foi de, respectivamente, 2 e 8 anos, podendo variar de 2 a 4 anos para plantio e de 6 a 15 anos para pousio. Esta prática foi gradativamente substituída pela utilização de cobertura vegetal.

Com a implantação do Mercosul a partir de 1990, a cebolicultura em Santa Catarina passou a sofrer com a competição do mercado argentino, que apresentou produto de

melhor qualidade. Esta vantagem comparativa desestabilizou o setor ceboleiro, que teve que se adequar rapidamente às novas exigências de mercado.

Apesar do expressivo aumento da produção de alimentos com grande impulso para o setor econômico nacional, regional e local, a mentalidade produtivista fez com que a região se tornasse vítima de seu próprio êxito. Ao mesmo tempo em que se intensificaram os cultivos, surgiram às conseqüências do reducionismo imposto pelo homem à natureza. O desequilíbrio da biodiversidade provocou impactos ecológicos e sociais graves, por exemplo a freqüente ocorrência de erosão e enchentes, o surgimento de pragas e doenças na agricultura, e o uso intensivo de agrotóxicos.

Nos últimos anos é possível observar um aumento da quantidade de agrotóxicos utilizados na cebolicultura local. Isso resulta do manejo incorreto das áreas de cultivo, da monocultura, da ausência de rotação de áreas, da falta de orientação técnica e da facilidade de controle de pragas nas lavouras. Segundo relato de técnicos locais da Epagri, o uso agrotóxicos na cebolicultura pelo sistema convencional em Alfredo Wagner pode chegar a 20 kg/ha que é bem maior que a média brasileira de 3,5 kg/ha.

Outra prática comum é a prescrição de produtos pela descrição do problema pelo agricultor, sem a avaliação do técnico responsável no local.

Podemos observar na Figura 4.7 a aplicação de agrotóxicos realizada com pulverizadores costais sem equipamentos adequados de proteção. O descarte das embalagens é realizado sem qualquer cuidado, através da queima, enterrio, recolhimento em galpões para posterior coleta ou, mais comumente, sua deposição nas lavouras ou locais de abastecimento dos pulverizadores.



Figura 4.7: Agricultor aplicando agrotóxico sem proteção apropriada (SEIBT, 2002).

De uma maneira geral, o cultivo da cebola enfrenta atualmente diversos entraves. Para a sobrevivência deste tipo de cultura na região, requer uma urgência na melhoria de sua qualidade, na redução de custos e na preservação ambiental. Estas melhorias irão possibilitar com que a cebola se torne competitiva no mercado, melhorando a qualidade de vida dos moradores de Alfredo Wagner.

A dificuldade de manutenção das propriedades rurais tem levado muitos agricultores do Caeté vender suas propriedades para a empresa reflorestadora que atua na região. Conforme entrevista com o responsável pelo setor florestal da empresa, sua área cultivada na região da bacia do Caeté triplicou nos últimos 3 anos.

4.2 FATORES DA RUSLE

4.2.1 Erosividade da chuva - *R*

Para a determinação do Fator *R* da chuva de forma precisa, faz-se necessário a obtenção de dados da intensidade da chuva. Em regiões de clima temperado, a melhor correlação com perdas de solo é dada pelo índice EI_{30} , que é o produto da energia cinética da chuva pela sua intensidade máxima em 30 minutos (WISCHMEIER & SMITH, 1958).

A dificuldade de se obter dados de intensidade de chuva para o cálculo da erosividade foi citada por diversos autores como ODURO-AFRIYIE (1996), MANNAERTS & GABRIELS (2000), BERTONI & LOMBARDI NETO (1999) e SILVA (2004). A solução foi correlacionar o índice de erosão com fatores climáticos que são de fácil medição. Para tanto se utilizou uma equação proposta por RUFINO *et al.* (1993) e utilizada por SILVA (2004) para determinar a erosividade na região sul do Brasil.

Neste estudo foram utilizados dados de treze Estações Pluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA). A escolha destas estações foi realizada utilizando como critério a proximidade com a bacia e a sua série histórica, conforme podemos observar na Figura 4.8. Estas estações possuem séries históricas de pelo menos 20 anos, conforme Tabela 4.2. Os dados de precipitação foram analisados e consistidos em trabalho realizado por ALVES (2004).

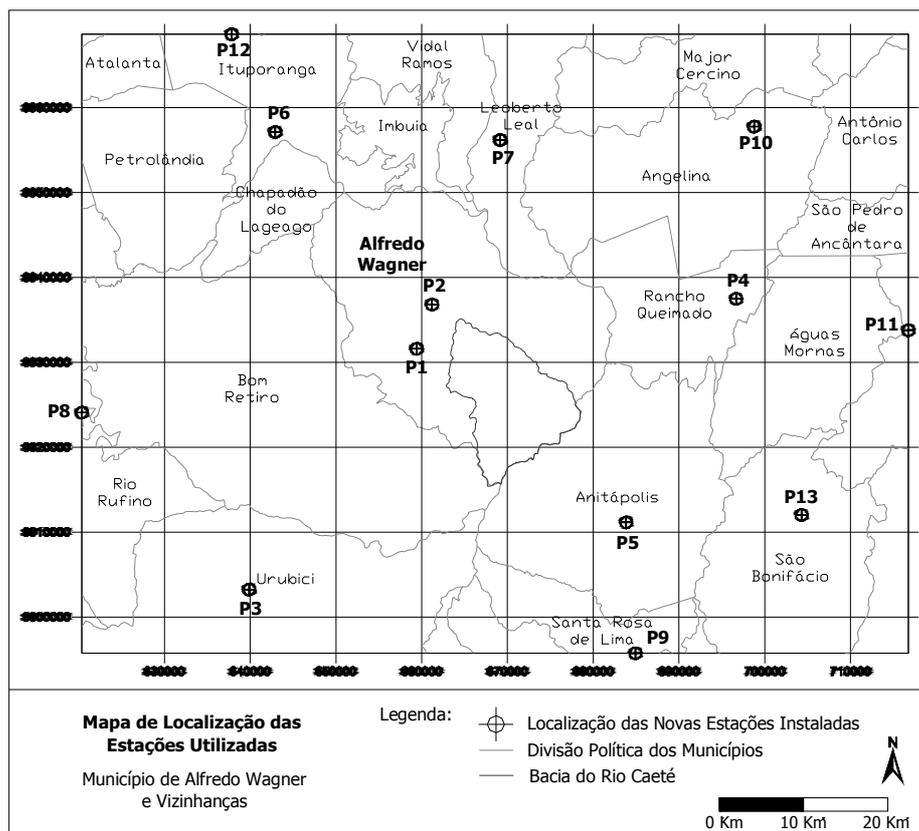


Figura 4.8: Localização das estações na ANA.

Tabela 4.2: Caracterização das Estações Pluviométricas utilizadas para determinação do fator R.

	Código na ANA	Nome	Rio	Município	Operadora	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Período de Dados
	P1	LOMBA ALTA	Rio Itajaí-Açu	ALFREDO WAGNER	EPAGRI	27:43:50 S	49:22:58 W	550	01/1941 - 12/2000
	P2	SALTINHO	Rio Itajaí do Sul	ALFREDO WAGNER	EPAGRI	27:41:00 S	49:21:55 W	454	01/1976 - 12/2000
	P3	URUBICI	Rio Canoas	URUBICI	CPRM	27:59:19 S	49:34:39 W	997	09/1976 - 12/2001
	P4	RANCHO QUEIMADO	Rios Tubarão, Araranguá e ...	RANCHO QUEIMADO	EPAGRI	27:40:21 S	49:00:22 W	820	04/1976 - 12/2000
	P5	ANITAPOLIS	Rios Tubarão, Araranguá e ...	ANITAPOLIS	EPAGRI	27:54:43 S	49:07:55 W	500	07/1972 - 12/2000
	P6	BARRAGEM SUL	Rio Itajaí-Açu	ITUPORANGA	EPAGRI	27:30:07 S	49:33:11 W	370	08/1970 - 12/2000
	P7	LEOBERTO LEAL	Rio Alto Braço	LEOBERTO LEAL	EPAGRI	27:30:27 S	49:17:15 W	700	01/1976 - 12/2000
	P8	VILA CANOAS	Rio Canoas	LAGES	CPRM	27:48:09 S	49:46:41 W	900	06/1957 - 12/2002
	P9	SANTA ROSA DE LIMA	Rio Braço do Norte	SANTA TEREZINHA	EPAGRI	28:03:03 S	49:07:07 W	-	01/1986 - 12/2000
	P10	GARCIA DE ANGELINA	Rios Tubarão, Araranguá e ...	ANGELINA	EPAGRI	27:29:21 S	48:59:17 W	215	10/1945 - 12/2000
	P11	POCO FUNDO	Rio Cubatão	SANTO AMARO DA	EPAGRI	27:42:10 S	48:48:07 W	55	08/1950 - 12/2000
	P12	ITUPORANGA (PCD INPE)	Rio Itajaí do Sul	ITUPORANGA	EPAGRI	27:23:55 S	49:36:21 W	370	01/1941 - 12/2000
	P13	SÃO BONIFÁCIO	Rios Tubarão, Araranguá e ...	SÃO BONIFÁCIO	EPAGRI	27:54:04 S	48:55:28 W	410	03/1976 - 12/2000

A fim de se obter certa homogeneidade, foi padronizada a utilização de 20 anos de dados para todas as estações e o cálculo da erosividade mensal foi realizado em planilha

eletrônica. Posteriormente estes dados foram interpolados através do gradeamento geoestatístico de Kriging com a utilização de programa SURFER e foram geradas as linhas de isoerosividade mensal e anual para a bacia hidrográfica e regiões adjacentes. Este arquivo foi exportado para o programa *ArcView*, onde foi possível calcular os parâmetros estatísticos. No programa Autocad Map foi gerado o layout final de cada mapa.

4.2.2 Erodibilidade do Solo - *K*

Os valores da erodibilidade do solo estão diretamente ligados ao tipo de solo existente na região. Foi realizado o recorte da área de estudo a partir do mapa de solos na escala 1:100000 produzido pelo IBGE (s.d), digitalizado e georreferenciado por SHIMIZU *et al.* (1995), utilizando o mapa da delimitação da bacia hidrográfica

Em seguida se utilizou um programa de geoprocessamento para criar os polígonos e inserir os valores de *K* para cada tipo de solo, conforme Tabela 4.3. A partir desta etapa foi gerado o layout de impressão do mapa referente ao índice de erodibilidade (Figura 4.9).

Tabela 4.3: Índice de erodibilidade ($t \cdot ha \cdot ha^{-1} \cdot Mj^{-1} \cdot mm^{-1}$) e percentuais.

Solo	Fator <i>K</i>	% da Área Total
Cambissolo	0,0356	90,48
Litossolo	0,0458	9,52

4.2.3 Fator topográfico - *LS*

Para o cálculo do fator *LS* foi utilizada a metodologia descrita por ENGEL (2003). Inicialmente é necessária a obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE). O MDE foi obtido através das cartas topográficas da Fundação IBGE, escala 1:50000, em formato digital conforme características apresentadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4: Descrição das cartas topográficas digitais utilizadas.

MI	Índice de nomenclatura	Nome da folha	Editor	Escala
2908-1	SG.22-Z-D-IV-1	Alfredo Wagner	IBGE	1:50000
2908-2	SG.22-Z-C-IV-2	Rancho Queimado	IBGE	1:50000
2908-3	SG.22-Z-C-IV-3	Bom Retiro	IBGE	1:50000
2908-4	SG.22-Z-C-IV-4	Anitápolis	IBGE	1:50000

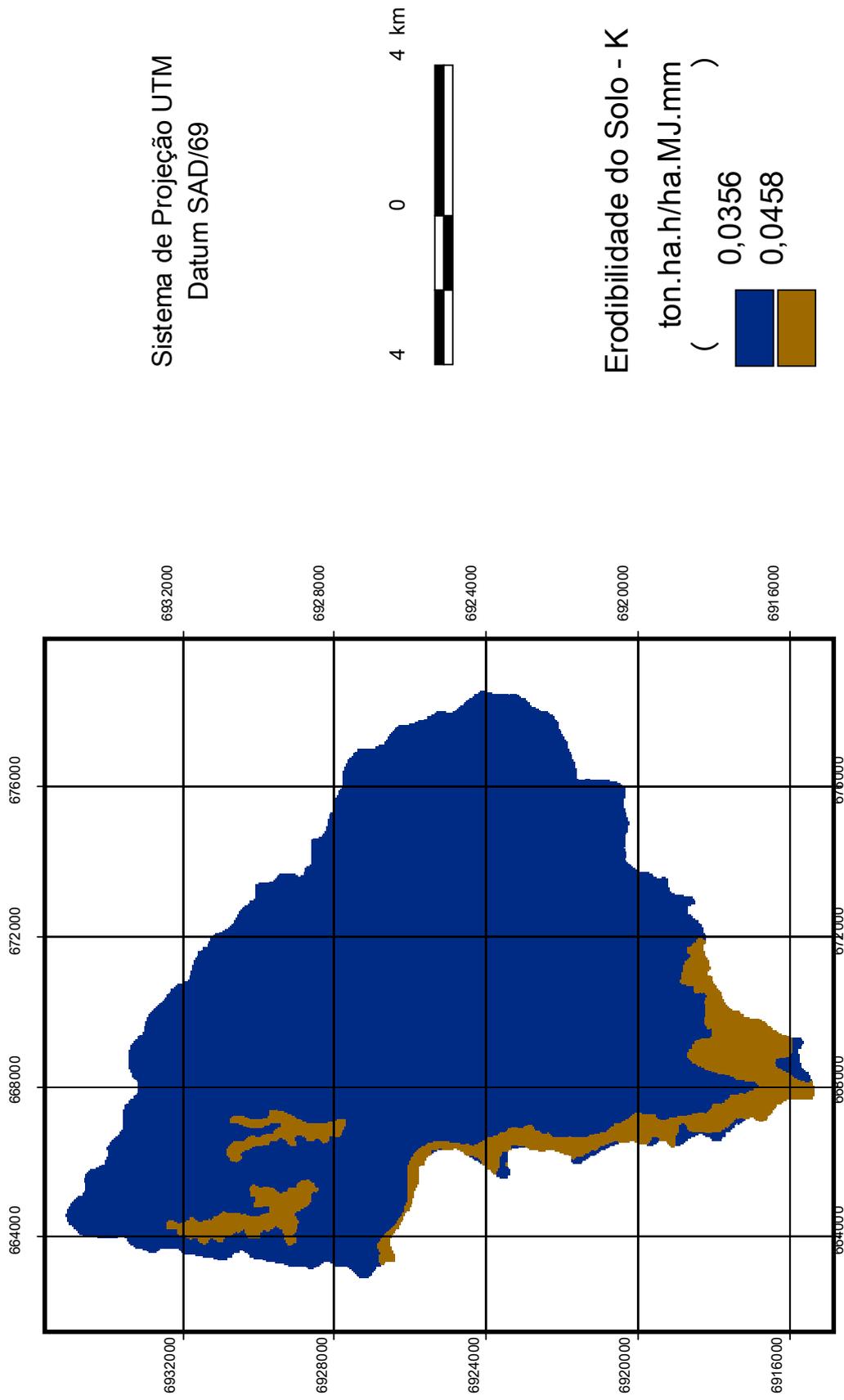


Figura 4.9: Cartograma contendo o fator erodibilidade do solo (Modificado de SHIMIZU et al., 1995).

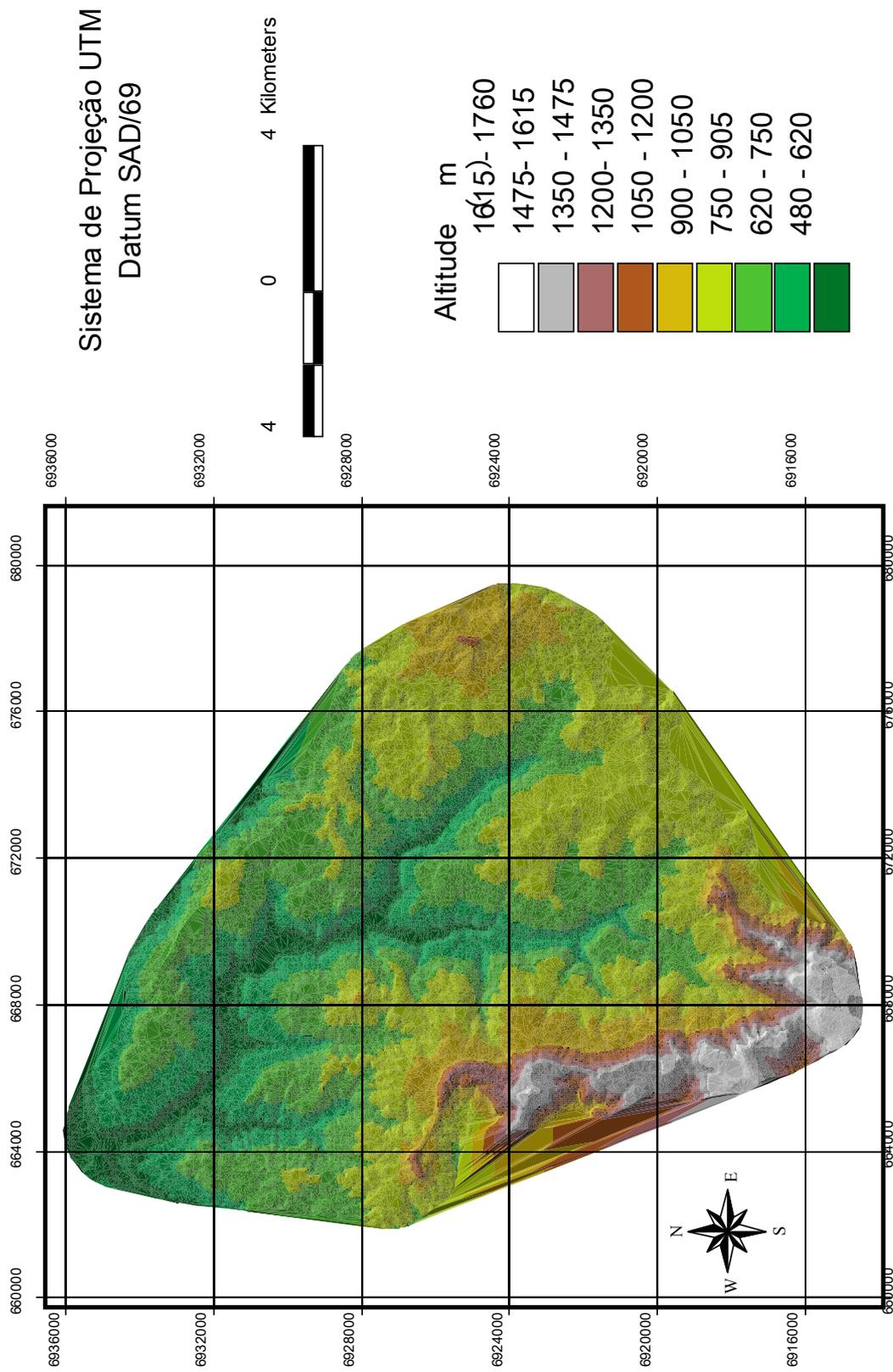


Figura 4.10: Cartograma contendo o Modelo Digital de Elevação – MDE.

O MDE (Figura 4.10) foi gerado, na resolução espacial de 30 metros, através da interpolação das cotas planialtimétricas, através do programa *SURFER 8*.

A partir da malha do MDE foram gerados os mapas hipsométrico e de declividade, conforme, respectivamente, é mostrado nas figuras 4.11 e 4.12.

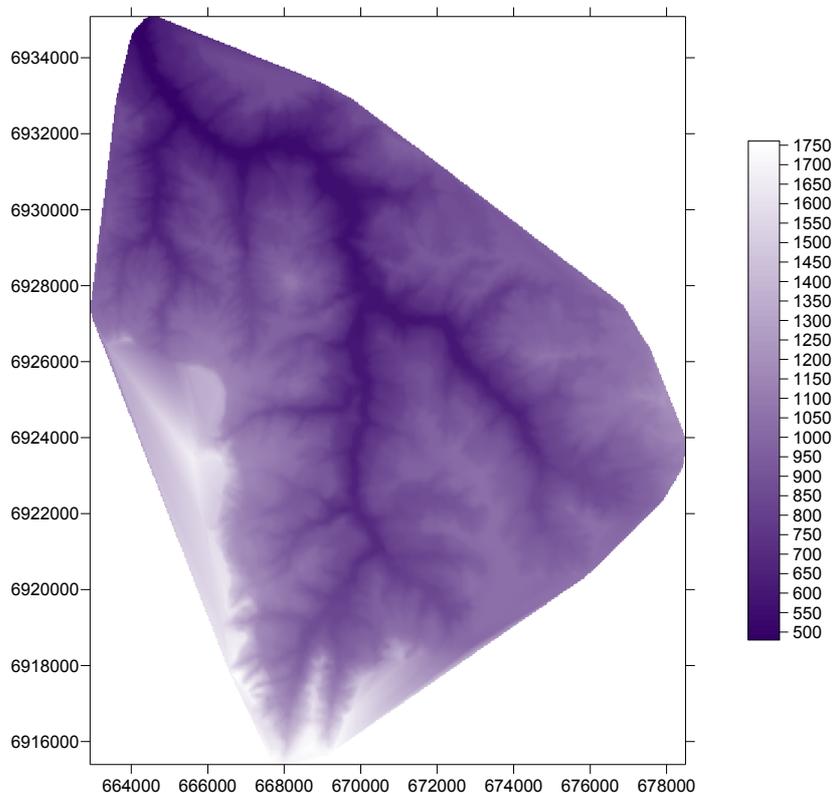


Figura 4.11: Hipsometria da bacia do Rio Caeté em metros.

Devido a não utilização de terraceamento ou outras práticas conservacionistas que reduzam o comprimento das vertentes, subdividindo-as, o comprimento de rampa utilizado nos cálculos é igual ao encontrado na bacia. Na Tabela 5.5 pode-se observar o valor de LS , a área ocupada e o que representa do total.

A equação utilizada no cálculo do fator LS foi à proposta por MOORE & BURCH (1986a e 1986b) e citada anteriormente como equação (11). Seguindo a metodologia de ENGEL (2003), inicialmente foi estimado a acumulação de fluxo usando as ferramentas de delineamento da bacia e declividade do programa *ArcView* da ESRI. Esta acumulação de fluxo foi modificada para que fosse compatível com o maior comprimento de vertente, ou seja, no caso do Caeté o comprimento máximo da vertente é 450 m. Como a malha tem (30x30) m, então foram necessárias aproximadamente 15 células para representar a acumulação de fluxo. Utilizando o *map calculator* do *ArcView* foi criado um tema que contem 0 se a acumulação de fluxo for menor ou igual a 15 e 1 para a acumulação de fluxo

maior do que 15. Depois o tema criado foi multiplicado novamente por 15. O resultado foi um novo tema contendo 15 em todas as células que tem uma acumulação de fluxo superior a 15.

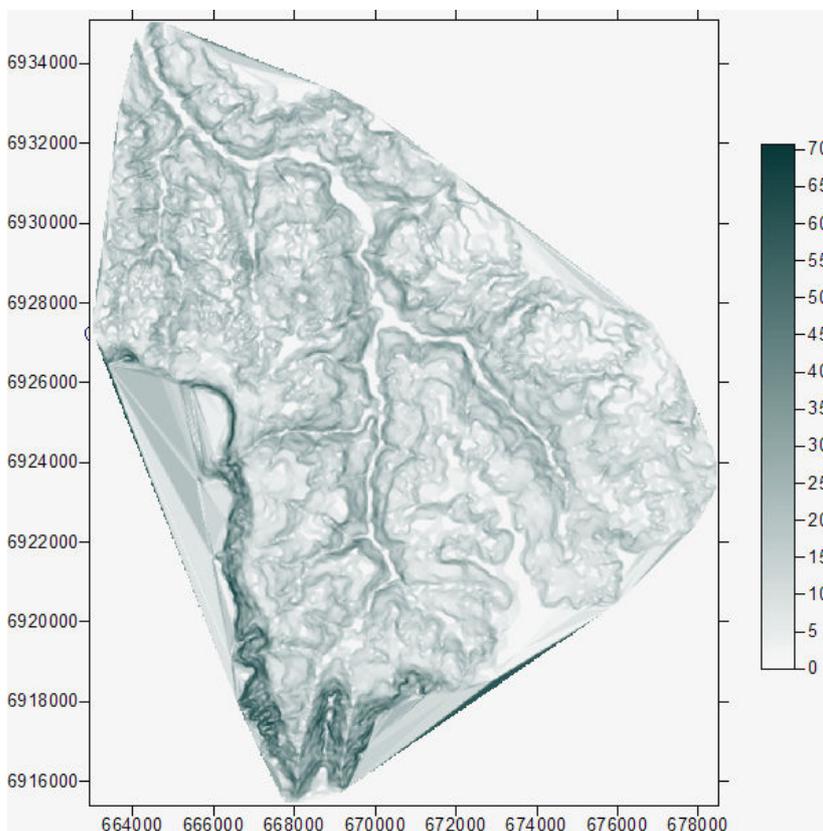


Figura 4.12: Declividade da bacia do Rio Caeté em metros.

O próximo passo foi criar um tema usando o *map calculator* que contem 1 para as áreas com a acumulação de fluxo menor ou igual a 15. Este novo tema é multiplicado pelo tema original de acumulação de fluxo. As células que contem acumulação de fluxo igual a zero (correspondentes aos fluxos iniciais) foram ajustadas para 1 de modo que o comprimento da vertente para estas células seja diferente de 0. Este mesmo processo foi realizado para identificar as células e criar um mapa com valor 1 para estas áreas. Os três temas criados anteriormente são somados e o resultado será um novo tema que tenha uma acumulação de fluxo máxima de 15 (Figura 4.13).

Este novo tema foi multiplicado pelos demais elementos da equação (11) e seu resultado foi o valor de *LS* (Figura 4.14). Na tabela 4.5 pode-se observar as classes do fator *LS* e sua porcentagem relacionada com a área total.

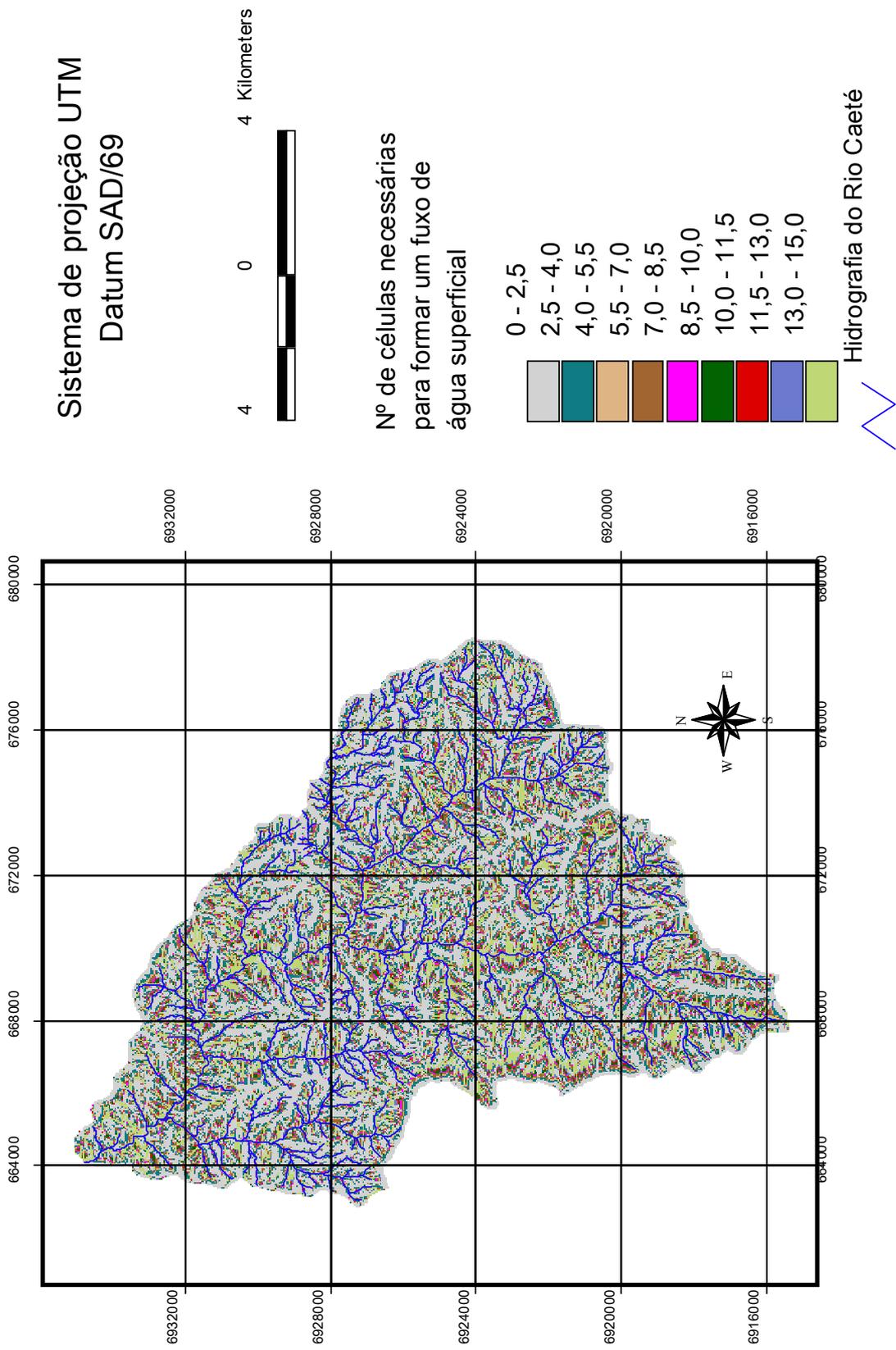


Figura 4.13 : Cartograma contendo o fluxo de acumulação máximo de 15 e comparado com a hidrografia local.

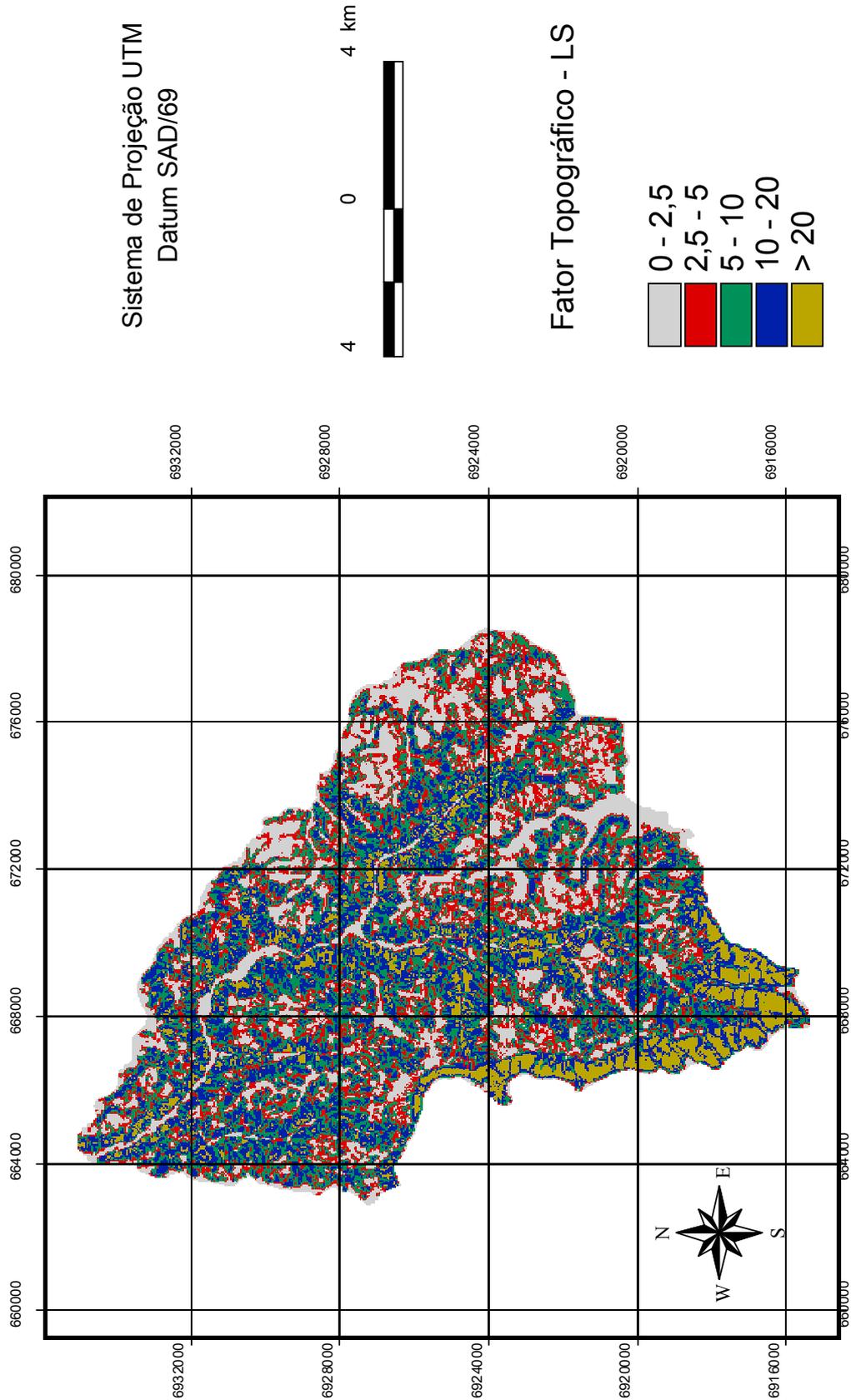


Figura 4.14 : Cartograma do fator topográfico LS.

Tabela 4.5: Fator *LS* e a porcentagem da área total.

Valor	% do total
0 a 2,5	20,55
2,5 a 5	20,42
5 a 10	28,25
10 a 20	22,85
>20	7,92

4.2.4 Fator Cobertura Vegetal - *C*

O fator *C* foi obtido a partir de trabalho realizado por SOUTO (2003) que classificou o uso do solo no município de Alfredo Wagner em cinco categorias: reflorestamento, mata nativa, solo exposto, campo e cultivo (Figura 4.15). SOUTO (2003) utilizou uma imagem do satélite Landsat 7 datada de 17/04/2001. Esta imagem foi adquirida junto a Epagri e possui resolução espacial de 30 metros.

Deste mesmo trabalho desenvolvido por SOUTO (2003) foi utilizado o mapa de áreas de preservação permanente (APP's) do município de Alfredo Wagner. Para definir as APP's da bacia do Caeté foram utilizados os critérios previstos no Código Florestal e na Lei nº 7511 de 07/07/1986. São APP's na bacia hidrográfica do Caeté: área de preservação de rios e nascentes, sítios arqueológicos, topo de morros e áreas com declividade superior a 45°.

As imagens foram recortadas apenas na área correspondente à bacia hidrográfica do rio Caeté e foram posteriormente transformadas em polígonos correspondentes às cinco classes analisadas. A estes polígonos foram atribuídos valores para o fator *C* do modelo.

Numa etapa posterior foi realizado trabalho de campo para determinação das atividades agrícolas do município, seus ciclos e práticas. Foi observado a prática de plantio direto no solo: após a colheita da cebola, os agricultores semeiam mucuna-preta sobre os restos da cultura anterior, sem que haja incorporação da mesma. No mês de maio geralmente ocorrem eventos de geada, que secam a leguminosa. Caso esses eventos não aconteçam, são usados herbicidas para eliminá-las. Os restos são semi-incorporados ao terreno e, posteriormente, as mudas de cebola são plantadas.

O fator *C* foi calculado mensalmente de acordo com a fase do ciclo da cultura. Para determinar o fator *C* foi adaptada a metodologia proposta por PUNDEK (1994) e WISCHMEIER & SMITH (1978), onde é construída uma tabela contendo: na coluna (1)

mês analisado; na coluna (2) a fase de desenvolvimento da cultura analisada⁶; na coluna (3) a cultura analisada; na coluna (4) o valor da distribuição percentual do índice de erosão anual, EI, para cada fase; na coluna (5) o registro dos valores da razão de perda⁷; na coluna (6) o cálculo do valor de C unitário, multiplicando as colunas (3) e (4); na coluna (7) o cálculo do valor total de C acumulando os valores da coluna (6) para cada cultura; a coluna (8) corresponde o fator de correção⁸; a coluna (9) corresponde ao C mensal corrigido calculado pela multiplicação das colunas (6) e (8); (10) corresponde ao C total corrigido calculado pela multiplicação entre as colunas (7) e (8). O valor de C foi o resultado da divisão do valor total da coluna (10) pelo número de anos da rotação (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 Valores de C para cada uso do solo analisado, sua área equivalente e a % da área total.

MÊS	FASE	CULTURA	DISTR. % EROSIÃO	RAZÃO DE PERDA	C UNITÁRIO	C TOTAL	FATOR CORREÇÃO	C MENSAL CORRIDO	C TOTAL CORRIDO
1	1	mucuna	0,12	0,22	0,0264	0,05	1,35	0,0356	0,0675
2	2	mucuna	0,12	0,18	0,0216		1,35	0,0292	
3	3	mucuna	0,08	0,01	0,0008		1,35	0,0011	
4	4	mucuna	0,06	0,02	0,0012		1,35	0,0016	
5	1	cebola	0,06	0,36	0,0216	0,113	2,55	0,0551	0,2882
6	1	cebola	0,06	0,36	0,0216		2,55	0,0551	
7	2	cebola	0,08	0,31	0,0248		2,55	0,0632	
8	3	cebola	0,07	0,14	0,0098		2,55	0,0250	
9	3	cebola	0,08	0,14	0,0112		2,55	0,0286	
10	4	cebola	0,09	0,1	0,009		2,55	0,0230	
11	4	cebola	0,08	0,1	0,008		2,55	0,0204	
12	5	cebola	0,1	0,07	0,007		2,55	0,0179	

⁶ Fase 1: do preparo do solo ao plantio; Fase 2: do plantio a 30 dias após; Fase 3: de 30 a 60 dias após o plantio; Fase 4: de 60 dias após o planto até a colheita; e Fase 5: da colheita ao preparo do solo (WISCHMEIER & SMITH, 1978 e PUNDEK, 1994).

⁷ Os valores da razão de perda para a cebola são: Fase 1- 0,36; Fase 2- 0,31; Fase 3- 0,14; Fase 4: 0,10; Fase 5- 0,07. Para o milho: Fase 1- 0,23; Fase 2- 0,19; Fase 3- 0,17; Fase 4- 0,04; Fase 5- 0,02. Para a capineira: Fase 1- 0,22; Fase 2- 0,18; Fase 3- 0,01; Fase 4- 0,02; Fase 5- 0,07 (PUNDEK, 1994).

⁸ Valores do fator de correção: Preparo reduzido, restos semi-incorporados- 0,65; Sem preparo, restos na superfície- 0,20; Fertilidade baixa- 1,15; Rotação com leguminosa- 0,75. (PUNDEK, 1994).

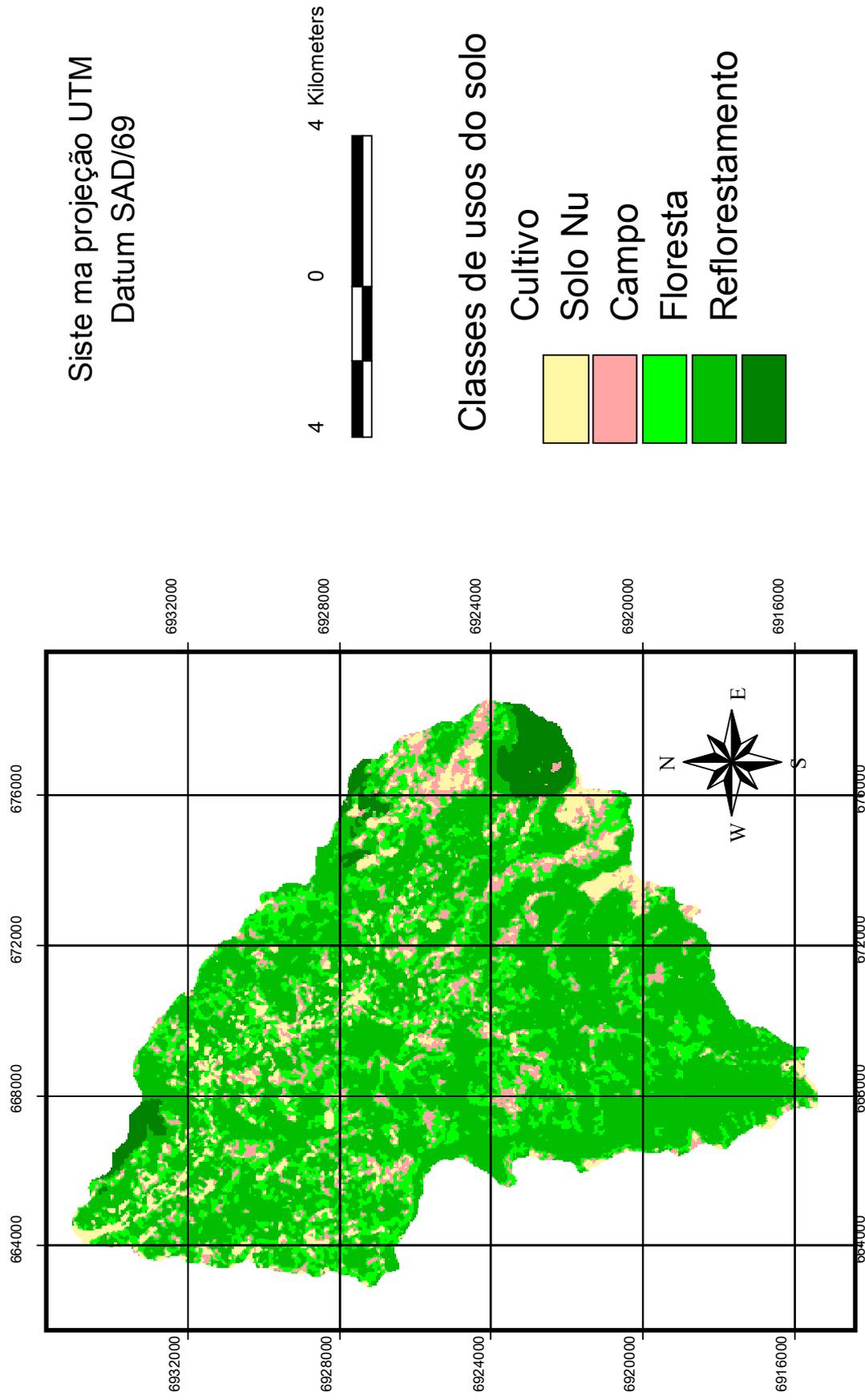


Figura 4.15: Cartograma contendo as classes de uso do solo na bacia hidrográfica do Caeté.

A Tabela 4.7 representa os valores finais de C para cada uso do solo analisado, sendo o valor de C para o cultivo analisado mensalmente.

Tabela 4.7 Valores de C para cada uso do solo analisado e a % da área total.

Uso do solo	Fator C	% do total
Reflorestamento	0,004	3,45
Mata nativa	0,001	57,67
Solo exposto	1,0	8,99
Campo	0,01	22,85
Cultivo maio	0,0551	7,04
Cultivo junho	0,0551	
Cultivo julho	0,0632	
Cultivo agosto	0,0250	
Cultivo setembro	0,0286	
Cultivo outubro	0,0230	
Cultivo novembro	0,0204	
Cultivo dezembro	0,0179	
Cultivo janeiro	0,0356	
Cultivo fevereiro	0,0292	
Cultivo março	0,0011	
Cultivo abril	0,0016	
Cultivo anual	0,3557	

4.2.5 Fator Prática Agrícola - P

A determinação de P foi realizada através de visitas a área de estudo e entrevistas com os técnicos da Epagri local. Verificou-se que não são realizadas práticas conservacionistas e, portanto, o fator P adotado foi 1.



Figura 4.16: Foto da prática conservacionista de plantio morro abaixo.

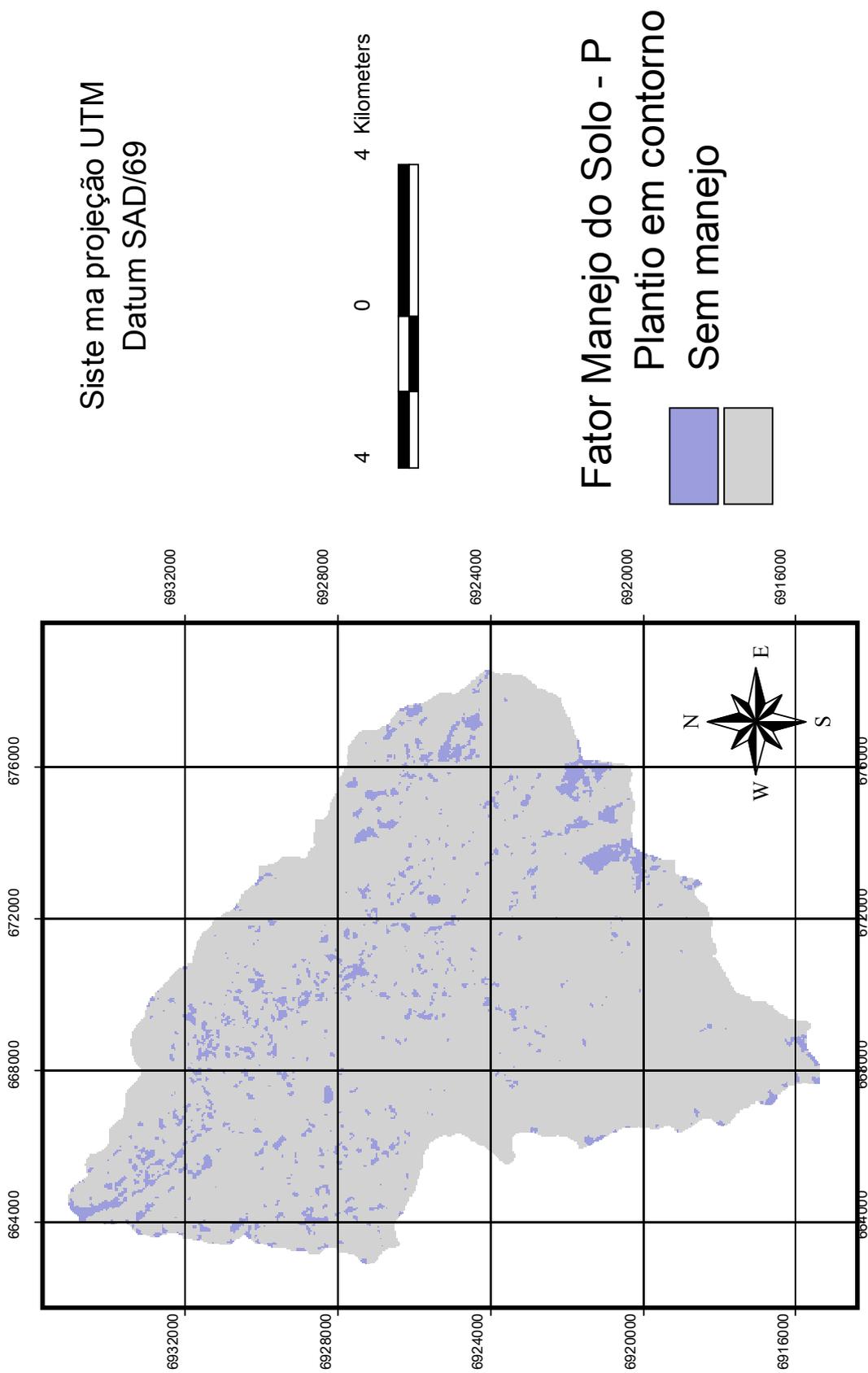


Figura 4.17: Cartograma correspondente ao fator *P*.

Um cenário simulado foi à utilização da prática de plantio em contorno para as áreas cultivadas. Para este tipo de prática conservacionista, foi adotado o valor de P sugerido BERTONI & LOMBARDI NETO (1999), ou seja, P igual a 0,5, conforme Figura 4.17.

4.2.6 Determinação do Potencial Natural de Erosão - PNE

Para obtenção do PNE foram multiplicados os mapas com os seguintes fatores da $RUSLE$: fator R , fator K e fator LS , usando para isso o programa *ArcView*. O resultado foram mapas mensais e anual do PNE .

A Figura 4.18 representa o fluxograma de atividades realizadas para determinação do PNE .

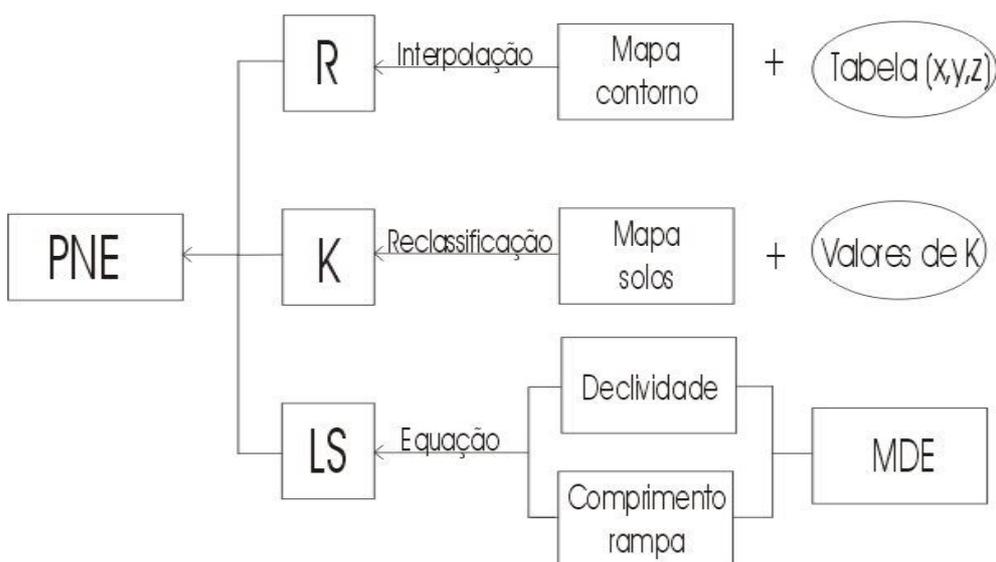


Figura 4.18: Fluxograma de atividades realizadas para determinação do PNE .

4.2.7 Estimativa de Perda de Solo - A

Para determinação de A foram multiplicados os mapas contendo o PNE mensais e anual pelos mapas C mensal e anual e P , utilizando para isso o programa *ArcView*. Além do cenário de uso do solo real da bacia foram simuladas duas situações: (1) recuperação e manutenção das áreas de APP's da bacia e também da utilização da prática de plantio em contorno nas áreas de cultivo de cebola. A partir desta etapa foram gerados mapas de A mensais e anual que foram formatados em layout de impressão (Figura 4.19).

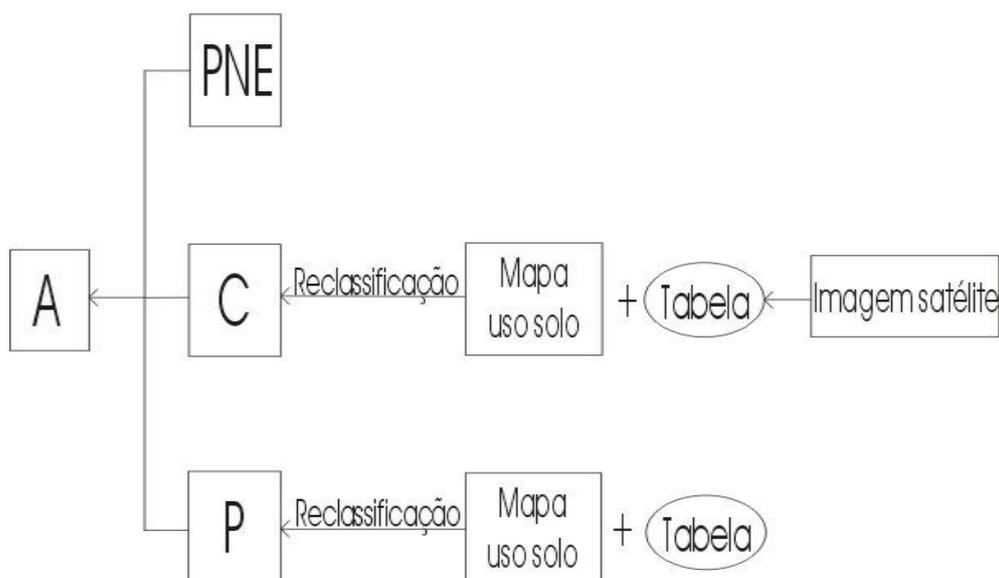


Figura 4.19: Fluxograma das atividades realizadas para a determinação de A.

4.3 AMOSTRAGEM DO SOLO EM CAMPO

Com o objetivo de analisar os teores de matéria orgânica do solo para os diferentes tipos de uso do solo (reflorestamento, mata nativa, campo e cultivo). Foi realizada coleta de amostras de solo na área de estudo. Para realizar a coleta, a bacia foi dividida em alto, médio e baixo vale. Para cada região foram coletadas amostras para os usos do solo existentes, conforme recomendações da EMBRAPA (1999).

As amostras foram coletadas nas profundidades 0-10cm e 10-20cm, sendo analisadas pelo método colorimétrico proposto pela EMBRAPA (1999).

4.4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA EMERGÉTICA

Para avaliar emergeticamente os sistemas cebola e reflorestamento foi necessário primeiramente obter o diagrama detalhado de sistemas de energia, de modo a delimitar o modelo e realizar uma avaliação inicial das informações dos participantes e organizar a coleta de dados. Este diagrama é composto por:

- a) Moldura do Sistema: Uma caixa retangular é desenhada para representar os limites que foram selecionados.
- b) Fontes: Qualquer insumo que cruze a fronteira do sistema é uma fonte de energia, inclusive fluxos puros de energia, materiais, informação, os genes de organismos vivos,

serviços, bem como insumos cujo impacto ambiental é destrutivo. Tudo o que é introduzido representa-se por um símbolo circular. Fontes são organizadas ao redor da borda esquerda para a direita, em ordem de qualidade de energia, começando com a luz solar na esquerda e serviços humanos à direita.

c) Linhas: Qualquer fluxo é representado por uma linha que inclui energia pura, materiais e informação. Dinheiro é mostrado com linhas pontilhadas. Linhas sem setas estabelecem uma relação entre duas forças; elas podem fluir em qualquer direção.

d) Produtos: Qualquer produto que apresenta energia potencial disponível, materiais mais concentrados que o ambiente, ou informação utilizável. O produto é mostrado como um caminho a partir das três fronteiras do sistema, excetuando-se a parte de baixo (sumidouro de calor).

e) Fluxos de energia que se agregam: Caminhos de Energia que somam os fluxos quando eles se encontram, ou quando eles se direcionam para o mesmo estoque. Todo fluxo, dentro ou fora de um estoque, deve ser do mesmo tipo e medido nas mesmas unidades.

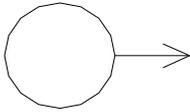
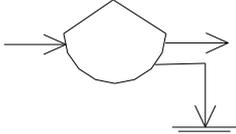
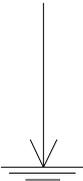
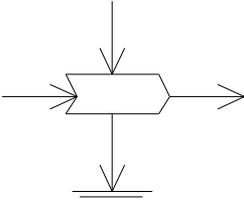
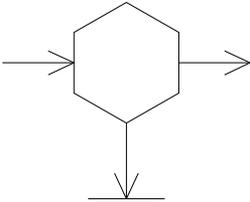
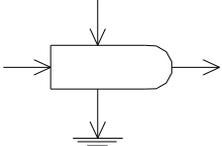
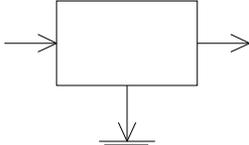
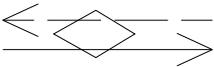
f) Interseção: Dois ou mais fluxos que são diferentes e que são exigidos para um processo são desenhados com um símbolo de interseção. Os fluxos desta interseção são conectados da esquerda para a direita pela ordem de sua transformidade, sendo que o fluxo de mais baixa qualidade se coloca à margem esquerda.

g) Retro-alimentações: Produtos de alta qualidade direcionados a consumidores, tais como informações, controles, e materiais escassos que são retro-alimentados da direita para a esquerda no diagrama. Estas retro-alimentações representam uma perda de concentração, onde, por divergência, um serviço é normalmente difundido para uma área maior.

h) Balanço de Materiais: Considerando que todos os materiais de entrada se acumulam no sistema ou o abandonam, cada fluxo de entrada, como água ou dinheiro, precisa ter fluxos de saída desenhados.

Os símbolos propostos por ODUM (1996) para representar a linguagem de fluxos de energia de sistemas foram apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Símbolos de linguagem propostos por ODUM (1996).

	Fluxo de energia: um fluxo cuja vazão é proporcional ao volume do estoque ou da intensidade da fonte que o produz.
	Fonte: um recurso externo de energia que fornece energia de acordo com um controle externo.
	Depósito: uma reserva de energia dentro do sistema que armazena certa quantidade de energia, de acordo com o balanço de entradas e saídas.
	Sumidouro de energia: dispersão de energia potencial empregada no sistema. A energia potencial é utilizada para produzir trabalho e o custo dessa transformação é a degradação da energia, que abandona o sistema como energia de baixa densidade. Todos os processos de interação e os armazenamentos dispersam energia.
	Interação: interação de dois ou mais fluxos de energia para produzir uma saída (trabalho). É utilizado quando ocorre variação da energia, ou quando um fluxo tem ação de controle sobre outro, quando existe um fator limitante ou pode funcionar como uma válvula.
	Consumidor: unidade que transforma a qualidade da energia, a armazena e retro-alimenta de energia a etapa anterior (sistema autocatálico) para melhorar o fluxo que ela recebe.
	Produtor: unidade que coleta e transforma energia de baixa qualidade (baixa intensidade) sob a ação de um fluxo de energia de alta qualidade.
	Caixa: símbolo de uso múltiplo que pode ser usado para representar uma unidade de consumo e produção dentro de um sistema maior. Representa um sistema.
	Transação: uma unidade que indica a venda de bens ou serviços (linha contínua) em troca de um pagamento em dinheiro (linha tracejada).

Os diagramas iniciais estão demonstrados nas Figuras 4.20 e 4.21.

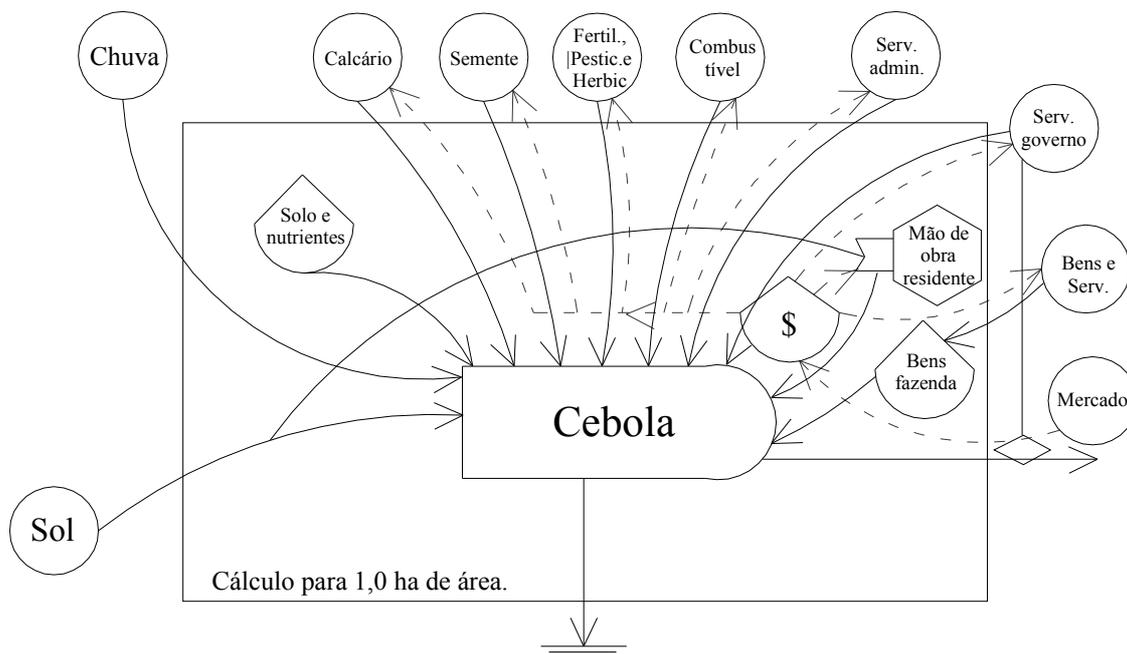


Figura 4.20: Diagrama da cebola.

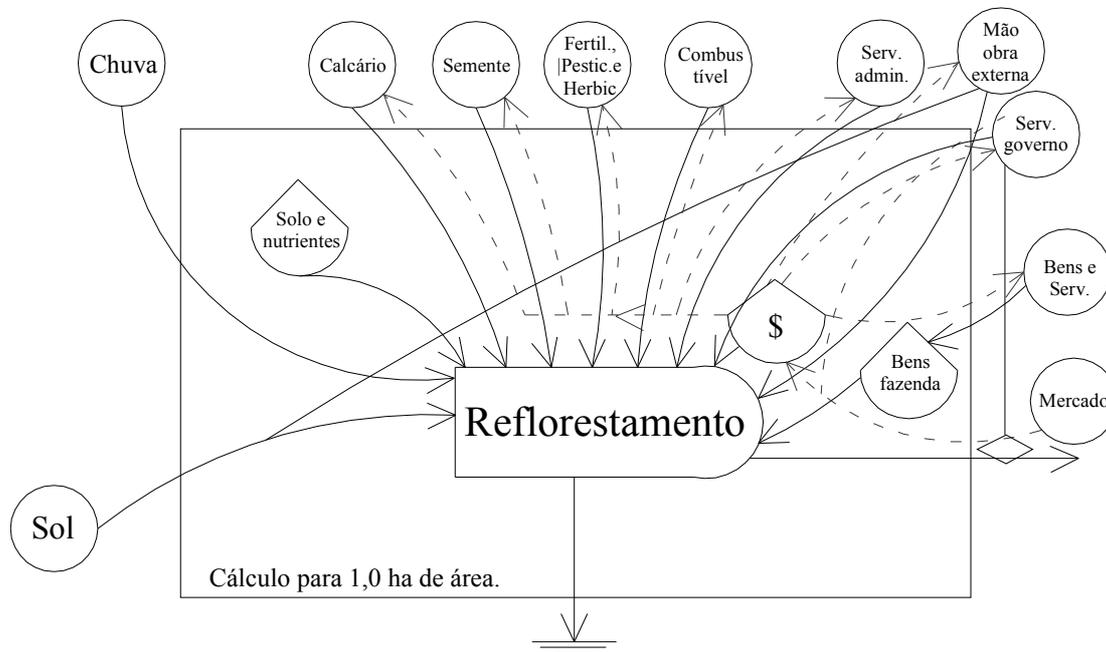


Figura 4.21: Diagrama do reflorestamento.

Após a modelagem inicial dos sistemas foram realizadas saídas de campo para a escolha das propriedades representativas dos sistemas de produção analisados. A escolha foi realizada em conjunto com técnicos da Epagri e do Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Alfredo Wagner. Foram realizadas visitas de reconhecimento às propriedades para a obtenção das informações e familiarização com os processos produtivos.

Com os dados em mãos, foram elaboradas tabelas em planilha eletrônica discriminando os fluxos do diagrama. Os dados primários, seus fluxos e reservas foram avaliados em unidades de energia para facilitar comparações e conclusões. A planilha é composta por sete colunas: (1) número; (2) item; (3) dados; (4) unidade; (5) Transformidade; (6) Unidade; (7) Fluxo emergético.

A coluna 1 é o número do item, que é também o número da nota de rodapé na tabela onde as fontes de dados são citadas e os cálculos mostrados. A coluna 2 é o nome do item que também é mostrado no diagrama agregado. A coluna 3 é a fonte de dados em Joules, gramas, ou dólares, derivados de várias fontes. A coluna 4 tem-se a unidade do item anterior. A coluna 5 é a descrição da conversão que será realizada para adaptação na unidade da Transformidade. A coluna 6 é o valor da. A coluna 7 é a multiplicação das colunas 3 e 6. A coluna 8 é a unidade correspondente a 7. A coluna 9 é a Transformidade em *emjoules* (Joules indexados em energia solar) por unidade (sej/Joule; sej/grama; ou sej/dólar) Estes dados foram obtidos de estudos prévios e adquiridos em ORTEGA (2004) e ODUM (1996). A coluna 10 é a multiplicação entre as colunas 7 e 9. Para melhorar a visualização esta planilha foi desmembrada em 2, sendo as colunas numeradas conforme descrição acima.

A figura 5.12 resumidamente apresenta os diagramas das produções de cebola e madeira que serão complementadas nos resultados.

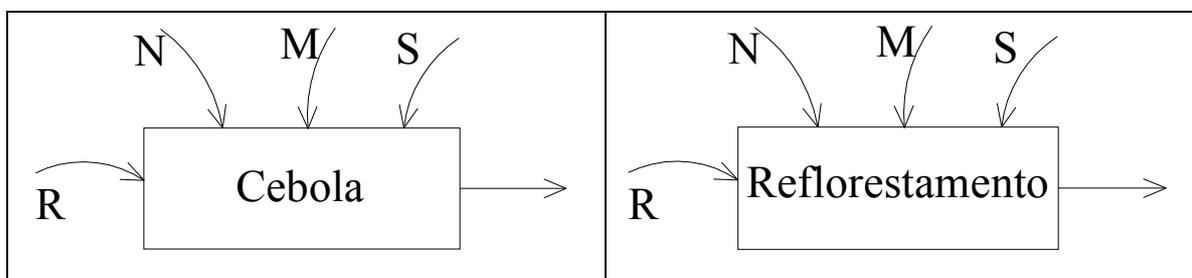


Figura 4.22: Diagramas resumidos das produções de cebola e madeira.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 FATORES DA RUSLE

5.1.1 Erosividade - *R*

No decorrer do ano pode-se evidenciar a existência de um comportamento diferenciado na erosividade da chuva, como se observa no Tabela 5.1. Nos meses de novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março (Figuras 5.1 a 5.5), a isoerosividade na bacia do rio Caeté é mais heterogênea do que no restante do ano. Nos primeiros a alta isoerosividade pode ser justificada devido à ocorrência de sistemas convectivos locais e lestadas. Lestadas é um termo local dado para chuvas que ocorrem com vento do quadrante leste e caracterizadas por forte instabilidade atmosférica (HAAS, 2003). Estes ventos provenientes do oceano carregam grande quantidade de ar úmida que resulta em precipitações intensas ao se depararem com os obstáculos do relevo provocados pelas Serras do Maracujá, Boa Vista e Serra dos Faxinais, resultando chuvas intensas orográficas na região.

Tabela 5.1: Erosividade média mensal na bacia do Rio Caeté, desvio padrão e coeficiente de variação.

Mês	Erosividade média (MJ.mm/ha.h.mês)	Desvio Padrão (MJ.mm/ha.h.mês)	Coeficiente de variação
Janeiro	930,65	54,02	0,0580
Fevereiro	879,20	70,57	0,0803
Março	590,97	54,50	0,0922
Abril	415,89	16,23	0,0390
Maio	493,76	14,87	0,0301
Junho	431,58	5,24	0,0121
Julho	637,15	5,20	0,0082
Agosto	516,61	4,21	0,0081
Setembro	616,19	17,68	0,0287
Outubro	680,09	14,41	0,0221
Novembro	575,04	34,05	0,0592
Dezembro	756,77	59,52	0,0787

Entre abril e outubro (Figuras 5.6 a 5.12) ocorre uma redução dos valores da erosividade. Neste período predominam as precipitações resultantes da passagem de frentes frias que geralmente são caracterizadas por uma baixa intensidade pluviométrica. Podemos observar a ação do complexo convectivo de mesoescala – CCM na região. Estes CCM's geralmente se formam no leste dos Andes e se deslocam para leste e sudoeste,

atingindo os estados do Sul do Brasil. Possuem forma aproximadamente circular e tempo de vida relativamente mais longo do que um sistema convectivo isolado, isto é, no mínimo 6 horas, sendo mais freqüente de 10 a 20 horas de duração (DIAS, 1996).

Existe uma tendência decrescente do valor da erosividade no sentido leste-oeste de setembro a maio. Nos meses de junho, julho e agosto (Figuras 5.8, 5.9 e 5.10) esta tendência é crescente, o que confirma a ação do CCM na região.

Na Figura 5.13 se apresenta o mapa de isoerosividade anual observar-se a mesma tendência de erosividade decrescente no sentido leste-oeste. O seu comportamento é muito parecido com o comportamento dos meses de janeiro e fevereiro (Figuras 5.3 e 5.4). Mais uma vez se observa a influência das lestadadas nos processos erosivos da região.

Na bacia do Rio Caeté, entre os meses de abril a outubro, período em que a erosividade é menor e mais homogênea, o solo encontra-se inicialmente coberto pela leguminosa mucuna preta que, após a geada, é substituída pela cebola. Apesar da cebola não proporcionar boa cobertura ao solo, devido à baixa erosividade este período não é considerado crítico para a erosão.

Entre novembro e janeiro se encontra o período em que a cebola está sendo colhida e a mucuna está sendo plantada. Neste período em que os eventos pluviométricos possuem maior poder erosível, o solo se encontra desprotegido e, portanto, resulta no comprometimento da qualidade da água devido a altas taxas de sedimentos suspensos nos corpos d'água.

A erosividade mínima ocorre no mês de abril, 415,89 MJ.mm/ha.h.mês, enquanto para o mês de janeiro tem-se uma erosividade variando entre 930,65 MJ.mm/ha.h.mês. Podemos verificar que nos meses de julho e agosto temos um coeficiente de variação bem inferior aos meses de fevereiro e março. Esta variação se dá pela grande heterogeneidade das chuvas nos meses de fevereiro e março da série analisada.

A erosividade média anual (Figura 5.13) calculada para região de estudo foi de 7523,90 MJ.mm/ha.h.ano, com coeficiente de variação de 4,44% diferindo do valor obtido por PUNDEK (1994), de 6057 MJ.mm/ha.h.ano. Esta diferença foi atribuída à diferença entre os métodos de obtenção da erosividade e também as séries de precipitação utilizadas. A distribuição da erosividade anual mais se assemelha àquela do período de verão do que do inverno.

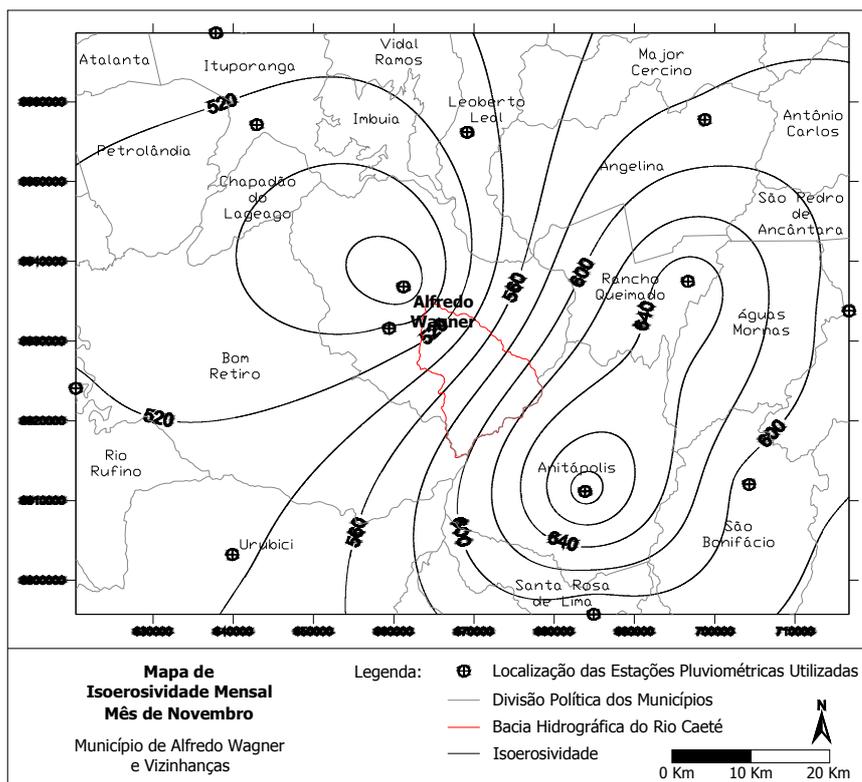


Figura 5.1: Distribuição da erosividade para o mês de novembro na bacia do Caeté.

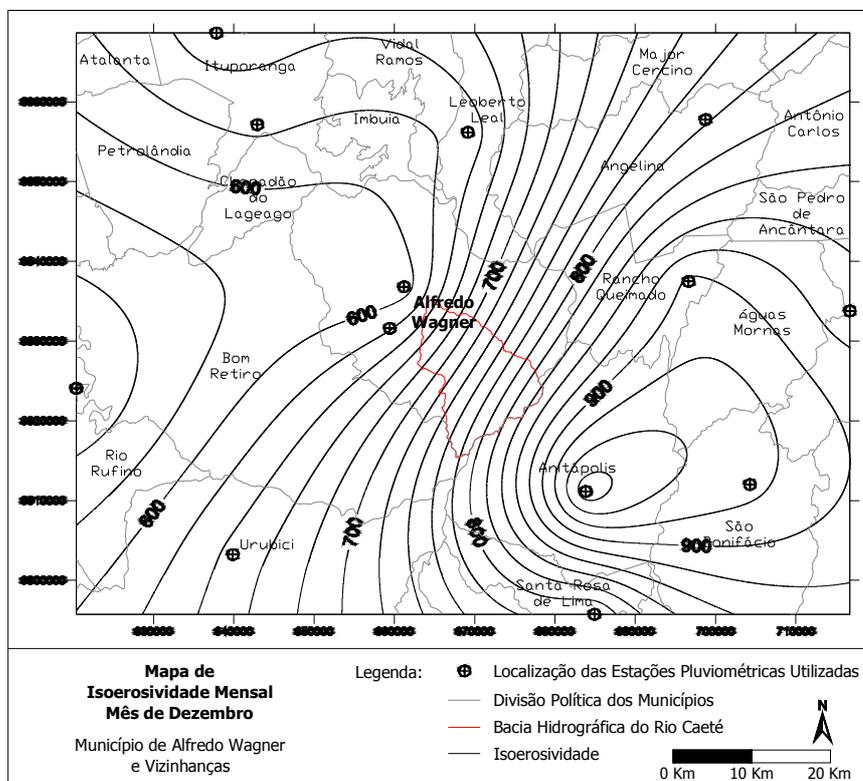


Figura 5.2: Distribuição da erosividade para o mês de dezembro na bacia do Caeté.

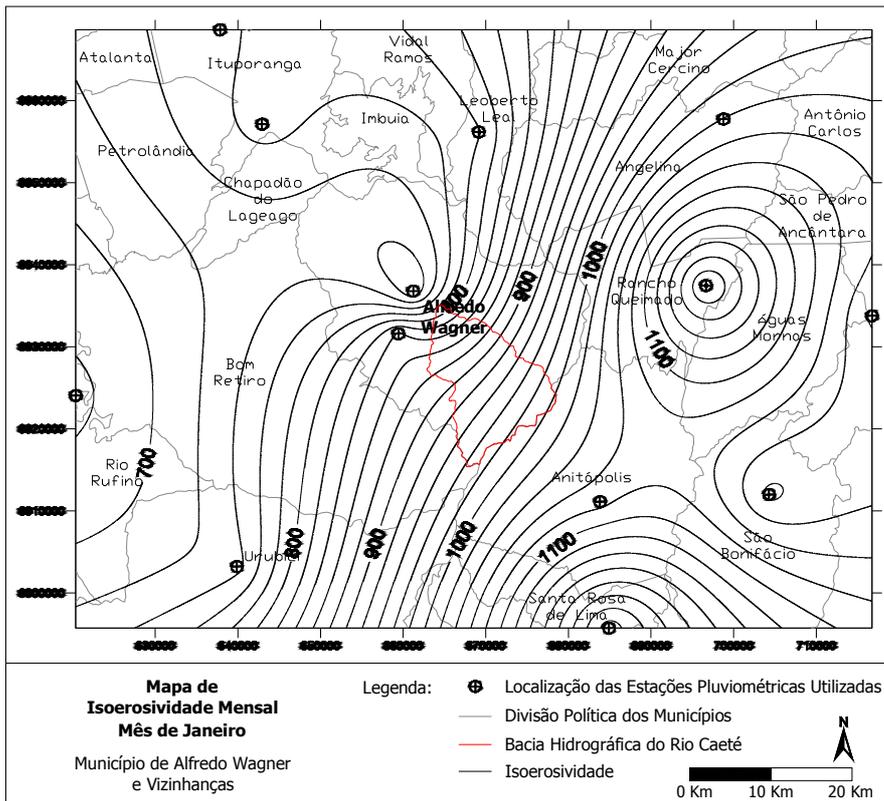


Figura 5.3: Distribuição da erosividade para o mês de janeiro na bacia do Caeté.

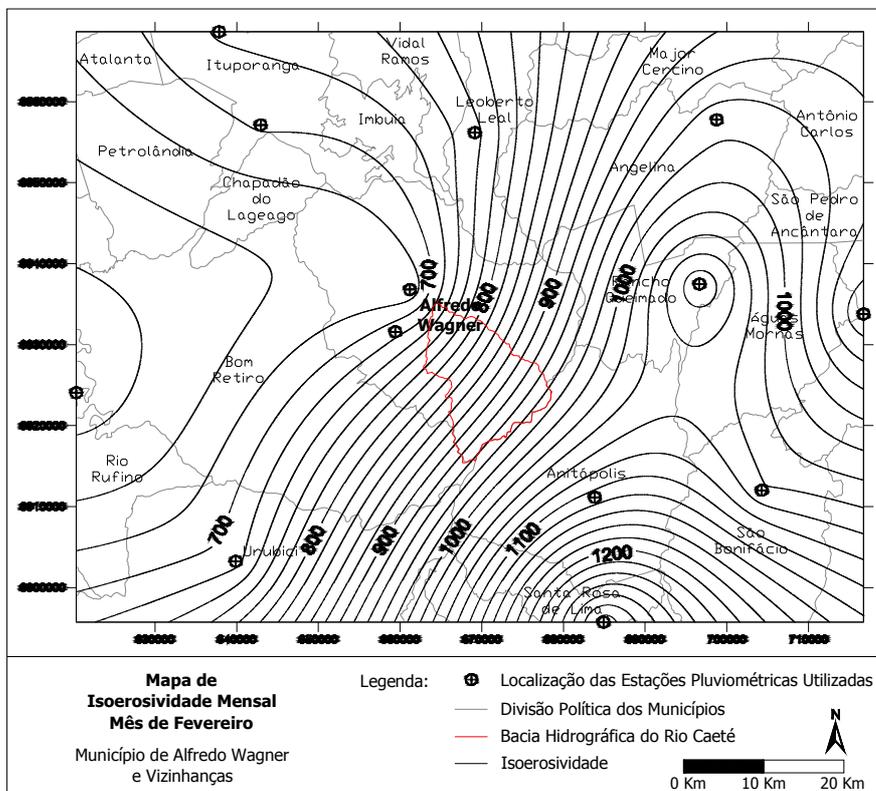


Figura 5.4: Distribuição da erosividade para o mês de fevereiro na bacia do Caeté.

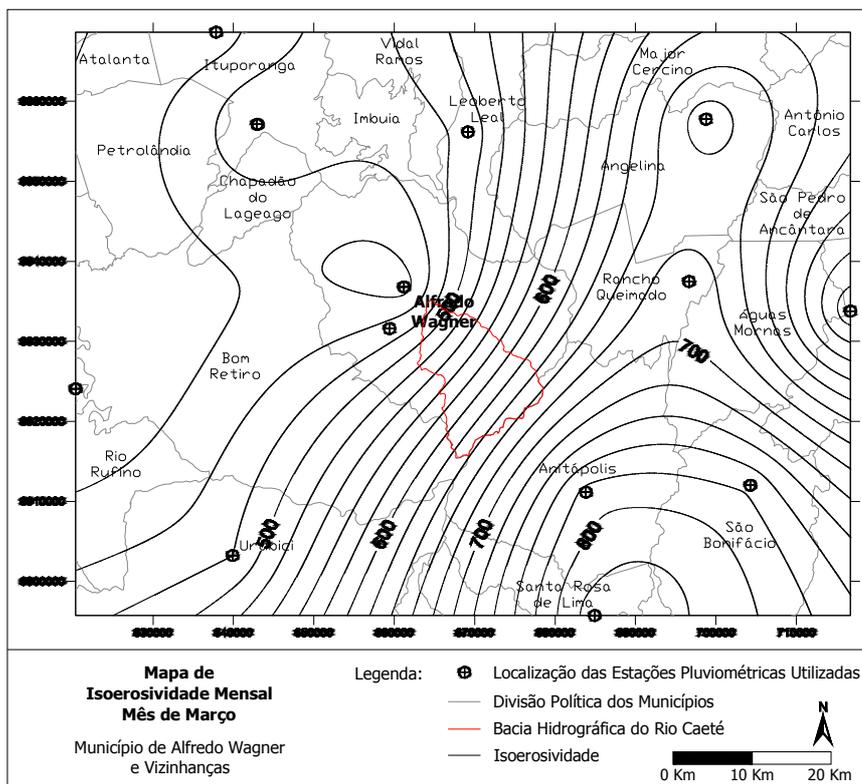


Figura 5.5: Distribuição da erosividade para o mês de março na bacia do Caeté.

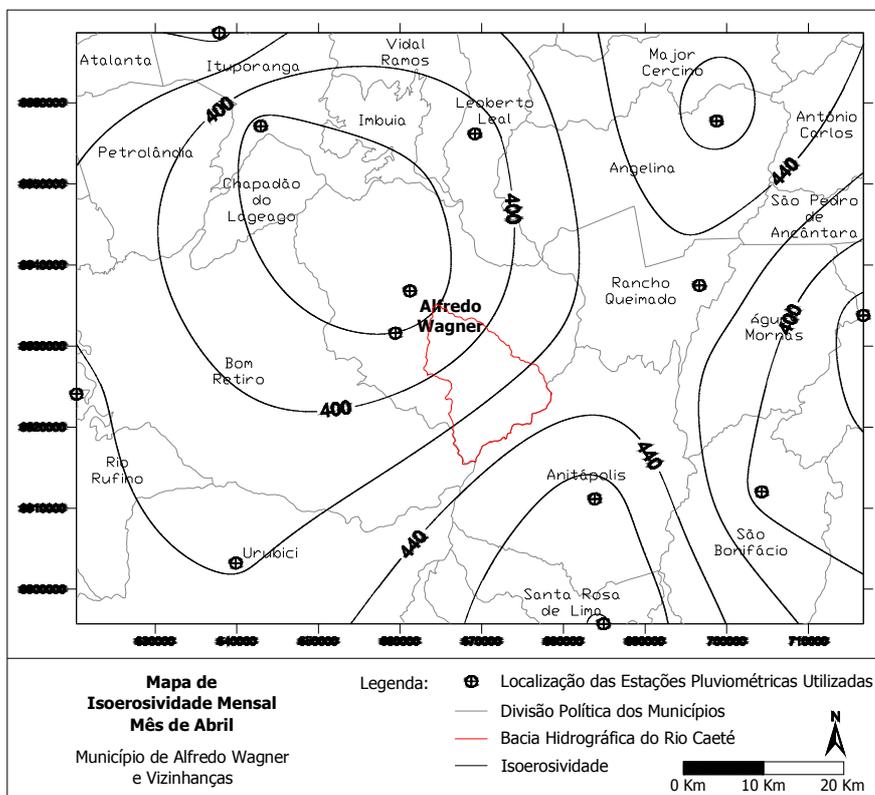


Figura 5.6: Distribuição da erosividade para o mês de abril na bacia do Caeté.

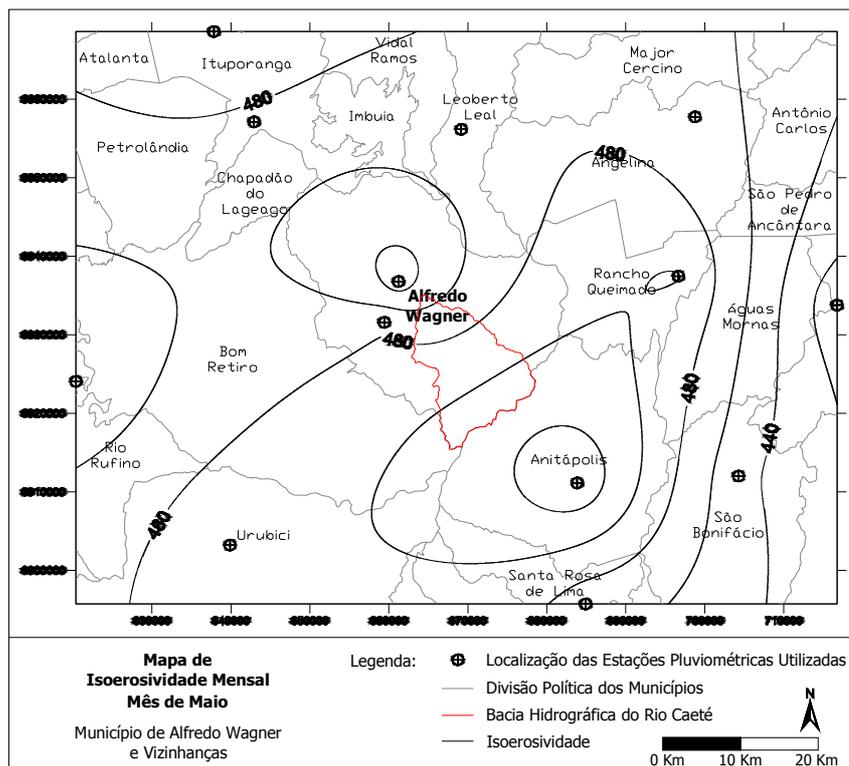


Figura 5.7: Distribuição da erosividade para o mês de maio na bacina do Caeté.

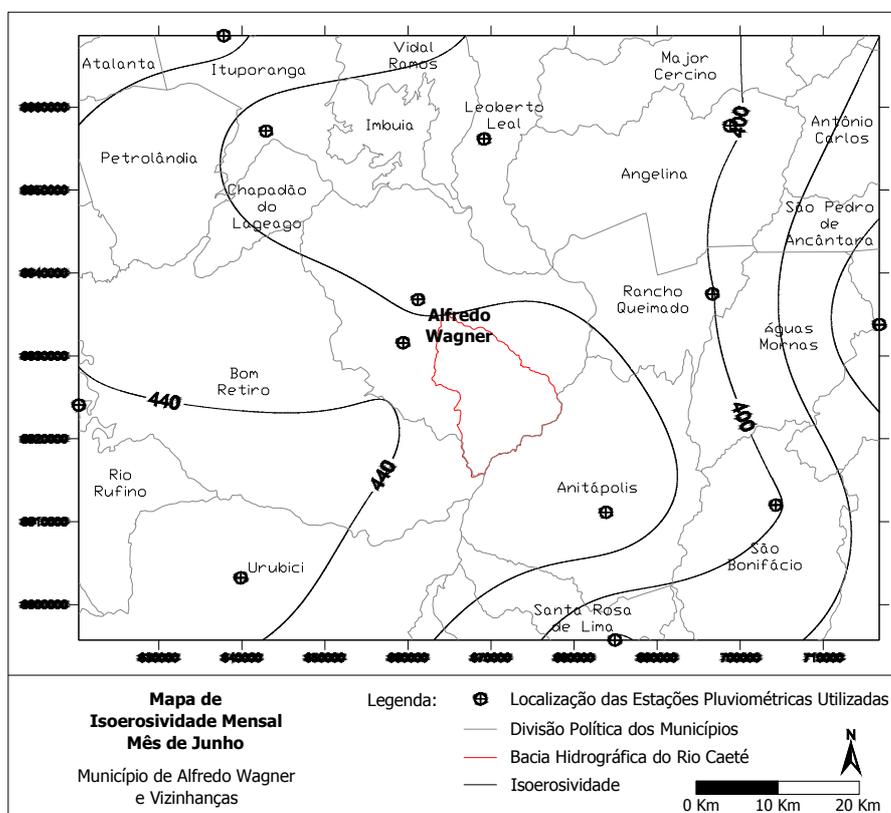


Figura 5.8: Distribuição da erosividade para o mês de junho na bacina do Caeté.

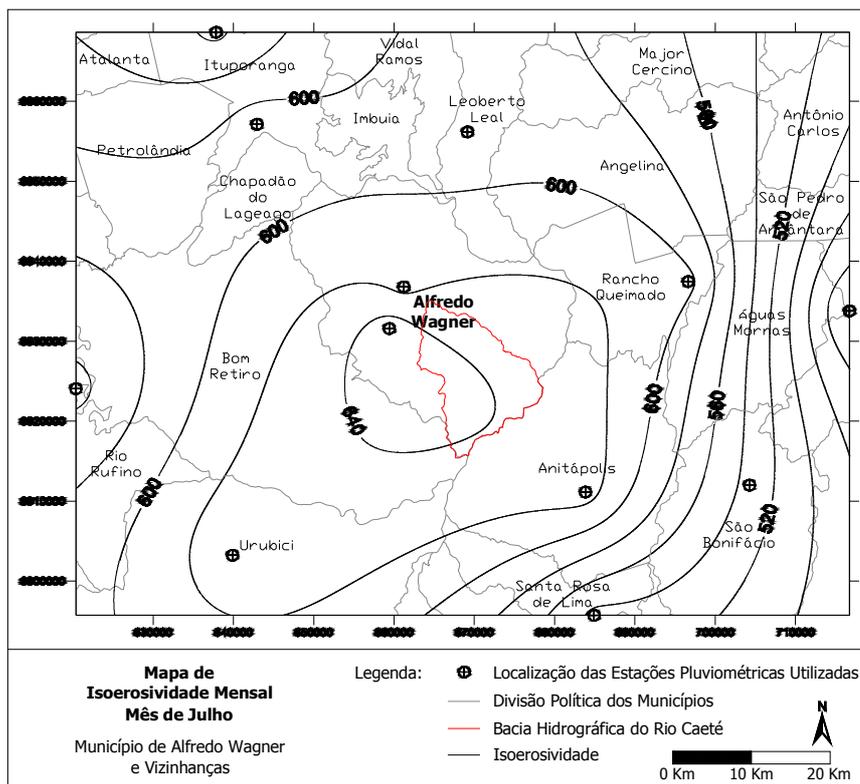


Figura 5.9: Distribuição da erosividade para o mês de julho na bacia do Caeté.

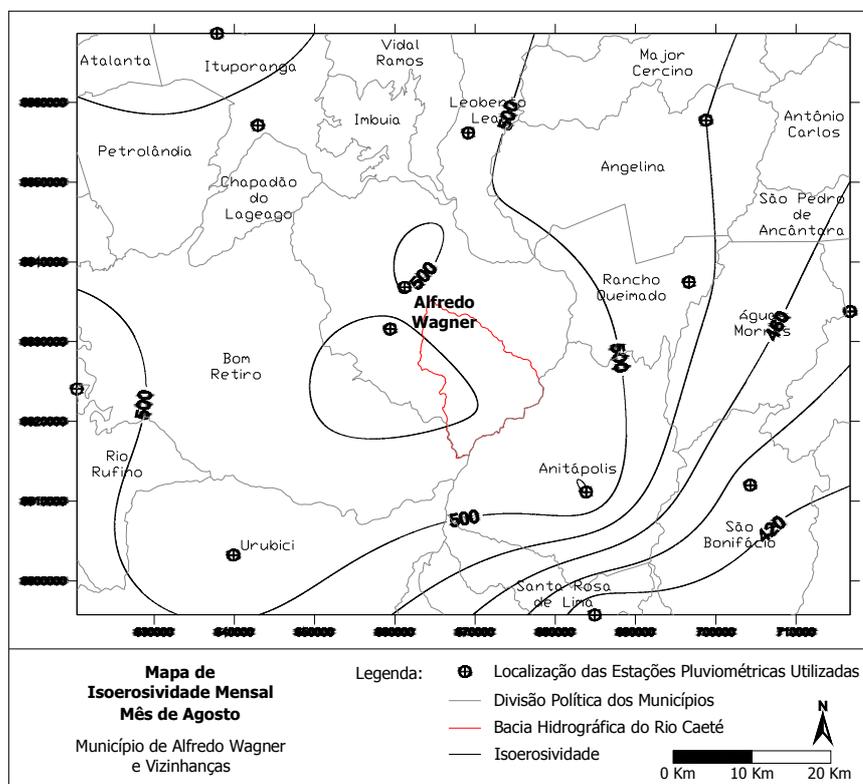


Figura 5.10: Distribuição da erosividade para o mês de agosto na bacia do Caeté.

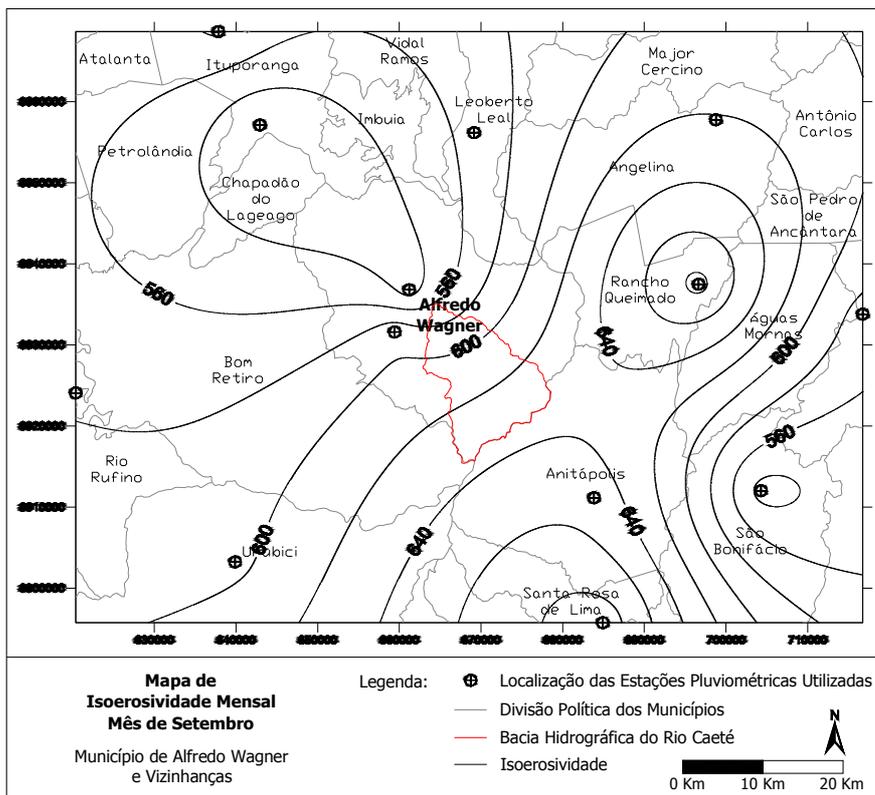


Figura 5.11: Distribuição da erosividade para o mês de setembro na bacia do Caeté.

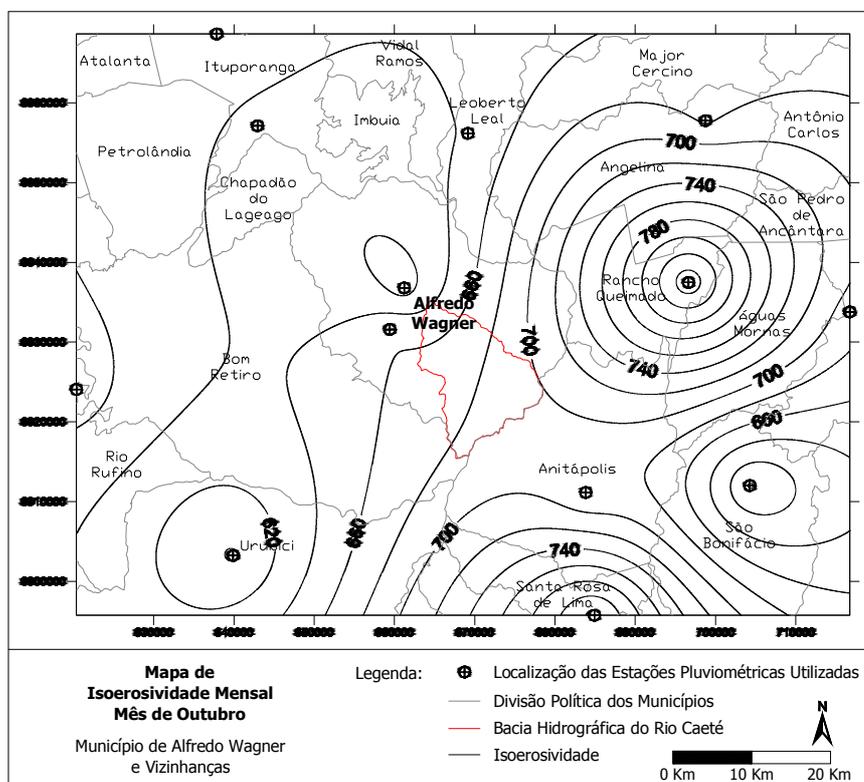


Figura 5.12: Distribuição da erosividade para o mês de outubro na bacia do Caeté.

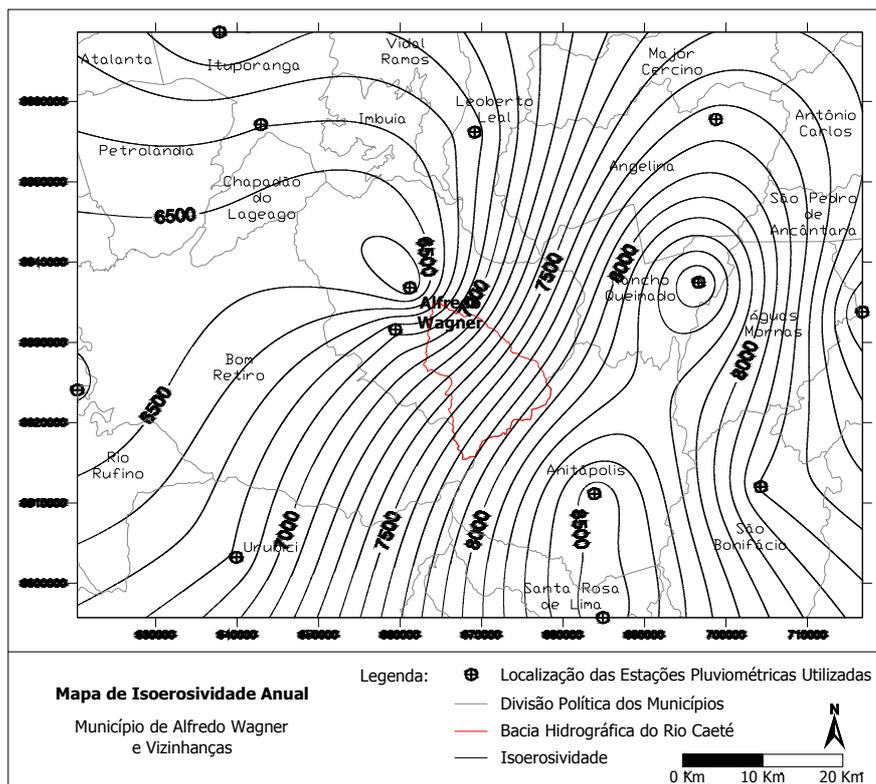


Figura 5.13: Distribuição da erosividade anual na bacia do Caeté.

5.1.2 Erodibilidade do solo - K

Os dados de erodibilidade de chuva foram encontrados a partir de mapas de solos pré-existent em escala 1:100.000 e dos valores de K adquiridos na revisão bibliográfica. Para que seja realizado um estudo mais detalhado, faz-se necessário o levantamento dos solos da bacia onde os dados sobre suas características, necessárias para a resolução da equação 2, permitirá o cálculo do valor de K local.

5.1.3 Fator topográfico - LS

Conforme pode-se observar na figura 4.13, o método utilizado para a determinação do fluxo acumulado que posteriormente gerou o mapa do fator LS foi bastante satisfatório, pois existe semelhança com a hidrografia obtida a partir das cartas topográficas do IBGE utilizadas. Também foram realizadas expedições de campo para confirmar os fluxos extras gerados que não estão visíveis nas cartas do IBGE, confirmando o método. O LS médio da

bacia é 8,37, sendo que 7,92% da região encontra-se em áreas com *LS* muito elevado, conforme observado na tabela 4.5.

5.1.4 Fator Cobertura Vegetal - *C*

Conforme foi observado na Figura 5.5, a bacia do Caeté apresenta ainda hoje uma grande área de vegetação nativa, ou seja, florestas nativas e campos. As áreas de solo exposto correspondem a regiões de exploração de argila ou áreas onde foram realizadas queimadas para posterior substituição da floresta nativa por reflorestamento ou cultivo.

A metodologia proposta por PUNDEK (1994) e BERTONI & LOMBARDI NETO (1999) para a obtenção de *C* se mostrou muito útil, pois permite calcular o valor de *C* para as diferentes etapas de cultivo, possibilitando assim a redução dos erros finais. Seria muito interessante a realização de estudos que permitissem este cálculo de *C* para os demais usos do solo como florestas, reflorestamentos, campos, etc.

Devido a utilização do cultivo de leguminosas para dar cobertura ao solo após a colheita da cebola, pode-se observar que o *C* para alguns meses ficou muito próximo ao *C* obtido na bibliografia para a melhor situação, que é a mata nativa. Isto demonstra a eficiência dos métodos utilizados pelos técnicos da EPAGRI local para controle da erosão.

5.2.5 Fator Manejo do Solo - *P*

Devido esta bacia apresentar grande parte de sua vegetação nativa ainda preservada, e as áreas cultivadas serem de pequena extensão, não são utilizados métodos de manejo do solo.

5.2 POTENCIAL NATURAL DE EROSÃO - *PNE*

Sabe-se que o *PNE* foi calculado levando-se em conta os fatores erosividade da chuva, erodibilidade dos solos e topografia do relevo. O valor médio do *PNE* para a bacia do rio Caeté é 1987,87 ton/ha (Tabela 5.2). Se considerarmos que o solo da bacia possui peso específico médio de 1250 kg/m³, isso resultaria numa perda de solo anual média de 10,30 cm de solo.

Verificando o mapa do PNE (Anexo) podemos observar que as regiões com maior PNE correspondem as regiões com alto *LS*. Isto significa que principal fator condicionante do PNE na bacia do rio Caeté é o fator topográfico.

Os valores do coeficiente de variação mensais e anual disposto na Tabela 5.2 demonstram que os dados apresentaram pouca dispersão.

Tabela 5.2: Valores mensais e anual do Potencial Natural de Erosão – PNE.

Mês	PNE		
	Média (ton/ha.ano)	Desvio Padrão	Coeficiente Variação
1	245,22	227,29	0,93
2	230,28	214,76	0,93
3	154,57	144,45	0,93
4	230,28	214,76	0,93
5	131,18	121,44	0,93
6	115,20	106,25	0,92
7	170,21	156,57	0,92
8	137,42	126,81	0,92
9	163,62	151,51	0,93
10	180,07	165,47	0,92
11	151,37	140,20	0,93
12	198,51	183,23	0,92
Anual	1987,87	1839,00	0,93

5.3 PERDA DE SOLO - A

Na Tabela 5.3 podemos observar a relação entre os usos do solo da bacia do Rio Caeté e sua correspondente perda de solo. Quando observamos a perda de solo média anual na bacia, 77,77 ton/ha.ano e comparamos com o PNE médio anual, 1987,87 ton/ha.ano, podemos concluir que a perda de solo real corresponde a aproximadamente 4% do PNE e, portanto, a cobertura vegetal possui uma função essencial na bacia de estudo.

A área de floresta nativa é responsável por 17,59% da perda de solo total da bacia e corresponde a uma área de 57,67% da total. Com a vegetação de campo ocorre algo parecido, é responsável por 10,41% da perda de solo total e está presente em 22,85% de toda área da bacia. É interessante lembrar que as áreas onde existem florestas nativas são bastante acidentadas, ao contrário dos campos de altitude que se encontram numa região mais plana.

Entre os usos do solo com retorno econômico, o cultivo é responsável por 8,20% da perda de solo total utilizando uma área de 7,04% e o reflorestamento resulta numa perda de solo total de 1,33% do total e uma área de 3,45%.

Podemos observar que 65,13% de toda perda de solo da bacia está relacionada com áreas não vegetadas ou áreas de exploração de areia. Nesta região a perda de solo média é de 541,16 ton/ha.ano, sendo que a perda de solo média da bacia é de 77,77 ton/ha.ano. Este resultado mostra a importância da vegetação para redução do processo erosivo na bacia do Caeté. A partir do momento em que estas áreas passem a ser re-vegetadas de forma adequada haverá uma redução considerável na perda de solo total.

Tabela 5.3: Perda de solo real para os diferentes usos do solo da bacia.

Classes	A real				
	Área (ha)	% Área total	A médio (ton/ha.ano)	A total (ton/ano)	% Perda na bacia
Floresta nativa	9444,04	57,67	23,70	223517,62	17,59
Reflorestamento	564,97	3,45	30,12	16942,50	1,34
Campo	3741,92	22,85	35,47	132324,03	10,41
Cultivo	1152,87	7,04	90,91	104155,59	8,20
Solo nu	1472,20	8,99	541,16	793694,74	62,46
Perda de solo total			77,77	1270634,48	100,00

As tabelas 5.4 e 5.5 relacionam os usos do solo com as suas perdas para os meses de janeiro (mês de perda de solo máxima) e junho (mês de perda de solo mínima). Os valores médios encontrados foram, respectivamente, 10,38 ton/ha.ano e 4,99 ton/ha.ano. Essa diferença se deve, principalmente, aos fatores *R* e *C*.

No mês de janeiro, mês em que temos a máxima erosividade, é fase de término da colheita de cebola e início da semeadura da mucuna-preta. Portanto o solo encontra-se sem proteção da cobertura vegetal devido a pouca quantidade de resíduos deixada pelo cultivo da cebola e, portanto, apresenta uma alta perda de solo, 39,35 ton/ha.mês, o que corresponde a 26,68% do total. Já no mês de junho temos a erosividade mínima e o solo coberto pelos resíduos deixados pela mucuna-preta. A perda de solo média é 6,96 ton/ha.mês ou 9,82% do total.

As áreas contendo solo nu são responsáveis pela maior quantidade de solo perdido na bacia. Nestas áreas, a perda de solo média calculada para janeiro e junho foram, respectivamente, 45,30 ton/ha.ano (39,21% do total) e 20,17 ton/ha.ano (36,32% do total).

A quantidade de solo perdido nas áreas de campo foi responsável por 16,57% da perda de solo em janeiro e por 36,48% da perda de solo no mês de junho. Este valor pode

ser justificado devido a presença constante de precipitação durante o período de inverno na região onde existem campos, ao contrário das outras regiões.

Foi observado uma perda de solo mínima nas áreas de floresta nativa e reflorestamento, apesar de serem áreas com alto PNE. Isto leva-nos a crer que caso esta vegetação seja removida, os danos ambientais para a bacia serão muito graves.

Nos mapas de perda de solos real mensais e anual dispostos em anexo podemos verificar que as regiões com maior susceptibilidade a erosão são aquelas onde ainda se encontra a vegetação nativa.

Tabela 5.4: Perda de solo real do mês de janeiro para os diferentes usos do solo da bacia.

Classes	A real				
	Área (ha)	% Área total	A médio (ton/ha.ano)	A total (ton/ano)	% Perda na bacia
Floresta nativa	9444,04	57,67	2,92	27576,60	16,22
Reflorestamento	564,97	3,45	3,99	2254,23	1,32
Campo	3741,92	22,85	7,53	28176,66	16,57
Cultivo	1152,87	7,04	39,35	45365,43	26,68
Solo nu	1472,20	8,99	45,30	66690,66	39,21
Perda de solo total			10,38	170063,58	100,00

Tabela 5.5: Perda de solo real do mês de junho para os diferentes usos do solo da bacia.

Classes	A real				
	Área (ha)	% Área total	A médio (ton/ha.ano)	A total (ton/ano)	% Perda na bacia
Floresta nativa	9444,04	57,67	1,37	12938,33	15,83
Reflorestamento	564,97	3,45	2,25	1271,18	1,55
Campo	3741,92	22,85	7,97	29823,10	36,48
Cultivo	1152,87	7,04	6,96	8023,98	9,82
Solo nu	1472,20	8,99	20,17	29694,28	36,32
Perda de solo total			4,99	81750,87	100,00

As regiões de campo estão sendo substituídas por reflorestamento de pinus. Do ponto de vista da erosão, as taxas de perda de solos média para o reflorestamento é bem inferior ao campo sendo, portanto, indicada para a região.

No presente trabalho foram realizadas simulações para verificar a perda de solo na bacia através: (1) da prática de plantio em contorno; e (2) da recuperação e manutenção das APP's da bacia. Os resultados podem ser observados na Tabela 5.6.

Podemos verificar que a perda de solo real média é de 77,77 ton/ha.ano, ao passo que para o plantio em contorno é de 65,36 ton/ha.ano e para a recuperação e manutenção das APP's é 41,32 ton/ha.ano. Para a primeira simulação tem-se uma melhoria de aproximadamente 16% da perda de solo total da bacia.

Tabela 5.6: Valores mensais e anual das Perdas de Solos – A: real, simulação do plantio em contorno e simulação de recuperação e manutenção das APP's.

Mês	A_real			A_contorno			A_app's		
	Média (ton/ha)	Desvio Padrão	Coefficiente Variação	Média (ton/ha)	Desvio Padrão	Coefficiente Variação	Média (ton/ha)	Desvio Padrão	Coefficiente Variação
1	10,38	22,42	2,16	7,44	13,08	1,76	5,11	7,60	1,49
2	9,07	18,20	2,01	6,69	11,42	1,71	4,82	7,20	1,49
3	4,18	7,50	1,79	3,64	6,61	1,81	3,24	4,85	1,50
4	3,01	5,36	1,78	2,61	4,73	1,81	2,29	3,42	1,49
5	6,70	17,42	2,60	4,49	8,85	1,97	2,72	4,07	1,49
6	4,99	8,88	1,78	3,34	5,67	1,70	2,38	3,53	1,48
7	9,36	25,86	2,76	6,12	12,71	2,07	3,51	5,20	1,48
8	5,22	10,02	1,92	3,92	6,62	1,69	2,84	4,21	1,48
9	6,44	12,86	2,00	4,75	8,10	1,71	3,39	5,05	1,49
10	6,66	12,44	1,87	5,05	8,47	1,68	3,72	5,50	1,48
11	5,39	9,75	1,81	4,14	6,93	1,67	3,05	4,69	1,54
12	6,84	12,01	1,76	5,33	8,88	1,67	3,15	4,69	1,49
Anual	77,77	154,31	1,98	65,36	97,89	1,50	41,32	61,43	1,49

Para a simulação de recuperação e manutenção das APP's obtivemos uma melhoria de aproximadamente 47% na perda de solo da bacia. Esta grande redução da perda de solo ocorre porque a bacia do rio Caeté apresenta uma densa rede de drenagem além das altas declividades existentes na região.

Para verificar a variabilidade espacial e temporal das perdas de solos na bacia do rio Caeté foram gerados mapas das perdas de solo real e simuladas para plantio em contorno e manutenção e recuperação das APP's, que estão dispostos nos Anexos.

5.4 VERIFICAÇÃO DO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Uma das preocupações existentes na região é a elevação do custo de produção devido à utilização de grande quantidade de corretivos e fertilizantes para aumentar a produtividade do solo. Estes insumos são carregados juntamente com o solo erodido, causando em grandes prejuízos para o produtor rural. SEIBT (2002) relata sobre a redução da fertilidade do solo cultivável da bacia devido à perda de solo por erosão superficial resultante de práticas agrícolas inadequadas. Para verificar o fato foram realizadas amostragens nas áreas vegetadas da bacia, conforme observamos na Tabela 5.7.

Tabela 5.7: Análises do teor de matéria orgânica.

Uso do solo analisado	% de Matéria orgânica
Floresta nativa	2,49
Reflorestamento	3,06
Cultivo	2,43
Campo	3,18

A comparação das análises de MO mostrou que a região possui naturalmente baixo teor de MO no solo, não podendo ser atribuído a perda da solo por erosão hídrica. Observa-se que tanto para floresta nativa quanto para o cultivo os valores de matéria orgânica são parecidos, apesar da perda de solo nas áreas de cultivo serem bem superiores. Para se chegar a uma conclusão sobre este assunto será necessária a realização de outras análises levando em conta também as áreas de solo nu.

5.5 ANÁLISE EMERGÉTICA

A análise emergética foi realizada a fim de verificar a sustentabilidade dos usos agro-florestais da bacia do Caeté. Esta análise permite comparar o quanto o sistema cebolicultura é mais sustentável, ou não, que o reflorestamento.

As planilhas foram preenchidas baseadas nos livros ODUM (1996) e ODUM (1993), no curso de valoração ecológica-econômica ministrado pelo professor Dr. Antônio Libório Phillomena e nas valiosas dicas do professor Dr. Enrique Ortega.

A metodologia vem sendo amplamente utilizada na avaliação de danos ambientais, projetos de engenharia, projetos econômicos, enfim, como ferramenta para avaliar sistemas sem a interferência do imperativo humano.

A partir da elaboração dos sistemas iniciais mostrados anteriormente nas Figuras 4.20 e 4.21, houve a necessidade de realizar uma modificação no sistema porque as propriedades pesquisadas não apresentaram o item “serviço administrativo”. Alerta-se que este procedimento é considerado normal, pois se trata de um sistema dinâmico onde se deve permanecer atento as possíveis mudanças.

Toda energia pode ser classificada de acordo com sua qualidade. Quanto maior a qualidade da energia, mais nos aproximamos do sistema natural. Ou seja, a energia de maior qualidade que existe é a energia solar, sendo todas as outras formas de energia

hierarquizada a partir delas. Quanto maior a qualidade da energia, menor a transformidade e a complexidade e maior a eficiência.

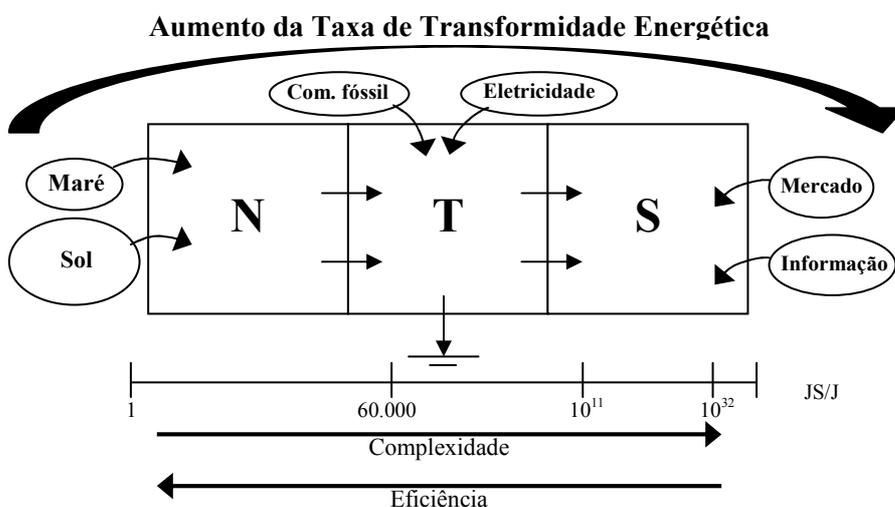


Figura 5.14: Hierarquização da transformidade energética dos sistemas naturais – N, tecnológico – T e Sociedade - S.

Todas as entradas dos sistemas analisados foram hierarquizadas de acordo a qualidade da sua energia.

A Tabela 5.8 apresenta a descrição inicial do sistema cebola e a Tabela 5.9 apresenta a planilha de cálculo da depreciação de bens da propriedade analisada. Estes dados serão utilizados na Tabela 5.10 que apresenta a o cálculo emergético da cebola. Para o sistema reflorestamento foram elaboradas as Tabelas 5.11, 5.12 e 5.13.

Comparando as Tabelas 5.10 e 5.13 podemos observar que a cebolicultura exige o dobro da quantidade de eMergia de recursos não-renováveis do que o reflorestamento de pinus. Este índice está vinculado a perda de solo que, na cebolicultura é muito superior ao reflorestamento. Esta perda de solo também está relacionada ao uso de insumos agrícolas que são carreados juntamente com o solo, havendo a necessidade constante de reposição para manter a produtividade. Estes insumos são produtos de alta energia de baixa qualidade e estão representado na tabela pela “contribuição da economia – M”.

A transformidade mede a quantidade de energia necessária para produzir um bem ou serviço de forma eficiente. O valor de transformidade encontrado para a cebolicultura foi $1,11E+11\text{sej/J}$, que é muito superior ao valor encontrado para o reflorestamento, $3,23E+7\text{sej/J}$, o que indica um sistema ineficiente. Estes valores são resultado da alta dependência que cebolicultura exige dos recursos da natureza (I) e financeiros (F).

Tanto na cebolicultura quanto no reflorestamento, trabalha-se com produtos de baixo valor agregado e, portanto, não apresentam um EYR muito elevado. O EYR equivalente a 1 significa que os processos de produção da cebola e reflorestamento possuem uma demanda equivalente de produtos da economia e da natureza.

Tabela 5.8: Descrição inicial do sistema da cebola.

Proprietário: Sr. Nilton Rodolfo da Silva								
Área total 17 ha. - Área de cultivo: 2 ha.								
Nota	Produto	Produtividade [kg/ha.ano]	Área Plantada [ha]	Produção [kg/ano]	Valor Calórico do Produto [Kcal/kg]	Energia do Produto [J/ha.ano]	Preço de Venda [R\$/kg]	Dinheiro Recebido pelas Vendas [R\$/ha.ano]
1	Cebola	12500	2	25000	420	2.20E+10	0.40	588.24
Soma: 2.20E+10								
<p>o valor calórico do item 1, foi extraído da Tabela Brasileira de Composição de Alimentos: http://143.107.7.148/tabela/tbcadadoin.php?tbcadado=tbcacoceda</p>								

Tabela 5.9: Cálculo da depreciação de bens da propriedade do sistema cebola.

Depreciação das Instalações			
Item	Conversão	Valor	Unidade
Estufa, paiol, galpão	$(500m^2/2ha) * (50R\$/m^2) * (1/3U\$/R\$/8anos =$	520.83	U\$/ha.ano
Casa (1)	$(120m^2/2ha) * (400R\$/m^2) * (1/3U\$/R\$/10anos =$	800.00	U\$/ha.ano
Tobata	$(20000R\$/2ha) * (1/3U\$/R\$/15anos =$	333.33	U\$/ha.ano
Implementos	$(10000R\$/2ha) * (1/3U\$/R\$/3anos =$	555.56	U\$/ha.ano
Carro	$(10000R\$/2ha) * (1/3U\$/R\$/15anos =$	500.00	U\$/ha.ano
Bombas d'água	$(3000R\$/2ha) * (1/3U\$/R\$/3anos =$	166.67	U\$/ha.ano
TOTAL =			2876.39 U\$/ha.ano

Tabela 5.10: Planilha de cálculo emergético da cebola.

1	2	3	4	5	6	7	8
Nota	Contribuição	Valor	Unidade	Conversão	Conversão	Valor Numérico	Unidade
Recursos Naturais Renováveis (R):							
1	chuva	1.66	m ³ /m ² .ano	(1000kg/m ³)*(5000J/kg)*(10 ⁴ m ² /ha)=	5.00E+10	8.30E+10	J/ha.ano
Recursos Naturais Não Renováveis (N):							
2	erosão do solo agrícola	90910	kg/ha.ano	(0,024kg matéria orgânica/kg solo)*(5400 kcal/kg)*(4186J/kcal)=	5.43E+05	4.93E+10	J/ha.ano
Contribuição da Economia (M):							
3	depreciação das instalações	2876.39	U\$/ha.ano	(1/2ha)*(0,75kg/l)*(10000kcal/kg)*(4187J/kcal)=	1.00E+00	6.34E+02	U\$/ha.ano
4	combustível	840	litros/ano		1.57E+07	1.32E+10	J/ha.ano
5	eletricidade	236	kWh/ano	(1/2 ha)*(1000W/kW)*(3600s/1h)=	1.80E+06	4.25E+08	J/ha.ano
6	materiais para manutenção	550	R\$/ano	(1/2ha)*(US\$3,00R\$)=	1.67E-01	9.17E+01	U\$/ha.ano
7	sementes fiscalizadas	2	kg/ha.ano	(2470kcal/kg)*(4186J/kcal)=	1.03E+07	2.07E+07	J/ha.ano
8	fungicidas e inseticida	11.3	kg/ano	(3470kcal/kg)*(4186 J/kcal)=	1.45E+07	1.64E+08	kg/ha.ano
9	herbicidas	18	litros/ano	(0,75kg/litro)	7.50E-01	1.35E+01	kg/ha.ano
10	calcário	4	kg/ano		1.00E+00	4.00E+00	kg/ha.ano
11	fertilizantes	1050	kg/ha.ano		1.00E+00	1.05E+03	kg/ha.ano
Contribuição da Economia (S):							
12	mão de obra	4	pessoas	(1/2ha)*(146kcal/pessoa.hora)*(8hora/d)*(365d/ano)*4186J/kcal=	8.92E+08	3.57E+09	J/ha.ano
13	impostos	100	R\$/ano	(1/2ha)*(US\$3,00R\$)=	1.67E-01	1.67E+01	U\$/ha.ano
14	telefone	395	R\$/ano	(1/2ha)*(US\$3,00R\$)=	1.67E-01	6.58E+01	U\$/ha.ano
Cálculo dos custos (convencional) de produção							
	depreciação das instalações	2876.39	U\$/ha.ano	(1/2ha)*(3,00R\$/1U\$)=	1.50E+00	2.54E+02	R\$/ha.ano
	combustível	840	litros/ano	(2,20R\$/1 litro)=	2.20E+00	1.09E+02	R\$/ha.ano
	eletricidade	236	kWh/ano	(0,35R\$/1kWh)=	3.50E-01	4.86E+00	R\$/ha.ano
	materiais para manutenção	550	R\$/ano			2.75E+02	R\$/ha.ano
	impostos	100	R\$/ano			5.00E+01	R\$/ha.ano
	telefone	395	R\$/ano			1.98E+02	R\$/ha.ano
Total dos Custos de Produção:						8.90E+02	R\$/ha.ano

Item 1 - ALVES (2004)

Item 2 - Simulação

Item 3 - Tabela 5.8

Item 4 ao 14 - Dados obtidos em entrevista com o proprietário e levantamentos no local.

Tabela 5.10: Planilha de cálculo emergético da cebola. Continuação.

1	2	7	8	9	10
Nota	Contribuição	Valor Numérico	Unidades	Transformidade [sej/kg] ou [sej/J] ou [sej/U\$]	Fluxo de Energia [sej/ha.ano]
Recursos Naturais Renováveis (R):					
1	chuva	8.30E+10	J/ha.ano	1.82E+04	1.51E+15
Recursos Naturais Não Renováveis (N):					
2	erosão do solo agrícola	4.93E+10	J/ha.ano	7.38E+04	3.64E+15
Contribuição da Economia (M):					
3	depreciação das instalações	6.34E+02	U\$/ha.ano	3.40E+12	2.16E+15
4	combustível	1.32E+10	J/ha.ano	6.60E+04	8.70E+14
5	eletricidade	4.25E+08	J/ha.ano	4.00E+05	1.70E+14
6	materiais para manutenção	9.17E+01	U\$/ha.ano	3.40E+12	3.12E+14
7	sementes fiscalizadas	2.07E+07	J/ha.ano	6.60E+04	1.36E+12
8	fungicidas e inseticida	1.64E+08	kg/ha.ano	1.48E+13	2.43E+21
9	herbicidas	1.35E+01	kg/ha.ano	1.48E+13	2.00E+14
10	calcário	4.00E+00	kg/ha.ano	1.00E+12	4.00E+12
11	fertilizante	1.05E+03	kg/ha.ano	3.90E+12	4.10E+15
Contribuição da Economia (S):					
12	mão de obra familiar	3.57E+09	J/ha.ano	4.00E+05	1.43E+15
13	impostos	1.67E+01	U\$/ha.ano	3.40E+12	5.67E+13
14	telefone	6.58E+01	U\$/ha.ano	3.40E+12	2.24E+14
					Fluxo de Energia Total [sej/ha.ano]: 1.04E+16
15	Energia Total dos Produtos	2.20E+10	J/ha.ano		
16	Receitas	588.24	R\$/ha.ano		
17	Total dos Custos Econômicos	889.86	R\$/ha.ano		
Fluxos de Energia Agregados:					
	Recursos Renováveis:	R=	1.51E+15	sej/ha.ano	
	Recursos Não Renováveis:	N=	3.64E+15	sej/ha.ano	
	Contribuição da Natureza:	I=R+N=	5.15E+15	sej/ha.ano	
	Materiais:	M=	2.43E+21	sej/ha.ano	
	Serviços:	S=	1.71E+15	sej/ha.ano	
	Contribuição da Economia:	F=M+S=	2.43E+21	sej/ha.ano	
	Energia Total:	Y=I+F=	2.43E+21	sej/ha.ano	
Índices Emergéticos:					
	Tr Transformidade (média)	Y/energia dos produtos		1.11E+11	sej/J
	EYR Taxa de Rendimento	Y/F		1.00E+00	adimensional
	EIR Taxa de Investimento	F/I		4.72E+05	adimensional
	%R Renovabilidade	100(R/Y)		6.22E-05	%
	EER Taxa de Intercâmbio (média)	Y/receitas*3,7E+12		3.35E+06	adimensional
Considerando que U\$1,00 =					3.00

Tabela 5.11: Descrição inicial do sistema do reflorestamento.

Proprietário: Madeireira Cassol								
Área total ha. - Área de cultivo: 90 ha.								
Nota	Produto	Produtividade [kg/ha.ano]	Área Plantada [ha]	Produção [kg/ano]	Valor Calórico do Produto [kcal/kg]	Energia do Produto [J/ha.ano]	Preço de Venda [R\$/kg]	Dinheiro Recebido pelas Vendas [R\$/ha.ano]
1	Madeira	120000	90	10800000	5000	1.33E+13	0.15	9.53E+04
Soma:						1.33E+13		9.53E+04

o valor calórico do item 1, foi obtido em SILVA (2005): <http://143.107.7.148/tabela/tbcadadoin.php?tbcadado=tbcacoceda>

Tabela 5.12: Cálculo da depreciação de bens da fazenda de reflorestamento.

Item	Conversão	Valor	Unidade
Galpões	$(20000m^2/90ha) * (50R\$/m^2) * (1/3U\$/R\$/15anos=$	246.91	U\$/ha.ano
Casas (7)	$7 * (80m^2/90ha) * (400R\$/m^2) * (1/3U\$/R\$/15anos=$	55.31	U\$/ha.ano
Maquinário	$(200000R\$/90ha) * (1/3U\$/R\$/10anos=$	74.07	U\$/ha.ano
Implementos	$(10000R\$/90ha) * (1/3U\$/R\$/5anos=$	7.41	U\$/ha.ano
Carro	$(30000R\$/90ha) * (1/3U\$/R\$/5anos=$	22.22	U\$/ha.ano
Bombas d'água	$(5000R\$/90ha) * (1/3U\$/R\$/1anos=$	18.52	U\$/ha.ano
		TOTAL = 424.44	U\$/ha.ano

Tabela 5.13: Planilha de cálculo emergético do reflorestamento.

1	2	3	4	5	6	7	8
Nota	Contribuição	Valor	Unidade	Conversão	Conversão	Valor Numérico	Unidade
Recursos Naturais Renováveis (R):							
1	chuva	1.66	m³/m².ano	$(1000\text{kg}/\text{m}^3) \times (5000\text{J}/\text{kg}) \times (10^4 \text{m}^2/\text{ha}) =$	5.00E+10	8.30E+10	J/ha.ano
Recursos Naturais Não Renováveis (N):							
2	erosão do solo agrícola	30120	kg/ha.ano	$(0,030\text{kg matéria orgânica}/\text{kg solo}) \times (5400 \text{kcal}/\text{kg}) \times (4186\text{J}/\text{kcal}) =$	6.78E+05	2.04E+10	J/ha.ano
Contribuição da Economia (M):							
3	depreciação das instalações	424.4	U\$/ha.ano	$(1/90\text{ha}) \times (0,75\text{kg}/\text{l}) \times (10000\text{kcal}/\text{kg}) \times (4187\text{J}/\text{kcal}) =$	1.00E+00	6.34E+02	U\$/ha.ano
4	combustível	6600	litros/ano		3.49E+05	2.30E+09	J/ha.ano
5	eletricidade	2100	kWh/ano	$(1/90 \text{ha}) \times (1000\text{W}/\text{kW}) \times (3600\text{s}/1\text{h}) =$	4.00E+04	8.40E+07	J/ha.ano
6	materiais para manutenção	6200	R\$/ano	$(1/90\text{ha}) \times (\text{US}\$/3,00\text{R}\$) =$	3.70E-03	2.30E+01	U\$/ha.ano
7	mudas	2000	un/ha.ano	$(\text{US}\$/3,00\text{R}\$) =$	3.33E-01	6.67E+02	U\$/ha.ano
8	fungicidas e inseticida	2	kg/ano	$(3470\text{kcal}/\text{kg}) \times (4186 \text{J}/\text{kcal}) =$	1.45E+07	2.91E+07	kg/ha.ano
9	herbicidas	0	litros/ano	$(0,75\text{kg}/\text{litro})$	7.50E-01	0.00E+00	kg/ha.ano
10	calcário	0	kg/ano		1.00E+00	0.00E+00	kg/ha.ano
11	fertilizantes	0	kg/ha.ano		1.00E+00	0.00E+00	kg/ha.ano
Contribuição da Economia (S):							
12	mão de obra	30	pessoas	$(1/90\text{ha}) \times (146\text{kcal}/\text{pessoa.hora}) \times (8\text{hora}/\text{d}) \times (36 \text{5d}/\text{ano}) \times 4186\text{J}/\text{kcal} =$	1.98E+07	5.95E+08	J/ha.ano
13	impostos	30000	R\$/ano	$(1/90\text{ha}) \times (\text{US}\$/3,00\text{R}\$) =$	3.70E-03	1.11E+02	U\$/ha.ano
14	telefone	1025	R\$/ano	$(1/90\text{ha}) \times (\text{US}\$/3,00\text{R}\$) =$	3.70E-03	3.80E+00	U\$/ha.ano
Cálculo dos custos (convencional) de produção							
	depreciação das instalações	338.4	U\$/ha.ano	$(1/2\text{ha}) \times (3,00\text{R}\$/1\text{U}\$) =$	1.50E+00	5.64E+00	R\$/ha.ano
	combustível	6600	litros/ano	$(2,20\text{R}\$/1 \text{ litro}) =$	2.20E+00	1.61E+02	R\$/ha.ano
	eletricidade	2100	kWh/ano	$(0,35\text{R}\$/1\text{kWh}) =$	3.50E-01	8.17E+00	R\$/ha.ano
	materiais para manutenção	6200	R\$/ano			6.89E+01	R\$/ha.ano
	impostos	30000	R\$/ano			3.33E+02	R\$/ha.ano
	telefone	1025	R\$/ano			1.14E+01	R\$/ha.ano
Total dos Custos de Produção:						5.89E+02	R\$/ha.ano
Item 1 - ALVES (2004)							
Item 2 - Simulação							
Item 3 - Tabela 5.13							
Item 4 a 14 - Dados obtidos da entrevista com o responsável e levantamentos no local.							

Tabela 5.13: Planilha de cálculo emergético do reflorestamento. Continuação.

1	2	7	8	9	10
Nota	Contribuição	Valor Numérico	Unidades	Transformidade [sej/kg] ou [sej/J] ou [sej/U\$]	Fluxo de Energia [sej/ha.ano]
Recursos Naturais Renováveis (R):					
1	chuva	8.30E+10	J/ha.ano	1.82E+04	1.51E+15
Recursos Naturais Não Renováveis (N):					
2	erosão do solo agrícola	2.04E+10	J/ha.ano	7.38E+04	1.51E+15
Contribuição da Economia (M):					
3	depreciação das instalações	6.34E+02	U\$/ha.ano	3.40E+12	2.16E+15
4	combustível	2.30E+09	J/ha.ano	6.60E+04	1.52E+14
5	eletricidade	8.40E+07	J/ha.ano	4.00E+05	3.36E+13
6	materiais para manutenção	2.30E+01	U\$/ha.ano	3.40E+12	7.81E+13
7	mudas	6.67E+02	J/ha.ano	6.60E+04	4.40E+07
8	fungicidas e inseticida	2.91E+07	kg/ha.ano	1.48E+13	4.30E+20
9	herbicidas	0.00E+00	kg/ha.ano	1.48E+13	0.00E+00
10	calcário	0.00E+00	kg/ha.ano	1.00E+12	0.00E+00
11	fertilizante	0.00E+00	kg/ha.ano	3.90E+12	0.00E+00
Contribuição da Economia (S):					
12	mão de obra familiar	5.95E+08	J/ha.ano	4.00E+05	2.38E+14
13	impostos	1.11E+02	U\$/ha.ano	3.40E+12	3.78E+14
14	telefone	3.80E+00	U\$/ha.ano	3.40E+12	1.29E+13
Fluxo de Energia Total [sej/ha.ano]:					6.07E+15
15	Energia Total dos Produtos	1.33E+13	J/ha.ano		
16	Receitas	9.53E+04	R\$/ha.ano		
17	Total dos Custos Econômicos	5.89E+02	R\$/ha.ano		
Fluxos de Energia Agregados:					
	Recursos Renováveis:	R=	1.51E+15	sej/ha.ano	
	Recursos Não Renováveis:	N=	1.51E+15	sej/ha.ano	
	Contribuição da Natureza:	I=R+N=	3.02E+15	sej/ha.ano	
	Materiais:	M=	4.30E+20	sej/ha.ano	
	Serviços:	S=	6.29E+14	sej/ha.ano	
	Contribuição da Economia:	F=M+S=	4.30E+20	sej/ha.ano	
	Energia Total:	Y=I+F=	4.30E+20	sej/ha.ano	
Índices Emergéticos:					
	Tr Transformidade (média)	Y/energia dos produtos	3.23E+07	sej/J	
	EYR Taxa de Rendimento	Y/F	1.00E+00	adimensional	
	EIR Taxa de Investimento	F/I	1.42E+05	adimensional	
	%R Renovabilidade	100(R/Y)	3.51E-04	%	
	EER Taxa de Intercâmbio (média)	Y/receitas*3,7E+12	3.66E+03	adimensional	
Considerando que U\$1,00 =					3.00

O EIR é o índice que analisa a contribuição dos recursos naturais em relação aos recursos financeiros utilizados. Nos sistemas analisados encontraram-se valores de EIR muito maior do que 1 (um), o que significa que a cebolicultura e o reflorestamento utilizam muitos produtos de baixa qualidade energética, como os insumos agrícolas e combustível fóssil, reduzindo o rendimento emergético.

Para um sistema ser sustentável, ele precisa ter uma % de renovabilidade próxima a 1 (um). Neste caso os valores foram bem abaixo disso, comprovando a insustentabilidade dos sistemas analisados.

O último índice analisado foi o EER, ou taxa de intercâmbio. Indica se o produto está realmente sendo pago com a transação financeira, ou se o valor recebido é inferior ao custo emergético do produto. Nos casos analisados têm-se produtos subfaturados, pois as taxas de intercâmbio foram 3,35E+06 para a cebola e 3,66E+03 para o reflorestamento.

Todos estes índices nos levam a concluir que a cebolicultura e o reflorestamento, da forma com que são realizados hoje, não são sustentáveis. Quando comparamos os dois processos, o reflorestamento se apresenta melhor do que a cebolicultura. Em ambos os sistemas, se trocarmos o tipo de combustível utilizado e reduzirmos a perda de solo através de práticas de manejo do solo, haverá uma grande melhoria nestes índices.

As Figuras 5.15 e 5.16 apresentam os diagramas emergéticos finais e as Figuras 5.17 e 5.18 o diagrama reduzido.

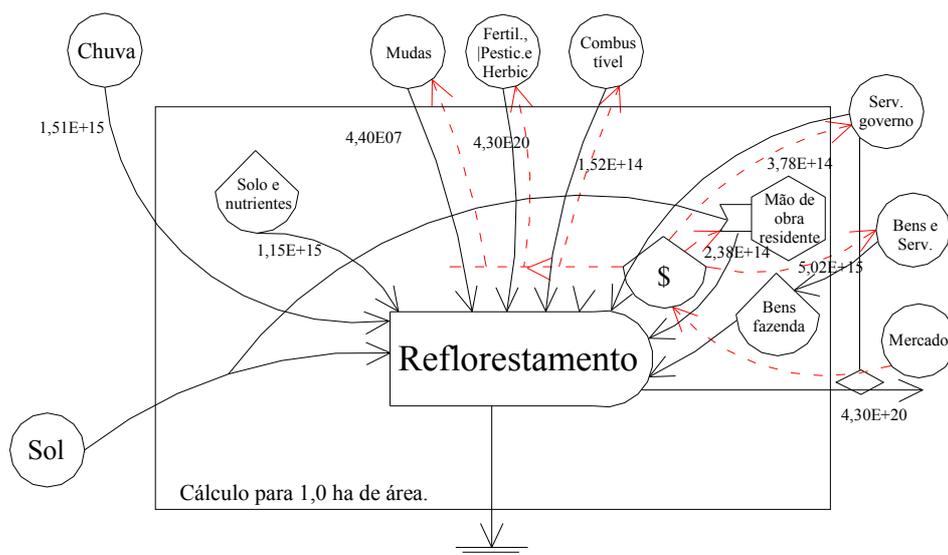


Figura 5.15: Diagrama emergético do reflorestamento.

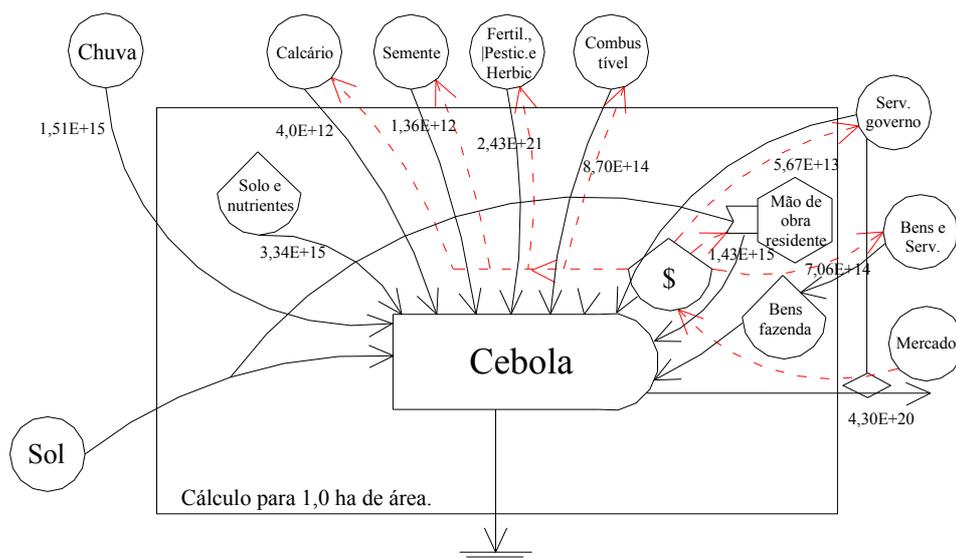


Figura 5.16: Diagrama emergético da cebola.

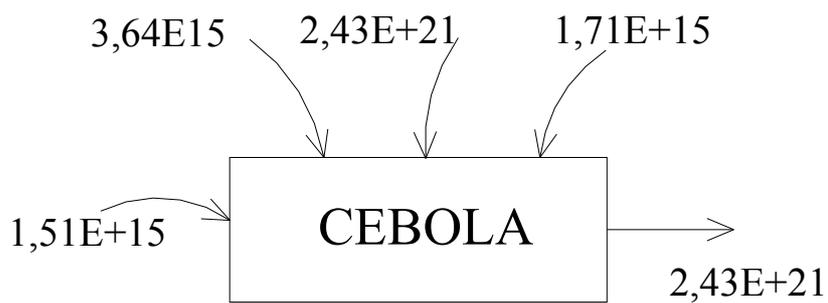


Figura 5.17: Diagrama reduzido da cebola.

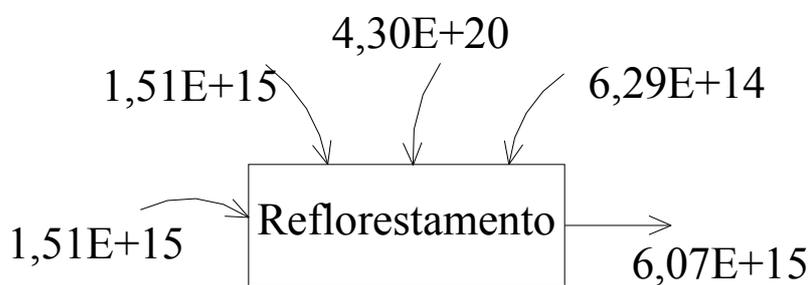


Figura 5.18: Diagrama reduzido do reflorestamento.

7. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Com a finalidade de estruturar um processo de planejamento participativo no município de Alfredo Wagner - SC, foi iniciado o projeto “Planejamento participativo de recursos hídricos na região de nascentes do rio Itajaí do Sul” no mês de dezembro de 2002. O presente trabalho faz parte deste projeto, tratando o aspecto de perda de solo.

Como estudo piloto, escolheu-se a bacia hidrográfica do Rio Caeté que está localizada inteiramente neste município. Ocupando nascentes do Rio Itajaí do Sul, esta bacia possui área total de 163,76 km² e é responsável pelo abastecimento de água no município.

Para estimar perda de solo mensal e anual, aplicou-se a RUSLE. Os valores mensais e espaciais de *R* foram determinados com os dados de chuva obtidos nas 13 estações meteorológicas por 20 anos na região. Pelo levantamento, encontrou-se apenas dois tipos de solo na bacia. Em relação a *C*, o presente trabalho classificou 5 tipos de uso do solo na bacia, isto é, solo nu, campo, agricultura (cebola), reflorestamento de pinus, e floresta nativa, sendo que ainda hoje predominam na bacia as áreas de vegetação nativa, ou seja, campo e floresta nativa.

Após de estimar perda de solo espacialmente e mensalmente, os usos econômicos do solo - sistemas de produção de cebola e de reflorestamento, foram analisados pelo método emergético.

Obtendo resultados, pode-se concluir a seguir:

1. A bacia de estudo é fortemente influenciada pelos fatores topográfico e erosividade da chuva.
2. O valor da erosividade média encontrado foi de 7523,90 MJ.mm/ha.h.ano. No mês de janeiro se tem a maior erosividade média, 930,65 MJ.mm/ha.h.mês e no mês de abril a menor erosividade média 415,89 MJ.mm/ha.h.mês.
3. O PNE médio da bacia do Caeté é 1987,87 ton/ha.ano. Este valor é amenizado pelo fator *C*. A bacia do Caeté possui cerca de 80,52% de sua área total composta por vegetação nativa: florestas e campos. Sendo assim tem-se uma perda de solo real média de 77,77 ton/ha.ano. A perda de solo real corresponde a 4% do PNE.
4. O grande responsável pela perda de solos na bacia do Rio Caeté são as áreas de solo nu que correspondem a 8,99% da área total e são responsáveis por 62,46% da perda de solo.

5. Dentre os usos do solo com retorno econômico, as áreas de cultivo apresentaram uma perda de solo de 90,91 ton/ha.ano e o reflorestamento 30,12 ton/ha.ano, respectivamente, 7,04% e 3,45% da área total e 8,20% e 1,34% da perda de solo total.
6. As áreas contendo floresta nativa apresentaram melhor resultado quanto a perda de solo: 23,70 ton/ha.ano, que corresponde a 17,59% da perda de solo da bacia e 57,67% da área total.
7. A maior perda de solo média ocorre no mês de janeiro (10,38 ton/ha.mês), e a perda de solo média das áreas de cultivo é de 39,35 ton/ha.mês, devido a desproteção do solo causada pela colheita da cebola e a semeadura da mucuna-preta..
8. A menor perda de solo média ocorre no mês de junho (4,99 ton/ha.mês), e a perda de solo nas áreas de cultivo é 6,96 ton/ha.mês, época em que o solo encontra-se coberto pelos resíduos da mucuna-preta.
9. Caso fosse utilizada a prática de cultivo em contorno nas áreas de cultivo de cebola, a perda de solo média seria de 65,36 ton/ha.ano, reduzindo em 16% a perda de solo.
10. Caso fosse realizada a recuperação e manutenção das APP's da bacia, a perda de solo média seria 41,32 ton/ha.ano, reduzindo em 47% a perda de solo.
11. A comparação das análises de matéria orgânica nos usos do solo vegetadas da bacia mostrou que a região possui naturalmente baixo teor de matéria orgânica no solo, não podendo ser atribuído a perda de solo por erosão hídrica.
12. Na simulação emergética observou-se que a cebola e o reflorestamento possuem grande dependência de contribuições da economia, o que torna os sistemas de difícil sustentabilidade.
13. A mudança da forma de cultivo da cebola, ou seja, realizando o plantio em contorno ou substituindo a agricultura química pela orgânica, por exemplo, poderiam ser alternativas sustentáveis para a região.
14. A substituição do petróleo por gás natural como combustível também seria uma boa alternativa.
15. O valor emergético da cebola é 1,04E+16 sej/ha.ano e o reflorestamento 6,07E+15 sej/ha.ano. Portanto, entre os dois sistemas, o reflorestamento é o mais viável para a região.
16. Para um cálculo mais preciso da energia seria necessário realizar o cálculo local das transformidades utilizadas no processo.

Os métodos adotados foram satisfatórios para auxiliar os tomadores de decisões do município no caso de efetuar um zoneamento adequado do uso solo. Entretanto, se forem

melhorados os métodos de estimativa de parâmetros como a erosividade e a erodibilidade, poderíamos apresentar dados mais precisos tanto na estimativa da perda de solo e também valor emergético.

O método estabelecido deverá ser aplicado para as demais bacias do município de Alfredo Wagner, possibilitando a compreensão da relação entre os ecossistemas e a economia do município.

REFERÊNCIAS

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System – System Hydrologique Europeen, SHE. 1. History and philosophy of a physically-based, distributed modeling system. **Journal of Hydrology**, n. 87, p. 45-59. 1986.

ACIESP (ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Glossário de ecologia**. 1º ed (definitiva). ACIESP/CNPq/FAPESP/Secretaria de Ciência e Tecnologia : São Paulo, nº 57, 1987.

ALVES, A. **Análise de dados hidrológicos da região do município de Alfredo Wagner/SC**. Florianópolis, 2004. Monografia (Conclusão de curso em Engenharia Sanitária e Ambiental), Centro Tecnológico, UFSC.

ANGIMA, S. D.; STOTT, D. E.; O'NEILL, M. K.; ONG, C. K.; WEESIES, G. A. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. **Agriculture, ecosystems and environment**, n. 97, p. 295-308. 2003.

ANGULO, R. J.; ROLOFF, G.; SOUZA, M. L. P. Relações entre a erodibilidade e agregação, granulometria e características químicas de solos brasileiros. **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 8, n. 1, p. 133-138, 1984.

ARNOLD, J. G; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. **Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development**. Amsterdam. Water Research Association, 34. p. 73-89. 1998.

AutoDesk Inc. **AutoCad Map2000i**. USA. 1982-2000. 1 Cd; 700Mb. Programa para mapeamento de superfícies.

BALL, J.; TRUDGILL, S. T. Overview of solute modeling. In: Trudgill, S. T. (ed.), **Solute modeling in catchment systems**. England : John Wiley and Sons, 1995. p. 3-56.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F. **ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation)**. User's manual. Environmental Protection Agency Report nº. 905/9-82-001, Chicago. 1982.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. **ANSWERS: a model for watershed planning**. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., n. 23, 1980. p. 938-944.

BECK, M. B.; JAKEMAN, A. J.; McALLEER, M. J. Construction and evaluation of models of environmental systems. In: BECK, M. B. & McALEER, M. J. (eds), **Modelling change in environmental systems**. England : John Wiley and Sons, 1995. p. 3-35.

BENNETT, H. H. **Elements of soil conservation**. 2 ed. Kogakusha: McGraw Hill, 1955. 358p.

BERNT RYDGREN, U. Soil erosion; its measurement, effects and prediction. Case study from the southern Lesotho lowlands. **Geomorphology**., v. 40, n. 4. 1996. p. 429-445.

BERTALANFFY, L. von. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis, Vozes, 1973. 351p.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; VISENTIN, D.; COGO, N.P. Erosividade das chuvas e sua distribuição entre 1989 e 1998 no município de Lages (SC). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 26, 2002. p.455-464.

BERTOL, I. Avaliação da erosividade da chuva na localidade de Campos Novos (SC) no período de 1981-1990. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**,v. 29, n. 9, set. 1994. p. 1453-1458.

BERTOL, I. Índice de erosividade (EI30) para Lajes (SC). 1ª. aproximação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.28, n. 4, abr. 1993. p. 515-521.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 4º. São Paulo: Ícone. 1999. 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR, R. Equação de perdas de solo. **Boletim Técnico n. 21**. Campinas: Instituto Agrônômico. 1975. 24p.

BEVEN, K. Changing ideas in hydrology: the case of physically-based models. **Journal of Hydrology**, n. 105, 1989. p. 157-172.

BIGARELLA, J. J. **Estruturas e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: EdUFSC, 2003.

BISCAIA, R. C.M. Influência da intensidade de movimentação do solo no processo erosivo, com uso de simulador de chuva, em Latossolo Vermelho-Escuro dos Campos

Gerais do Paraná. In: **Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo**, v. 2, Passo Fundo, 1978. *Anais*. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1978b. p. 271-280.

BISCAIA, R.C.M. Perdas de solo em diferentes tipos de preparo para a sucessão trigo-soja, sob chuvas naturais. In: **Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo**, v. 2, Passo Fundo, 1978. *Anais*. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1978a. p. 237-246.

BISCAIA, R. C. M.; RUFINO, R. L.; HENKLAIN, J. C. Cálculo de erodibilidade (fator K) de dois solos do estado do Paraná. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. v. 5, n. 3., 1981. p. 183 – 186.

BLOSCHL, G.; SIVAPALAN, M. Scale issues in hydrological modelling. In: KALMA, J. D. & SIVAPALAN, M. (eds.), **Scale issues in hydrological modeling**, England: John Wiley and Sons, 1995. p. 9-48.

BOING, G. **Fatores que afetam a qualidade da cebola na agricultura familiar catarinense**. Florianópolis : Instituto Cepa/SC, 2002. 80p.

BRANDT-WILLIAMS, S.; Odum, H. T. Procedimento para a avaliação de emergia agrícola, ilustrado com dados da produção de tomates na Flórida. In: ORTEGA, E. (org.) **Engenharia ecológica e agricultura sustentável: uma introdução à metodologia emergética**. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/livroEE.htm>>. Acesso em novembro de 2003.

CALIJURI, M. L. **Sistemas de informação geográfica** (curso ministrado na Escola de Engenharia de São Carlos). Universidade de São Paulo (EESC/USP), 1996.

CÂMARA, G., DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>>. acesso em 05/06/2003.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos de geoprocessamento. In: ASSAD, E. D. & SANO, E. E. (ed.) **Sistema de Informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2 ed., Brasília: Embrapa-SPI/Embrapa-CPAC, 2003. p. 3-11.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Modelagem de dados em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (ed.) **Sistema de Informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2 ed., Brasília: Embrapa-SPI/Embrapa-CPAC, 2003. p. 47-66.

CAMPOS FILHO, O. R.; SILVA, I. D. F.D.; ANDRADE, A. P. DE & LEPRUN, J. C. Erosividade da chuva e erodibilidade do solo no agreste de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 9, set. 1992. p. 1363-1370.

CARVALHO, M.P.; LOMBARDI NETO, F.; VASQUES FILHO, J.; CATANEO, A. Índices de erosividade da chuva correlacionados com as perdas de um Podzólico Vermelho-Amarelo eutrófico textura argilosa/muito argilosa de Mococa (SP): primeira aproximação do fator erodibilidade dos solos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.13, 1989. p. 237-242.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372p. il.

CARVALHO, M.P.; PISSARA, T.C.; PAULINO, H.B. Erosividade da chuva de Selvíria (MS): distribuição, período de retorno e probabilidade de ocorrência. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, n. 26., **Anais**. Campinas: Soc. Bras. de Ciência do Solo, 1997.

CHAVES, L. H. M. Aplicação de modelos na previsão da erosão. Resumo da mesa redonda. 5º Simpósio Nacional de Controle de Erosão. **Anais - Boletim de Campo**. Bauru - SP. 1995.

CHAVES, I. B.; LEITE JR., G. P.; MAIA NETO, F. F. Análise da pluviometria e da erosividade das chuvas de Patos (PB). In: Cong. Bras. de Ciência. do Solo, 26.1997. **Anais**. Campinas: Soc. Brás. de Ciência. do Solo, 1997.

CHECCHIA, T.; KOBIYAMA, M.; SILVA, R. V.; ALVES, A. Análise preliminar da evolução dos deslizamentos no vale do Rio Caeté, Alfredo Wagner, SC . In: V simpósio nacional de Geomorfologia e I Encontro Sul-americano de Geomorfologia. **Anais**. Santa Maria: UFSM. 2004.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Ed. Edgard Blücher. 1999. 236p.

COGO, N. P. Erodibilidade de alguns solos do Rio Grande do Sul avaliada pelo método do nomograma. In: Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo, 2., 1978, Passo Fundo, RS. **Anais**. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1978. p. 215-217.

CONNOLLY, R. D.; CARROLL, C.; FRANCIS, J. SILBURN, D. M.; SIMPSON, B.; FREEBAIN, D. M. A simulation study of erosion in the Emerald irrigation area. **Australian Journal of Soil Research**, n. 37, 1999. p. 479-494.

CORRÊA, A. **Produtividade e sustentabilidade**. Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/search/planets/coluna17/coluna17.html>>. Acesso em agosto de 2004.

CORRECHEL, V. **Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ¹³⁷Cs**. Tese de doutorado. ESALQ-USP, Piracicaba, 2003. 79p. : il.

COUTINHO, M. A.; ANTUNES, S. V. Novas tecnologias de modelação e previsão de erosão. Modelo WEPP (water Erosion Prediction Project). In: **Revista de Ciências Agrárias**. Lisboa, v. 15, n. 3 e 4, jul./dez. 2001. p. 457-473

DALZELL, H.W.; BIDDLESTONE, A.J.; GRAY, K.R.; THURAIRAJAN, K. **Soil Management: compost production and use in tropical and subtropical Environments**. Rome: FAO Soils Bulletin 45. 1987. 179p.

DANIELS, R.B.; GILLIAN, J.W.; CASSEL, D.K.; NELSON, L.A. Quantifying the effect of past soil erosion on present soil productivity. **Journal Soil Water Conser.**, n. 42, 1987. p.183-187.

DANIELS, P. S.; HYSLOP, S. G. Atlas da História do Mundo. National Geographic, 2004. 384p.

DEDECEK, R. A. Fatores de erosividade da chuva, enxurrada e perdas de solo sob condições de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 23, n. 12, 1988. p. 1431-1438.

DE ROO, A.P.J.; JETTEN, V.G. Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. **Catena**, v. 37, n. 3-4, 1999. p. 477-493.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Tese de doutorado. ESALQ-USP, Piracicaba, 1990. 81p.

DENARDIN, R.B.N. *et al.* Avaliação de cultivares e híbridos de milho, sorgo e milheto para produção de silagem. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 28., 1991, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1991. p.12.

DIAS, A. S.; SILVA, J. R. C. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE). I- distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno – 1ª Aproximação. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. n. 27, 2003. p. 335-345.

DIETRICH, C.; GREEN, T. R.; JAKEMAN, A. J. An analytical model for stream sediment transport: application to Murray and Murrumbidgee reaches, Australia. **Hydrological Processes**, v. 13, n. 5, 1999. p. 763-776.

DILLAHA, T. A.; WOLF, M. L.; SHIRMOHAMMADI, A.; BYNE, F. W. ANSWERS 2000. In: **ASAE Annual Meeting**, n. 98-2199, Orlando, Fl, USA. Jul 1998.

DILLAHA, T. A.; WOLF, M. L.; SHIRMOHAMMADI, A.; BYNE, F. W. ANSWERS-2000. IN: PARSONS, J. E.; THOMAS, D. L. & HUFFMAN, R. L. (eds.), **Non-point source water quality models: their use and application. USDA-CSREES Southern Region Research Project S-273, Development and application of comprehensive agricultural ecosystems models**. 2001. 200p.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. **ArcView interface for SWAT2000 – User's guide**. Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2001. 337p.

DLWC. **Management policy for the alluvial groundwater resources of the Lower Namoi Valley, NSW**. Department of Land and Water Conservation, September 1995.

DNPM. Coluna White. Estratigrafia da Bacia do Paraná no sul do estado de Santa Catarina. In: **Textos básicos de geologia e recursos minerais de Santa Catarina**.n. 4. 1994.

DONZELI, P.L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento da microbacia hidrográfica. In: LOMBARDI NETO, F., CAMARGO, O. A. (Coord.). **Microbacia do Córrego São Joaquim, município de Pirassununga, SP**. Documentos IAC, Campinas: IAC, v. 29, 1992. p. 91-119.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

ENGEL, B. **Estimating soil erosion using RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) Using ArcView**. 2003. Environmental Systems Research Institute, Inc. *ArcView Gis 3.2*. USA, 1982-2000. 647Mb. Sistema de mapeamento de superfícies.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. **Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys**. Washington, 1975. 754p. (USDA Agriculture Handbook, 436).

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. **Soil survey manual**. Washington, 1984. (USDA Agriculture Handbook, 430).

FERRARI, J. A.; HIRUMA, S. T.; ANTONIETTI, E.; PEREIRA, P. R. B.; TAVARES, R. **Mapeamento da suscetibilidade à erosão na bacia do rio Quilombo, SP**. São Paulo: Instituto Geológico, Boletim n. 12, 1996. 56p.

FREISING, K.A. Significance of erosion determining factors in the USA and in Bavaria. **Geomorphology**. N.F, Supp-BD 83, ago., 1991. p. 155-60.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal Soil and Water Conservation**. V. 36, 1981. p. 355-359.

FOSTER, G. R.; YOUNG, R. A.; RÖMKENS, M. J. M.; ONSTAD, C. A. Process of soil erosion by water. In: FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (ed.) **Soil erosion and crop productivity**. American Society of Agronomy. Crop Science Society of America. Soil Science Society of America. Madison, EUA. 1985. p. 197-159.

FUJIHARA, A. K. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento. Piracicaba, 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP.

GALETI, P. A. **Conservação do solo: reflorestamento – clima**. Campinas:IMPRES – Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1972.

GIAMPETRO, M.; PASTORI, G.; ULGIATI, S. Agricultura italiana e conceitos de sustentabilidade. In: ORTEGA, E. (org.) Engenharia ecológica e agricultura sustentável: uma introdução à metodologia emergética. Disponível em <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/livroEE.htm>> Acesso em novembro de 2003.

GOLDEN SOFTWARE INC. **SURFER 8.0**. Golden, Co, 2002. 21,08Mb. Sistema para mapeamento de superfícies.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Erosão dos solos. In: CUNHA, S. B. D. & GUERRA, A. J. T. (org.) **Geomorfologia no Brasil**. 3º ed. Rio de Janeiro: Bertrand do Brasil, 2003. 392p.

GUERRA, A. T. **Dicionário geológico-geomorfológico**. 8. ed. Rio de Janeiro: IBGE. 1993. 446p.

GUTTERIDGE HASKINS AND DAVEY. **Integrated Quantity/Quality Modelling—Stage 3**. Department of Water Resources, Sydney, 1991. p. 102.

HANLEY, N.; FAICHNEY, R.; MUNRO, A.; SHORTLE, J.S. Economic and environmental modelling for pollution control in an estuary. **Journal of Environmental Management**, 52, 1998. p. 211–225.

HENKLAIN, J. C.; FREIRE, O. Avaliação do método nomográfico para determinação da erodibilidade de latossolos do Estado do Paraná. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 7, n. 2, 1983. p. 191-195.

HERRMANN, M. L P.; ROSA, R. O. **Mapeamento temático do município de Florianópolis - Geomorfologia**. Florianópolis: IPUF/IBGE, 1991.

HUDSON, N. W. Raindrop size. In: **Soil Conservation**. Nova Iorque: Cornell University Press, 1971. p. 50-56.

ITO, H. K. **Previsão de erosão e demarcação de talhões para plantação de eucalipto na microbacia do rio Itupeva, São Paulo, com base num sistema de informações georeferenciada**. Campinas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP. 1998. 88p.

IWAKIRI, S. *et al.* Produção de compensados de *Pinus taeda* L. e *Pinus oocarpa* Schiede com diferentes formulações de adesivo uréia formaldeído. **Revista Árvore**. V. 26, n.3, Viçosa, mai/jun de 2002.

JACOBS, G. A.; ROLOFF, G.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. Erosividade da chuva correlacionada com perdas de solo de dois latossolos vermelho-escuro (textura argilosa e

média): uma aproximação do fator de erodibilidade do solo. In: **Resumos da X Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água**. Florianópolis, 1994.

JAIN, M. K.; KOTHYARI, U. C. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. *Hidrological Sciences. Journal des Sciences Hydrologiques*. v. 45, n. 5. out. 2000. p. 771-786.

JAKEMAN, A.; LITTLEWOOD, I.; WHITEHEAD, P. Computation of the instantaneous unit hydrograph and identifiable component flows with application to two small upland catchment. *Journal of Hydrology*, n. 117, 1990. p. 275-300.

JAKEMAN, A.; POST, D.; BECK, M. From data and theory to environmental model: the case of rainfall runoff. *Environmetrics*, n. 5. 1994a. p. 297-314.

JAKEMAN, A.; POST, D.; SCHREIDER, S.; YU, Y. W. Modelling environmental systems: partitioning the water balance at different catchment scales. In: ZANNETTI, P. (ed.), **Computer Techniques in a Environmental Studies & Computational Mechanics Publications**, Southampton, 1994b p. 275-300.

JAKEMAN, A. J.; GREEN, T. R., BEAVIS, S. G.; ZHANG, L.; DIETRICH, C. R.; CRAPPER, P. F. Modelling upland and in-stream erosion, sediment and phosphorus transport in a large catchment. *Hydrological Processes*, v. 13, n. 5, 1999. p. 745-752.

JOHANSON, R. C.; IMHOFF, J. C.; DAVIS, H. H. **Users manual for Hydrologic Simulation Program – Fortran (HSPF) version 5.0, EPA-600/9-80-105**. US EPA Environmental Research Laboratory, Atenas, Grécia. 1980.

JORGE, J.A. **Solos: manejo e adubação**. São Paulo: Melhoramentos/Edusp, 1969.

KINNEL, P.; RISSE, L. USLE-M: Empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Science Society American Journal*., v. 62, n. 6, 1998. p. 1667-1672.

KNIGHTON, D. **Fluvial forms and processes: a new perspective**. Londres: Arnold, 1998. 383p.

KNISEL, W. G. **CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems**. USDA. 1980

KOBIYAMA, M *et al.* Papel da comunidade e da universidade no gerenciamento de desastres naturais. In: Simpósio Brasileiro de Desastres Naturais (1: 2004:Florianópolis). **Anais**, Florianópolis: UFSC , 2004. p. 834 – 846.

LAL,R.; ELLIOT, W. Erodibility and erovitivity. In: LAL, R. (ed.) **Soil erosion: research methods**. Delray Beach, Florida, EUA: Soil and water conservation society and St Lucie Press. 1994.

LAL,R. Soil erosion by Wind and water: problems and prospects. In: LAL, R. (ed.) **Soil erosion: research methods**. Delray Beach, Florida, EUA: Soil and water conservation society and St Lucie Press. 1994.

LANE, L. J.; NEARING, M. A. **USDA – Water Erosion Prediction Project (WEPP): hillslope profile version**. Profile model documentation. NSERL Report 2, West Lafayette, USDA-ARS, 1989. 269p.

LEMONS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3 ed., Campinas, 1996.

LEPSCH, I. F. **Solos: Formação e conservação**. São Paulo: Melhoramentos. 1993. 157 p.

LEWIS, M. *et al.* **Estudos pedológicos da bacia hidrográfica do Rio Piquiri**. CEHPAR. 1998.

LIMA , P. M. D. P. **Perdas de solo e água em dois latossolos sob cerrado, com diferentes preparos e chuva simulada**. Lavras, 1987. Dissertação (mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Lavras. 88p.

LIMA, P. M. D. P. índices de erodibilidade diretos e indiretos para dois latossolos do município de Lavras, Minas Gerais. **Ciência e Prática**, v. 15, n. 2, 1991. p. 186-193.

LIMA, E. R. V. D.; KUX, H. J. H.; SAUSEN, T. M. Sistema de informações geográficas e técnicas de sensoriamento remoto na elaboração de mapas de risco de erosão no sertão da Paraíba. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 16, n. 2, 1992. p. 257-263.

LITTLEBOY, M., FREEBAIRN, D.M., HAMMER, G.L., SILBURN, D.M. Impact of soil erosion on production and erosion risks for a wheat cropping system. **Australian Journal of Soil Research**. v. 30, 1992. p. 775–788.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para alguns solos de São Paulo. **Boletim Técnico n. 28**. Campinas, Instituto Agrônomo, SP. 1975. 12p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição com perdas de solo em Campinas, SP. In: Encontro nacional de pesquisa sobre conservação do solo, 3., **Anais...** Recife, 1980.

LOPES, V. L. **Um estudo da erosão e produção de sedimentos pelas chuvas**. Universidade Federal da Paraíba, Outubro, 1980.

LOPES, P. C. R.; BRITO, L. T. I. Erosividade da chuva no Médio São Francisco. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 17, 1993. p. 129-133.

LOTKA, A. J. Contribution to the energetics of evolution. **Proc. Natl. Acad. Sci.** v. 8, 1922. p. 147- 155.

LUFABA, A.; TENYWA, M. M.; ISABIRYE, M.; MAJALIWA, M. J. G.; WOOPER, P. L. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS – based Universal Soil Loss Model. **Agricultural Systems**. N. 76. 2003. p. 883-894.

LYLES, L., COLE, G. W.; HAGEN, L. J. Wind erosion: processes and Prediction. In: FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. **Soil erosion and crop productivity**. American Society of Agronomy, Inc. Crop Science Society of America, Inc. Soil Science of America, Inc. Publishers Madison, Wisconsin, USA, 1985.

MANNAERTS, C. M.; GABRIELS, D. Rainfall erosivity in Cape Verde. In: **Soil Tillage Research**. n. 55, 2000. p. 207-212.

MARGOLIS, E.; SILVA, A. B.; JACQUES, F. de O. Determinação dos valores da equação universal de perda de solo para as condições de Caruaru (PE). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, 1985. p. 165-169.

MARQUES, J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURI, N.; SANTANA, D.P.; SILVA, M.L.N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados – primeira aproximação. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 21, 1997. p. 427-434.

MARTINS FILHO, E. C.; SILVA, J. R. C. Comparação de métodos de avaliação da erodibilidade em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, n. 2, , mai./ago. 1985. p. 175-177

MATA, J. D.V. Classificação brasileira de solos. Apostila disponível em: <http://www.dag.uem.br/prof/jdvmata/material/grad/apostilaclassi.pdf> . Acesso em março de 2005.

MAZURAK , A. P.; MOSHER, P. M. Detachment of soil aggregates by simulated rainfall. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.** N. 34, 1968. p. 798-800.

MEDEIROS, R. A.; THOMAZ FILHO, A. Fácies e ambientes deposicionais da Formação Rio Bonito. In: Congr. Bras. Geologia, XXVII, Aracaju, **Anais...**, SBG, v. 3, 1973. p. 3-11.

MENCK, P. C. M. **Avaliação econômica do controle da erosão na microbacia do ribeirão Iperó, em Araçoiaba da Serra, São Paulo**. Piracicaba, 1993. Dissertação – ESALQ, USP. 1993. 181p.

MENDONÇA, F. A. Diagnóstico ambiental de microbacia hidrográfica: proposição metodológica. In: IV Encuentro de geógrafos de América Latina, 1993, Mérida. **Anais...**Mérida: 1993.

MERICO, L. F. F. **Introdução à Economia Ecológica**. Blumenau: EdFURB, 1996.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models: review. **Environmental Modelling & Software**. Nº 18. 2003. p. 761–799

MILLWARD, A. A.; MERSEY, J. E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena**, n. 38, 1999. p. 109-129.

MONDARDO, A. *et. al.* Índices de erodibilidade de alguns solos do Estado do Paraná. In: Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo, 2., 1978, Passo Fundo, RS. **Anais**. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1978. p. 199-201.

MONEGAT, C. **Sustentabilidade do sistema de produção da cebola, sob cultivo com a prática do pousio/queima, na microbacia hidrográfica do Rio Caeté, Município de Alfredo Wagner – SC**. Florianópolis, 1994. 39p. Monografia (Especialização em

Interações Edafohidrológicas em Microbacias Hidrográficas). Departamento de Engenharia Rural, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

MOORE, I.; BURCH, G. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**. n. 50, 1986a. p. 1294-1298.

MOORE, I.; BURCH, G. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**. v. 29, n. 6, 1986b. p. 1624-1630.

MORAIS, L. F. B. D.; MUTTI, L. S. M.; ESTZ, F. L. F. Relações entre características físicas da chuva e perdas de solo no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, 1988. p. 285-288.

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. Índice EI30 e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste de Mato Grosso. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 15, 1991. p. 339-344.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoirs, and watercheds for sustainable use**. New York: McGraw-Hill. 1997.

MOURA, A. R. B. D.; MEDEIROS, J. F. D. Determinação inicial da erosividade da chuva (Fator R) em 1985, em Mossoró (RN). **Revista Brasileira Ciência do Solo**. Campinas, n. 11, 1987. p. 229-231.

MUSGRAVE, G. The quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. **Journal Soil and Water Conservation**. v. 2, n. 3, 1947. p. 133-138.

NEARING, M. A.; LANE, L. J.; LOPES, V. L. Modeling soil erosion. In: **LAL, R.** (ed.). **Soil erosion research methods**. 2º ed. Soil and water conservation society. Florida:Sta Lucie Press. 1994. p. 127-156.

ODUM, H. T. Prefácio. In: ORTEGA, E. (org.) **Engenharia ecológica e agricultura sustentável: uma introdução à metodologia emergética**. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/livroEE.htm>> . Acesso em novembro de 2003.

ODUM, H.T. **Environmental Accounting: emergy and environmental decision making**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1996.

ODUM, H. T. **Ecological and general systems: an introduction to systems ecology**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1983.

ODURO-AFRIYIE, K. Rainfall erosivity map for Ghana. **Geoderma**. N. 74, 1996. p. 161-166.

OLDEMAN, L. R. **Global extend of soil degradation**. Bi-annual report, International Soil Reference and Information Center, Wageningen, The Netherlands, 1991/92. p.19-36.

OLIVEIRA, V. H.; BAHIA, V. G. Erodibilidade de seis solos do município de Lavras, MG, usando nomograma. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. V. 19, n. 9, 1984. p. 1157-1162.

OLIVEIRA JR, R. C.; MEDINA, B. F. A erosividade das chuvas em Manaus (AM). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 14, 1990. p. 235-239.

ONSTAD, C. A.; FOSTER, G. R. **Erosion modeling on a watershed**. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. v. 18, n. 2, 1975. p. 288-292.

ORTEGA, E.; POLIDORO, H. Fatores a considerar na análise de projetos agroecológicos. In: ORTEGA, E. (org.) Engenharia ecológica e agricultura sustentável: uma introdução à metodologia emergética. Disponível em:
<<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/livroEE.htm>>. Acesso em novembro de 2003.

ORTEGA, E. **Tabela de transformidades**. Disponível em:
<<http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/transformid.htm>>. Acesso em outubro de 2004.

ORTEGA, E. **Sustainable Development and integrated systems for food and energy production**. (Apresentação realizada no First Workshop on New Paradigms of Science, Universidade Federal de São Carlos, SP, 1997). Disponível em:
<<http://www.unicamp.br/fea/ortega/sustain/slide01.htm>>. Acesso em novembro de 2003.

PÁDUA, J. A. A insustentabilidade da agricultura brasileira. In: ENCONTRO NACIONAL DE AGROECOLOGIA, 2002, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos...**
Disponível em:< <http://www.agroecologia.org.br/>> Acesso em março de 2005.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and environment**. Baltimore: The John Hopkins University Press. 1990. 378p.

PERES, J. R. **Ciência do Solo e Qualidade de Vida**. Boletim Informativo SBCS, Viçosa, MG. v. 24, n. 3, 1999. p. 9-11.

PEREIRA, S. B. *et al.* Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. In: **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.3, p.423-429, 2003. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG. Disponível em : <<http://www.agriambi.com.br>>. Acesso em 03 de agosto de 2004.

PHILOMENA, A. L. **Modelística do sistema total com base no conceito de eMergia**. Apostila do curso de Gestão Ambiental e Ordenamento Territorial. Convênio UnB-SAE/PR. 1996. 16p.

PINTO, S. A. F. **Sensoriamento Remoto e Integração de dados aplicados no estudo da erosão dos solos: Contribuição Metodológica**. Tese de doutorado. São Paulo: FFLCH-USP, 1991

PREFEITURA MUNICIPAL DE ALFREDO WAGNER. **Plano Municipal de Desenvolvimento Rural** . Alfredo Wagner 2001.

PIERZYNSKY, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. Florida: CRC Press, 1994. 313p.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9 ed., São Paulo:Nobel, 1987.

PROSSER, I.P., YOUNG, B., RUSTOMJI, P., HUGHES, A., MORAN, C. A model of river sediment budgets as an element of river health assessment. In: **Proceedings of the International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM'2001)**, December 10–13, 2001. p. 861–866.

PUNDEK, M. Utilização prática da equação universal de perdas de solo para as condições de Santa Catarina. In: Santa Catarina. Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água: projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas**. 2. ed. Florianópolis: EPAGRI, 1994. 384p.

RANIERI, S. B. L.; SPAROVEK, G.; SOUZA, M. P.; DOURADO NETO, D. Alteração no risco de erosão em uma bacia hidrográfica em função de cenários de uso da terra via

sistema de informações geográficas. In: XIII Congresso Latino-Americano de Ciências do Solo. Águas de Lindóia, SP. **Resumos em CD-rom**. 1996.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. T.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. Revised Universal Soil Loss Equation. **Journal of Soil and Water Conservation**. Jan./Fev. 1991. p. 30-33.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., McCOLL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water. A guide to conservation planning with the revised Universal Soil Loss Equation**. USDA, Agricultural Handbook nº 703. US Government Printing Office, Washington D. C., EUA. 1997.

RENARD, K. G.; FREIMUND, J. R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**. n. 157, 1994. p. 287-306.

RENSCHLER, C. S.; HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales – the role of geomorphologists in land management research and implementation. **Geomorphology**. Nº 47. 2002. p. 189-209.

RENSCHLER, C. S.; MANNAERTS, C.; DIEKKRÜGER, B. Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk: rainfall erosivity and soil loss ratios in Andalusia, Spain. **Catena**, n. 34. 1998. p. 209-225.

RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. **Informe Agropecuário**. n.11, 1985. p. 3-18.

RESENDE, M. *et. al.* Pedologia: base para distinção de ambientes. 4. ed. Vinosa: NEPUT, 2002. 338p. :il.

RIENZI, E. S.; MAGGI, A. E.; NAVONE, S. M.; MOVIA, C. P. Factores que regulan la erosión hídrica en la cuenca del río Santa María, provincia de Catamarca, Argentina. **Terra**, v. 17, n. 1, 1999. p. 45-50.

RIFKIN, J. **A economia do hidrogênio**. São Paulo: M. Books do Brasil. 2003. 301p.

RISSO, A. **Obtenção e manipulação dos parâmetros da equação universal de perda de solos através de técnicas de geoprocessamento**. Porto Alegre, 1993. 162p. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH, UFRGS.

RODRIGUES, J. E. **Estudos de fenômenos erosivos acelerados: boçorocas**. Tese de doutorado. EESC-USP. São Carlos, 1982. 162p.

ROLLOF, G.; DENARDIN, J. E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: **Resumos da X Reunião brasileira de manejo e conservação do solo e água**. 1994.

ROQUE, C. G.; CARVALHO, M. R.; PRADO, R. M. Fator erosividade da chuva de Piraju (SP): distribuição, probabilidade de ocorrência, período de retorno e correlação com o coeficiente de chuva. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. N. 25, 2001. p. 147-156.

ROSE, C. W. Soil detachment caused by rainfall. **Soil Science**. n. 89, 1960. p. 28-35.

ROSE, C.W., COUGHLAN, K.J., CIESIOLKA, L.A.A., FENTIE, B. **Program GUEST (Griffith University Erosion System Template), a new soil conservation methodology and application to cropping systems in tropical steplands**. ACIAR Technical Reports 40, 1997. p. 34-58.

RUHE, R. V. **Geomorphology**. Boston: Houghton Mifflin. 1975.

RUFINO, R.L.; BISCAIA, R.C.M.; MERTEN, G.H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná através da pluviometria: terceira aproximação. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 17, 1993. p. 439-444.

SACHET, Z. P. Levantamento edafoclimatológico da microbacia do Rio Caeté. **Documento Técnico n. 20**. Florianópolis: FAPEU. 1994.

SALOMÃO, F. X. de; ANTUNES, F. dos S. Solos. In: **Geologia de engenharia**. Anais. OLIVEIRA, A. M. dos S. (Ed.) São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998.

SALOMÃO, F. X. D. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. D.; BOTELHO, R. G. M. (org.) **Erosão e conservação dos solos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. 339p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água: projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas**. 2 ed. Florianópolis: EPAGRI, 1994. 384p.

SANTA CATARINA. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. **Atlas do estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro. 1986. 173p.

SARNEY FILHO, J. **Desenvolvimento rural, agricultura familiar e meio ambiente – microbacias e desenvolvimento limpo**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sqa/gar/doc/pron1611.pdf> ... Acessado em janeiro de 2005

SCHROEDER, S.A. LS Factor...(chapter four). **Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands**. Terrence J. Toy and George R. Foster Co-editors Joe R. Galetovic Publishing Editor. August 1998.

SEIBT, C. R. **As práticas rurais, a água e o processo participativo no município de Alfredo Wagner/SC**. Florianópolis, 2002. 216p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

SHI, Z. H.; CAI, C. F.; DING, S. W.; WANG, T. L.; CHOW T. L. Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case in the Three Gorge Area of China. **Catena**, n. 55, 2004. p. 33-48.

SHIMIZU et al, Síntese temática :solos. In : **Projeto Gerenciamento Costeiro: 2º fase**. Florianópolis: IBGE. 1995. 231p. Mapas

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S.; MARTINS, S.G. Erosividade das chuvas na região dos tabuleiros costeiros, Município de Aracruz (ES) – Primeira aproximação. In: **REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 13**, Ilhéus, 2000. Ilhéus, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000.

SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. Índice de erosividade de chuva da região de Goiânia (GO). In: **Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 11**, Águas de Lindóia, 1996. Águas de Lindóia, Soc. Brás. Ci. Solo, 1996.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M. S. D.; FERREIRA, M. M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação entre dois métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade em latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, n. 11, 1994. p. 1751-1761.

SILVA, A. M. da. **Aplicações de técnicas de geoprocessamento no estudo das relações entre os processos erosivos e sedimentológicos de bacia hidrográfica.** EESC/USP: Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. 1999. tese de doutorado. 249p.

SILVA, J. R. C. & DIAS, A. S. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE). II – Correlação com o coeficiente de chuva e atualização do fator R no período de 1962 a 2000. In: **Revista Brasileira Ciência do Solo**, n. 27, 2003. p. 347-354.

SILVA, A. M. D.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas.** São Carlos: RiMa, 2004. 140p.

SILVA, R. V.; KOBAYAMA, M. Potential erosion mapping on hillslope with automatic delineation of overland flow. In: International conference on monitoring, prediction and mitigation of water-related disasters (2005: Kyoto) Kyoto: DPRI-Kyoto Univ., Proceedings, 2005. p.527-532.

SKILLING, H. An operational view. **American Scientist**. n. 52, 1964. p. 388-396.

SOROOSHIAN, S. and model validation: conceptual type models. In: BOWLES, D. S. & O'CONNELL, P. E. (eds.) **Recent advances in the modeling hydrological systems.** Kluwer Academic, 1991. p. 443-467.

SOUZA, C.K. **Relação solo-paisagem-erosão e variabilidade espacial de Latossolos em áreas sob cultivo de cana-de-açúcar no município de Jaboticabal (SP).** Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, 2001. 186p. (Tese de Mestrado)

SOUTO, J. A. **Áreas de preservação permanente e o uso do solo em Alfredo Wagner/SC: aplicação de técnicas de geoprocessamento.** Florianópolis, 2003. 94p. Trabalho de Conclusão de curso em Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Santa Catarina.

SPAROVEK, G.; SCHUNG, E. Soil tillage and agriculture. A theoretical case study for soil erosion control in brazilian sugar cane production. **Soil & Till. Res.**, n.61, 2001. p.47-54.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. **Water Research B.**, 30. 1994. p. 453-462.

STONE, J.R.; GILLIAN, J.W.; CASSEL, D.K.; DANIELS, R.B.; NELSON, L.A.; KLEISS, H.J. Effect of erosion and landscape position on the productivity of Piedmont soils. **Soil Science Society American Journal**, n. 49, 1985. p. 987-991.

TAKKEN, I., BEUSELINCK, L., NACHTERGAELE, J., GOVERS, G., POESEN, J., DEGRAER, G. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). **Catena** v. 37, n. 3-4, 1999. p. 431-447.

TAVARES, A. C. **A erosão dos solos no Contexto da Análise Ambiental: o exemplo do alto curso do rio São José dos Dourados**. Tese de Doutorado. São Paulo: FFLCH-USP, 1986. 255p.

TÁVORA, M. R. P.; SILVA, J. R. C.; MOREIRA, E. G. S. Erodibilidade de dois solos da região de Ibiapaba, estado do Ceará. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, n. 1, 1985. p. 59-62.

TEIXEIRA, W. *et al.* **Decifrando a terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000. 558p.

TIETENBERG, T. **Environmental economics and policy**. New York: Harper College Publishers. 1994. 432p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1998.

TUCCI, C.E.M. **Impactos da variabilidade climática e uso do solo sobre os recursos hídricos**. Agência Nacional das Águas - ANA. Maio/2002.

USEPA. **SWRRBWQ Window's interface users guide**. US Environmental Protection Agency. 1994

VALÉRIO FILHO, M. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: FERREIRA, M. E. & CRUZ, M. C. P. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. FCAV-UNESP. Jaboticabal. Soc. Bras. de Ciência do Solo. 1994. p. 223-242.

VAN DIJK, A. I. J. M.; BRUIJNZEEL, L. A.; ROSEWELL, C. J. Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature appraisal. **Journal of Hydrology**. n. 361, 2002. p. 1-23.

- VEIGA, M.; WILDNER, L. do P. **Erosion-induced loss in soil productivity**. Report. Chapecó, SC: EMPASC/CPPP, 1991.
- VINEY, N. R.; SIVALAPAN, M. A conceptual model of sediment transport: application to the Avon River Basin in Western Australia. **Hydrological processes**, n. 13, 1999. p. 727-743.
- VON BERTALANFFY, L. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Ed. Vozes. 1973.
- WARD, A. D.; TRIMBLE, S. **Environmental hydrology**. New York: Lewis Publishers. 2003.
- WATSON, F.; RAHMAN, J.; SEATON, S. Deploying environmental software using the Tarsier modelling framework. In: **Proceedings of the Third Australian Stream Management Conference**, Agosto, 2001. p. 631-638.
- WEILL, M. A. M. **Estimativa da erosão do solo e avaliação do seu impacto na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP) através do índice de tempo de vida**. Tese, ESALQ, USP. Piracicaba, 1999. 100p.
- WHEATER, H. S.; JAKEMAN, A. J.; BEVEN, K. J. Progress and directions in rainfall-runoff modeling. In: JAKEMAN, A. J.; BECK, M. B.; McALEER, M. J. (eds.) **Modelling change in environmental systems**. England: John Wiley and Sons, 1993. p. 101-132.
- WILLIAMS, J. R.; DYKE, P. T.; JONES, C. A. EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity. In: LAURENROTH, W. K. *et al.* (eds.) **Analysis of ecological systems**. State-of-Art in Ecological Modeling, 1983. p. 553-572.
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. **Sediment yield prediction and utilization of rangelands. Documentation and user guide**. US Department of Agriculture, ARS 63, Washington. 1977.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions**, American Geophysical Union. v.39, n. 2, abril. 1958.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting soil erosion losses: a guide to conservation planning**. Soil Conservation Service, United States Department of Agriculture, Handbook nº 537. 1978. 58p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation.** Washington: USDA. Agriculture Handbook n° 282. 1965. 47p.

WISCHMEIER, W. H. Use and misuse of the universal soil loss equation. In: **Soil erosion: prediction and control.** Proceedings of a National Conference on Soil Erosion. Purdue University, Indiana, EUA. 1976.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. In: **Journal Soil and Water Cons.**, 26. Ames. 1971. p. 189-193.

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. **KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual.** US Department of Agriculture, ARS 77, Washington. 1990.

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D. D.; ANDERSON, W. P. AGNPS, agricultural nonpoint source pollution. A watershed analysis tool. In: **Conservation Research Report, n. 35.** US Department of Agriculture, Washington. 1987.

YU, B.; ROSE, C.W.; CIELSIOLKA, C.A.A.; COUGHLAN, K.J.; FENTIE, B. Towards a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. **Australian Journal of Soil Research**, n. 35, 1997. p.1191–1212.

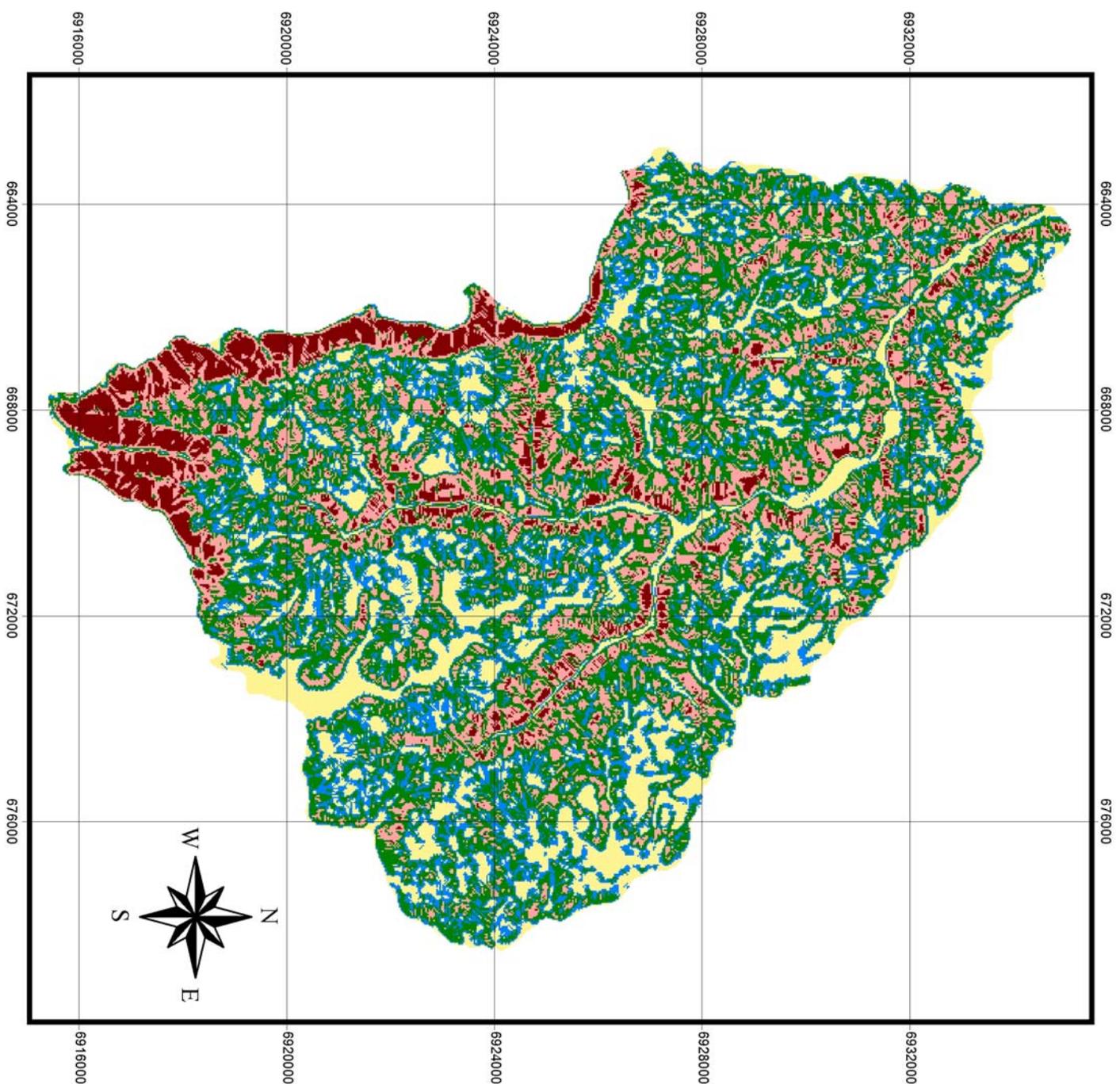
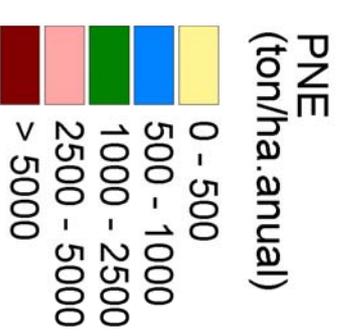
ANEXOS

BACIA DO RIO CAETÉ

Potencial Natural de Erosão Anual

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

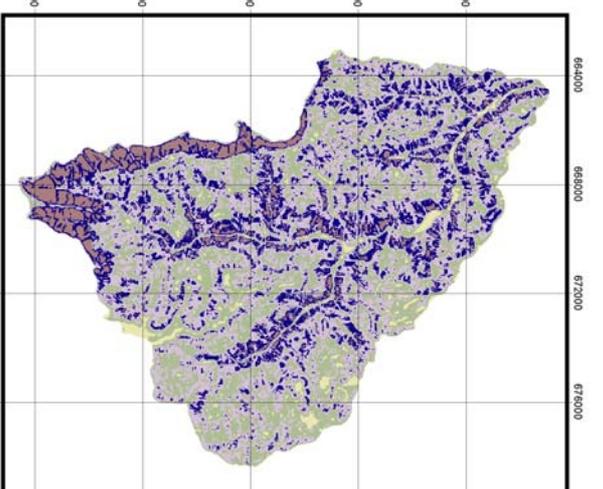
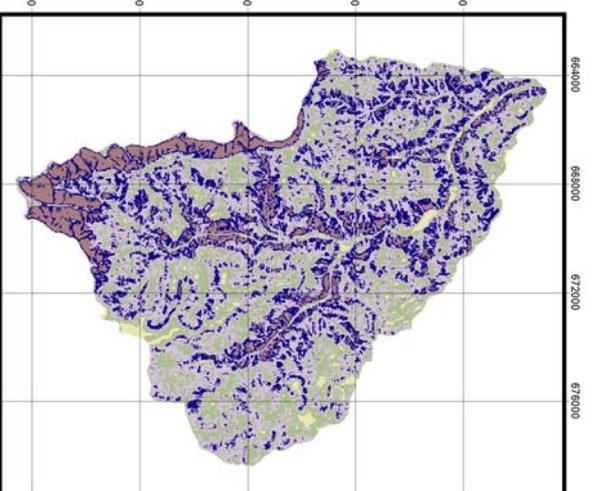
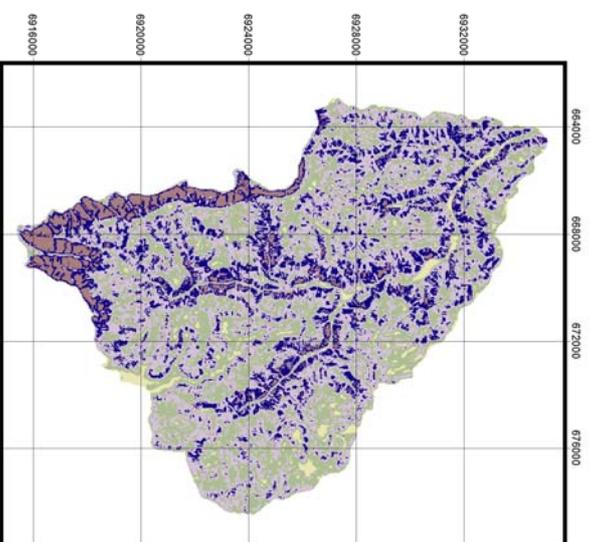
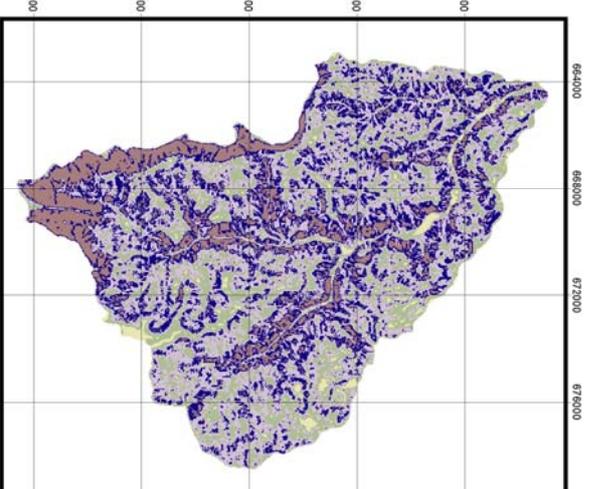
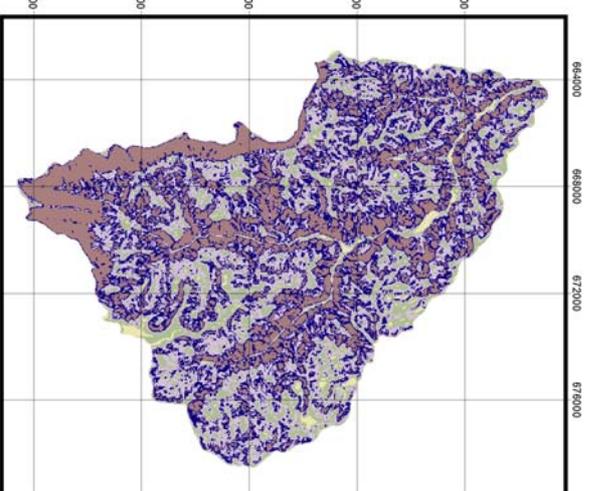
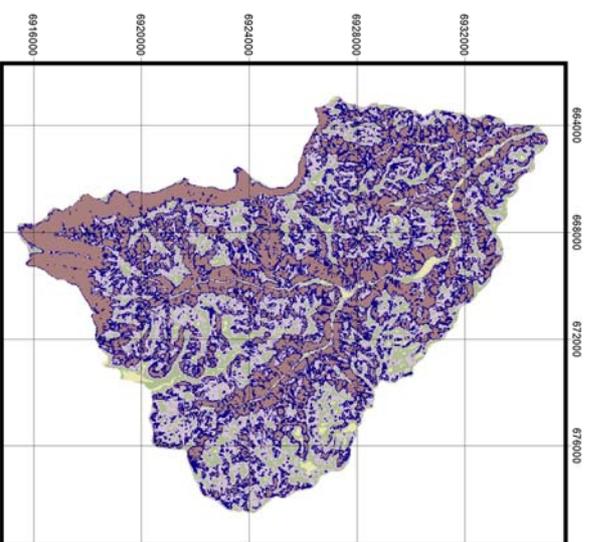
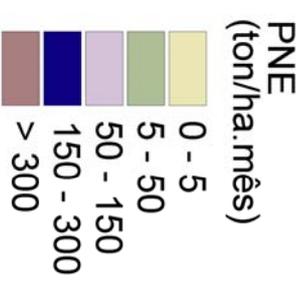
Escala 1:100000



BACIA DO RIO CAETÉ
Potencial Natural
de Erosão
Janeiro - Junho

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

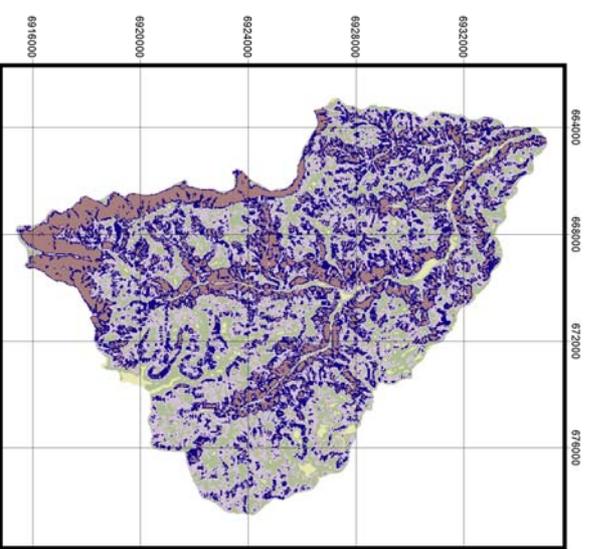
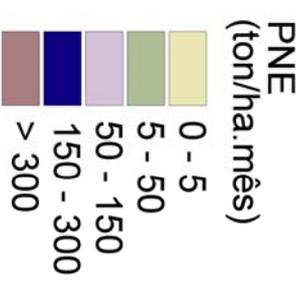
Escala 1:150000



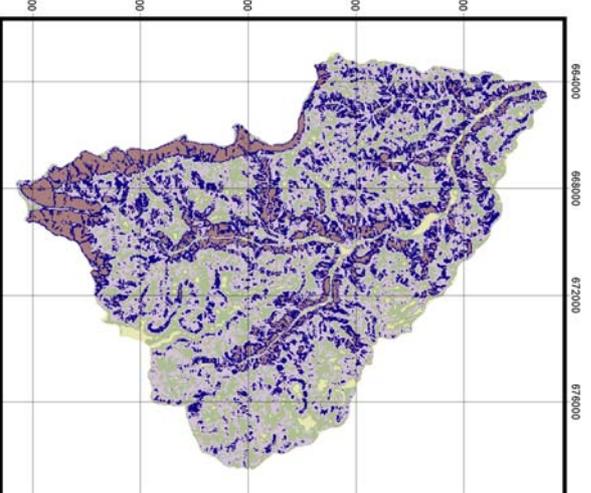
BACIA DO RIO CAETÉ
Potencial Natural
de Erosão
Julho - Dezembro

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

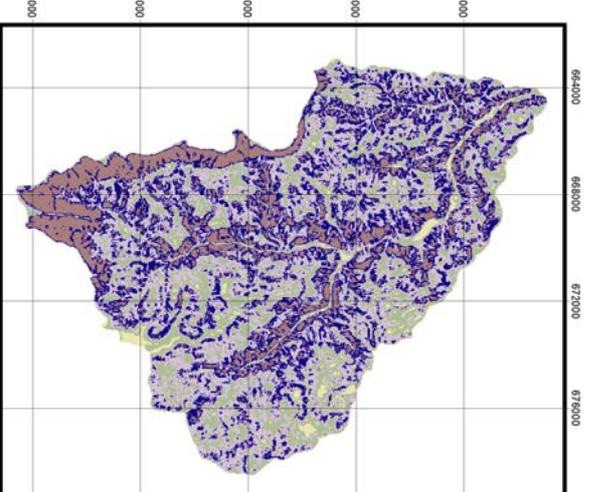
Escala 1:150000



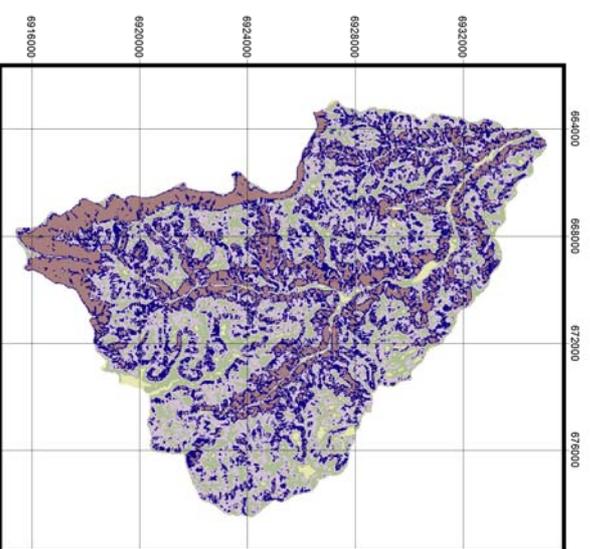
PNE julho



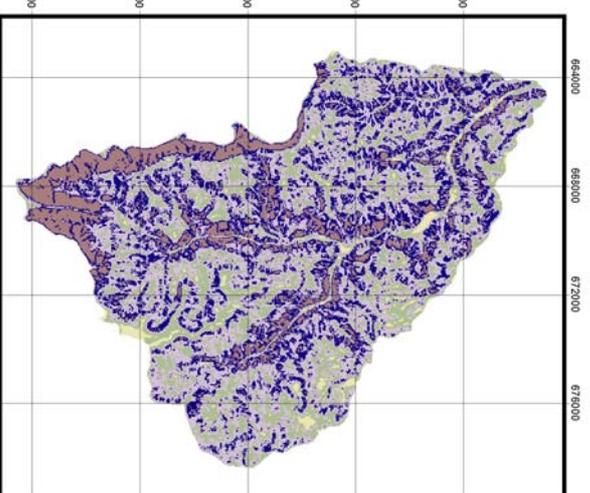
PNE agosto



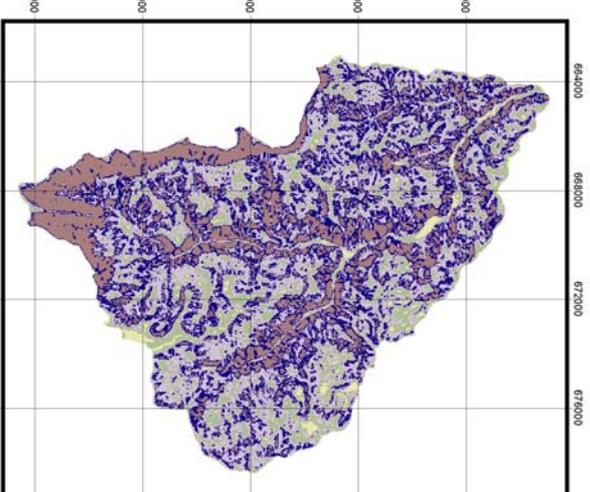
PNE setembro



PNE outubro



PNE novembro



PNE dezembro

BACIA DO RIO CAETÉ

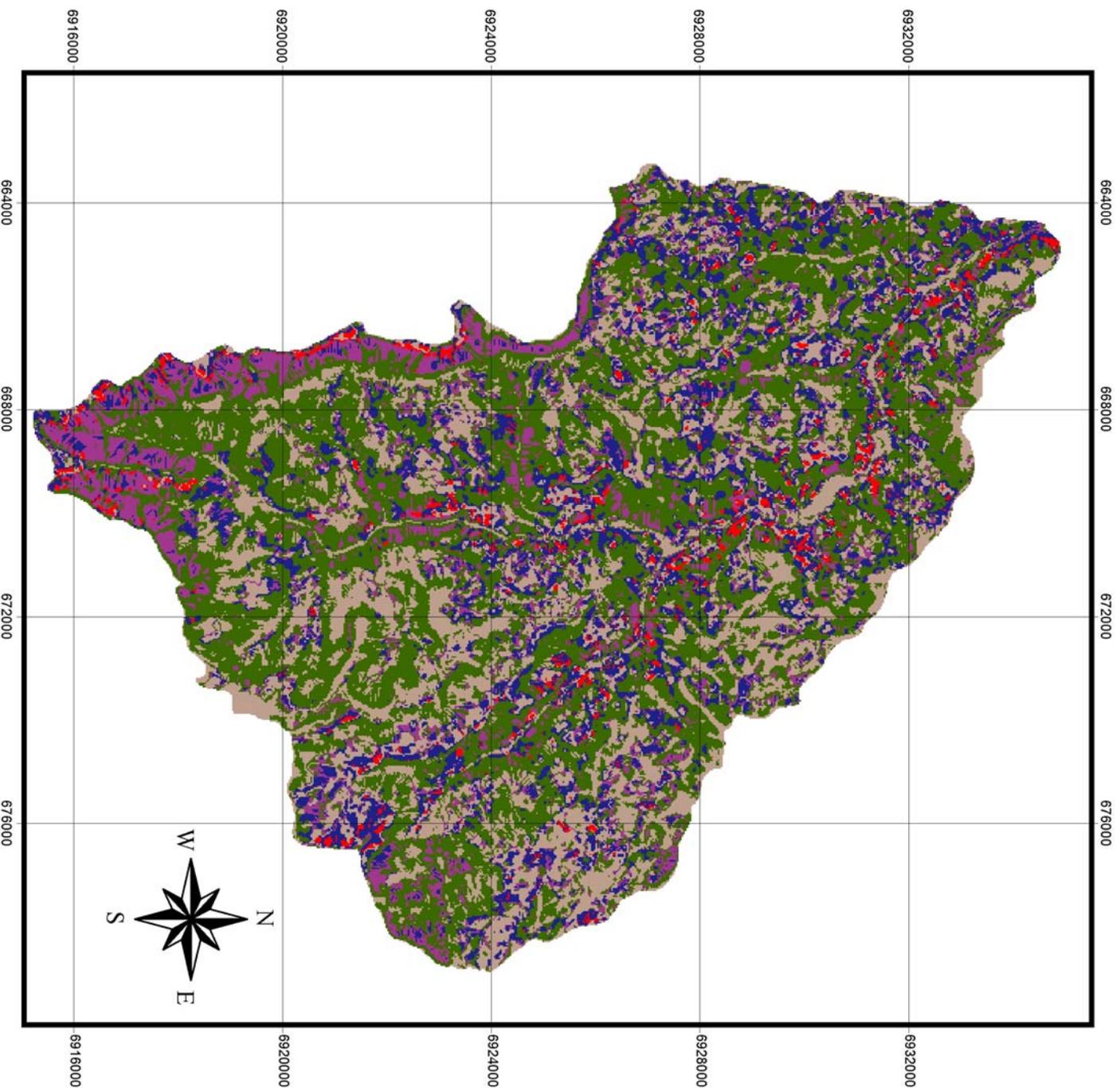
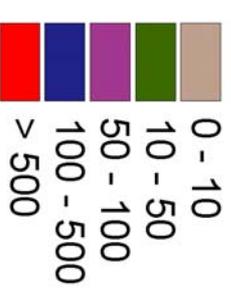
Perdas de Solo Anual

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

Escala 1:100000



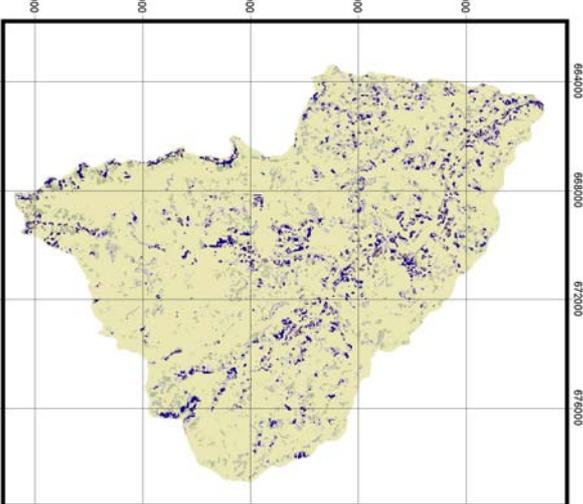
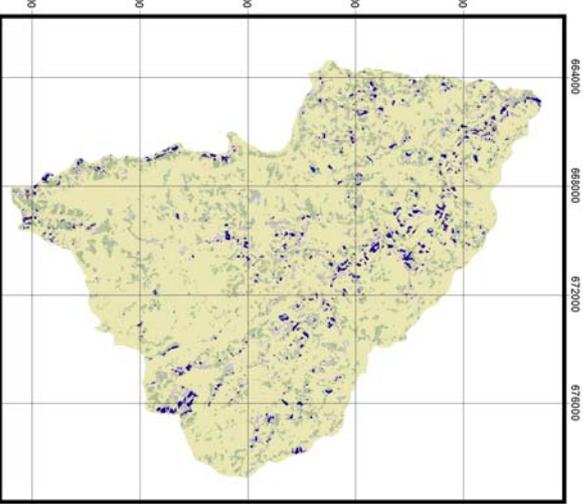
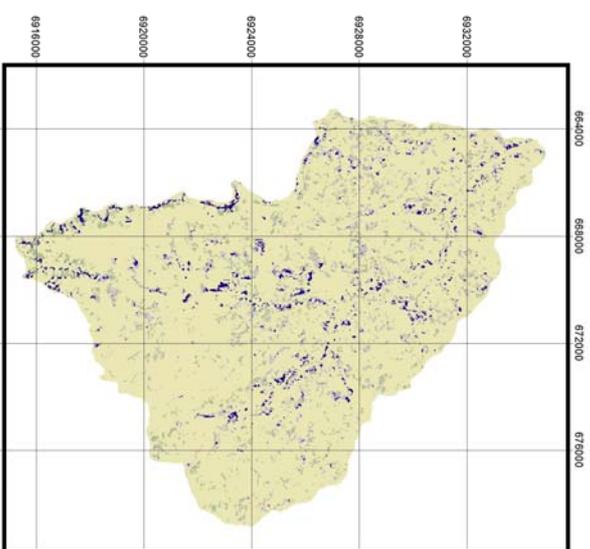
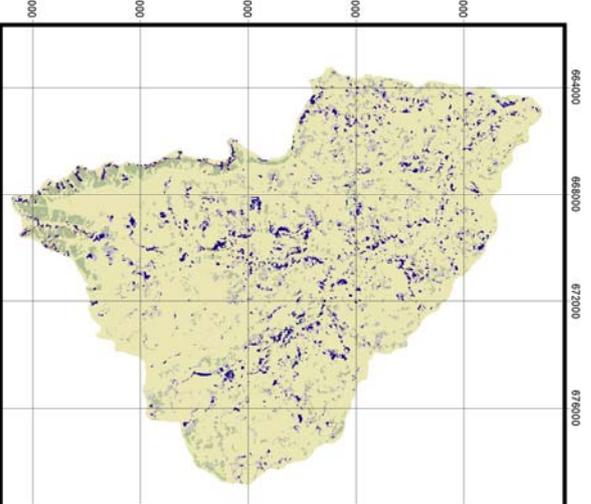
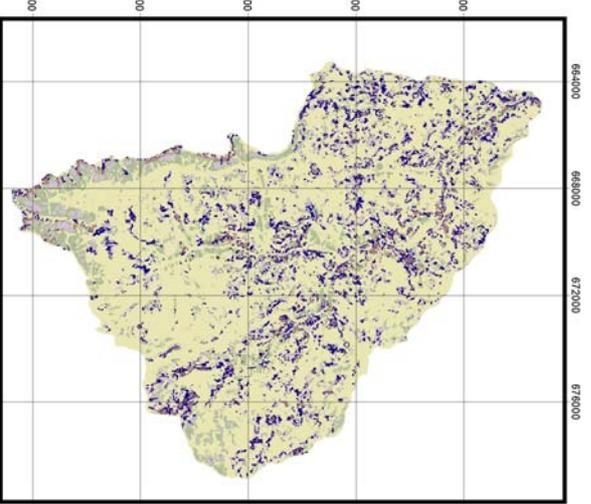
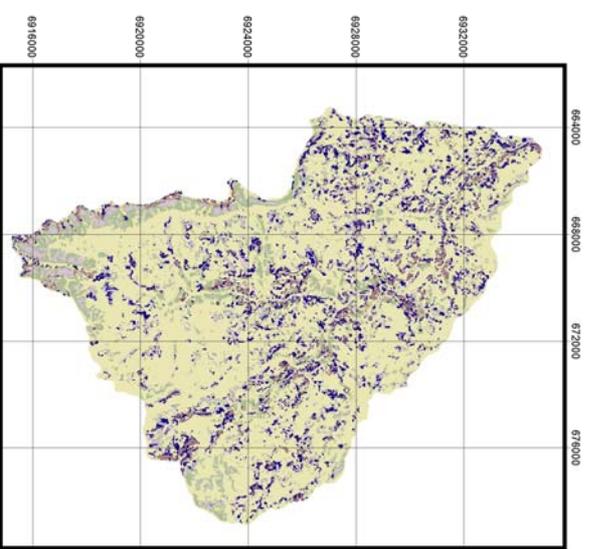
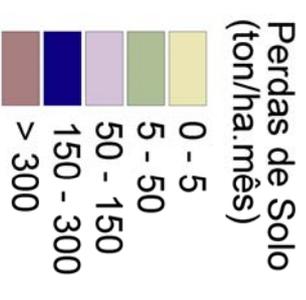
Perdas de Solo - A
(ton/ha. anual)



BACIA DO RIO CAETÉ
Perdas de Solo
Janeiro - Junho

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

Escala 1:150000



A_real abril

A_real maio

A_real junho

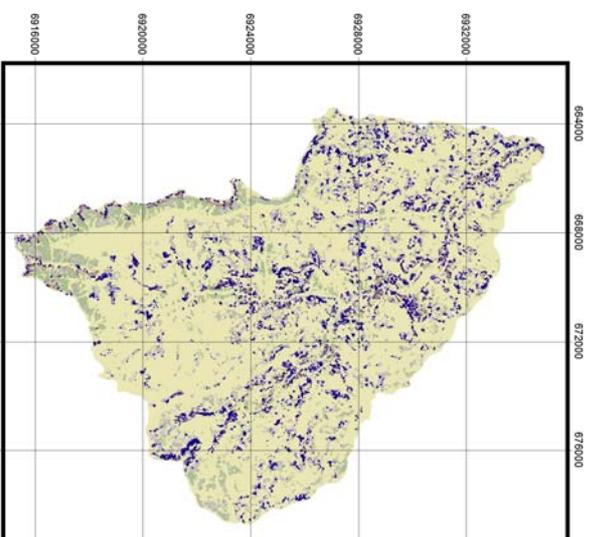
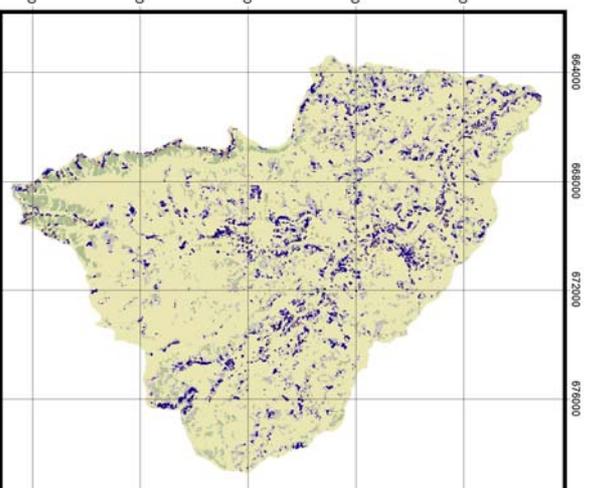
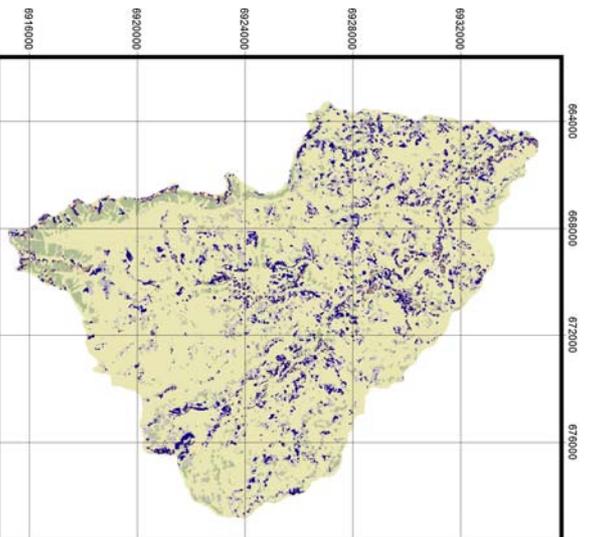
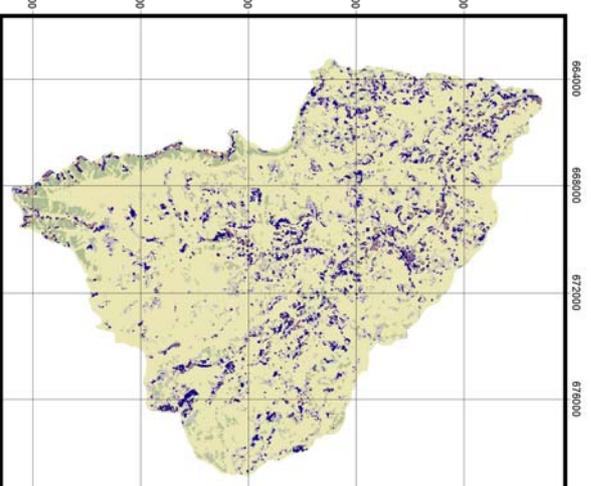
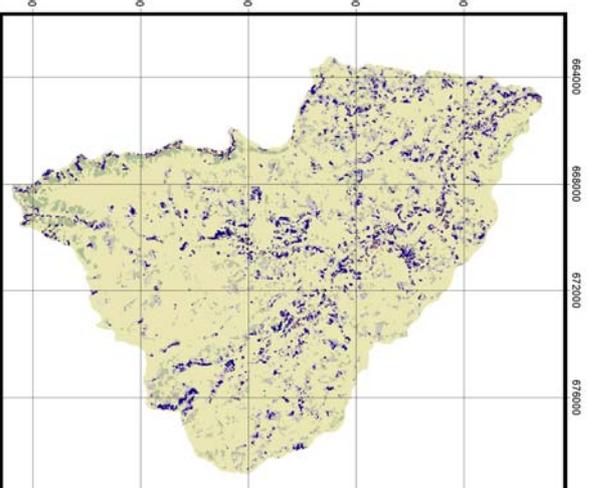
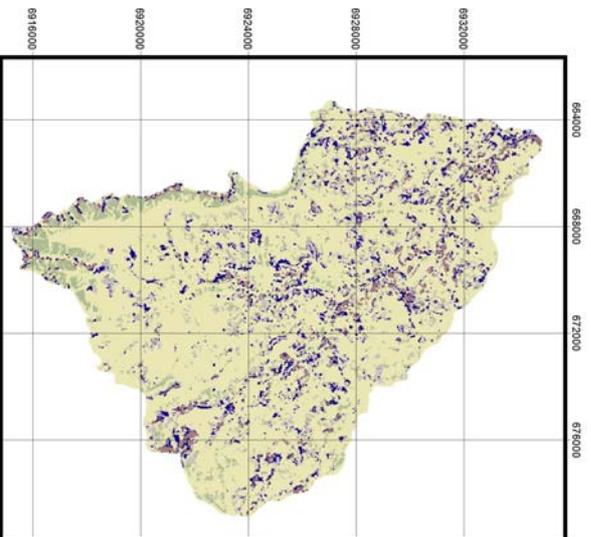
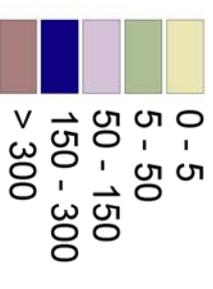
BACIA DO RIO CAETÉ
Perdas de Solo
Julho - Dezembro

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

Escala 1:150000



Perdas de Solo
(ton/ha.mês)



A_real outubro

A_real novembro

A_real dezembro

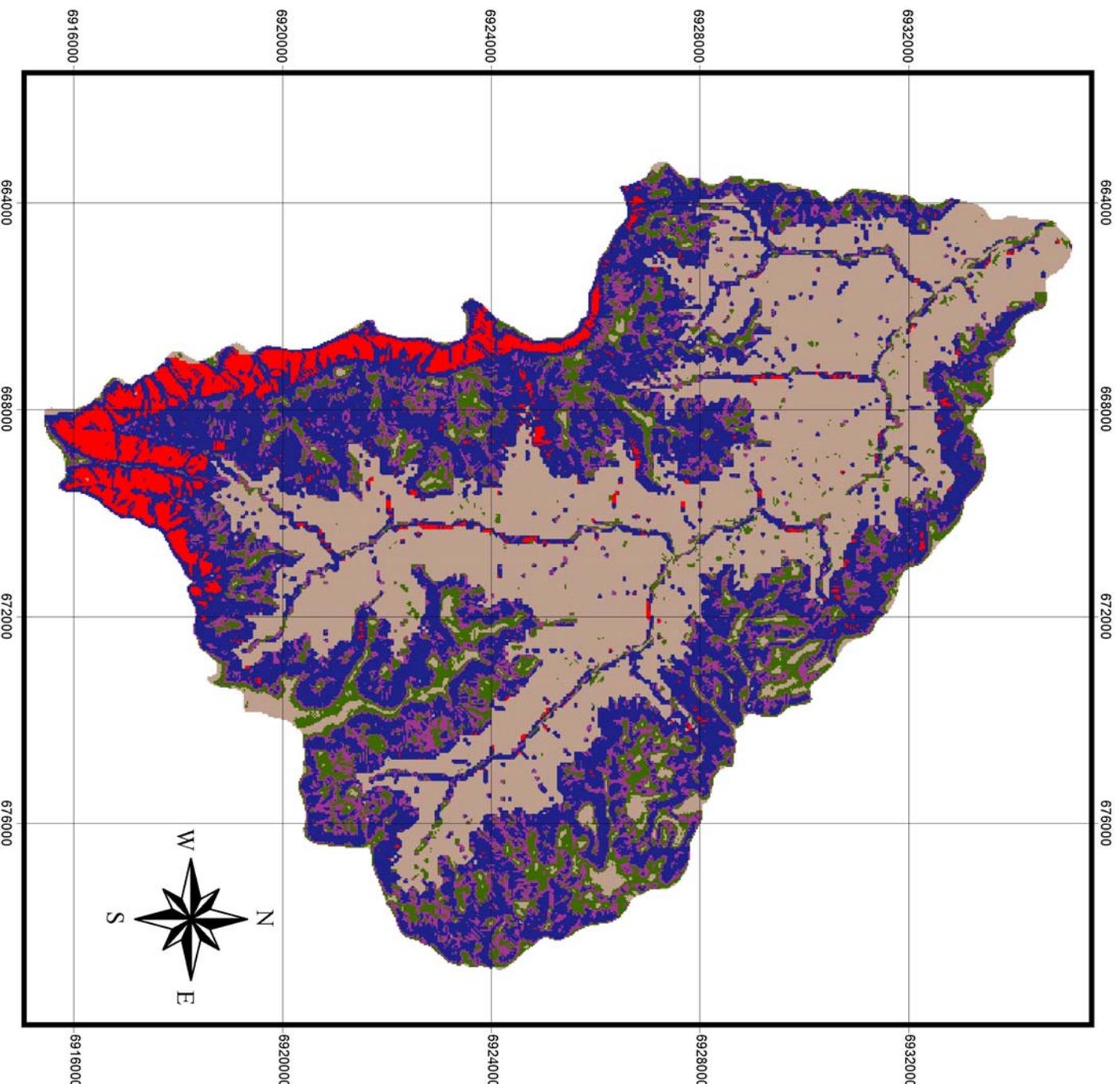
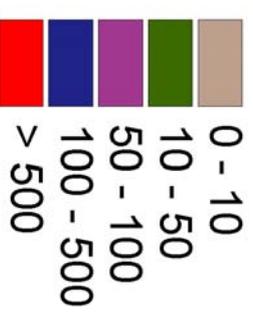
BACIA DO RIO CAETÉ
Perdas de Solo Simulada Anual
Manutenção e Recuperação de
Áreas de Preservação Permanente

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

Escala 1:100000



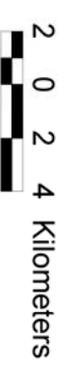
Perdas de Solo - A
(ton/ha. anual)



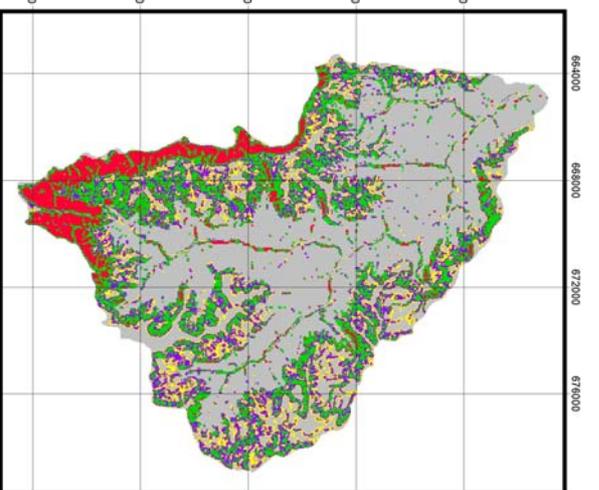
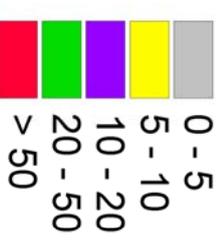
BACIA DO RIO CAETÉ
Perda de Solos Simulada
Manutenção e recuperação das
Áreas de Preservação Permanente
Janeiro - Junho

Sistema de projeção UTM
 Datum SAD 69

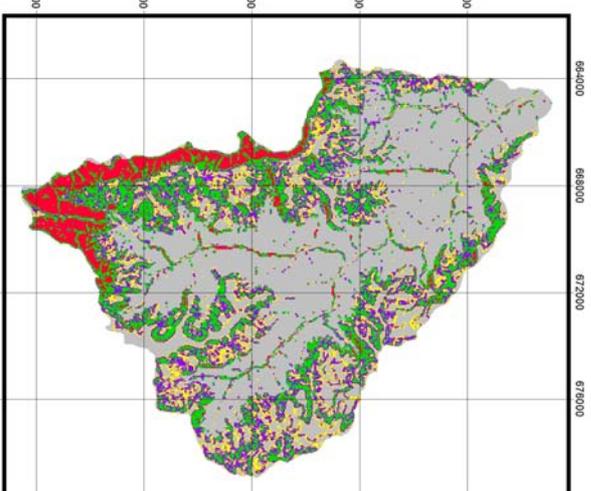
Escala 1:150000



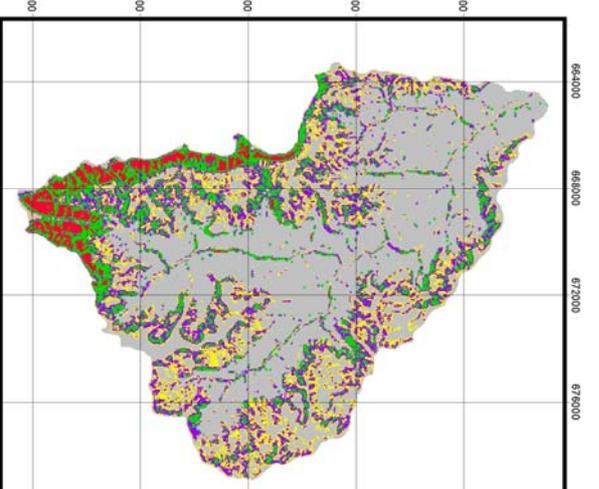
Perda de Solos - A_sim
(ton/ha.mês)



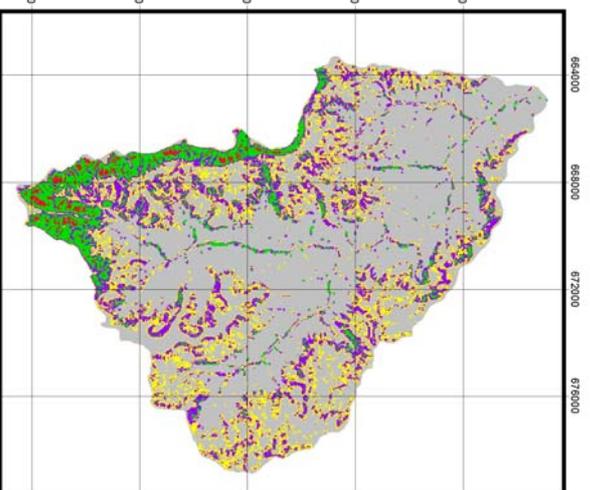
A_sim janeiro



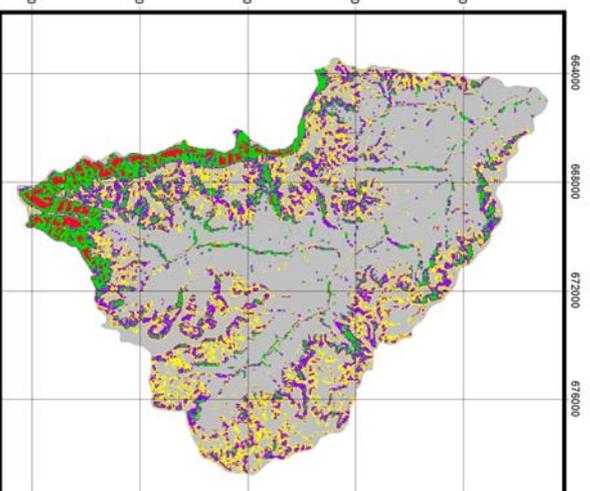
A_sim fevereiro



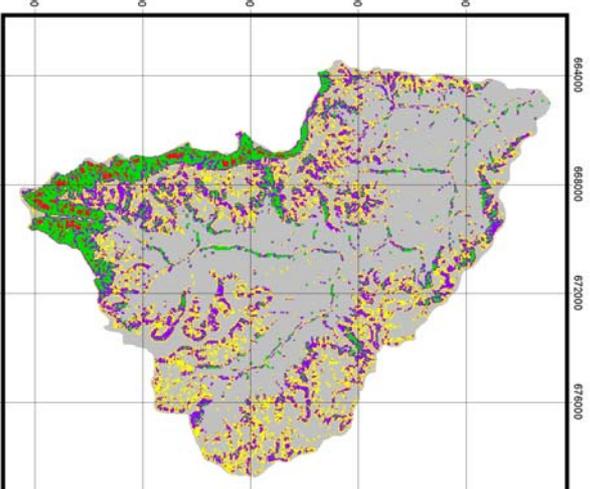
A_sim março



A_sim abril

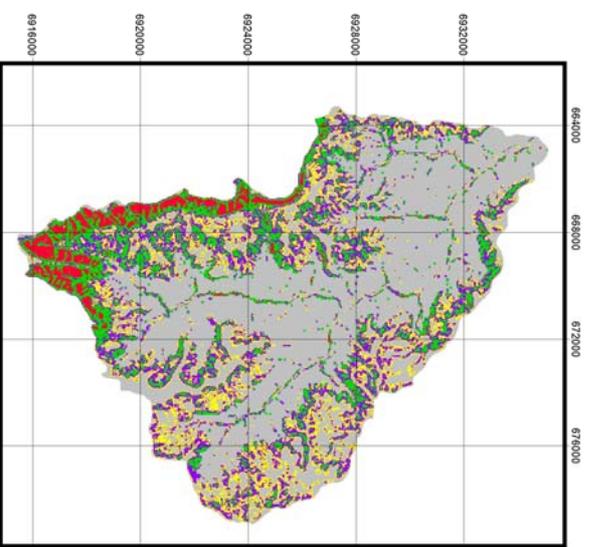


A_sim maio

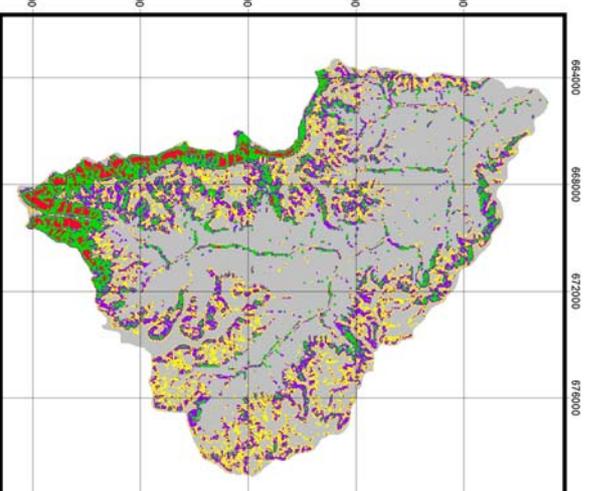


A_sim junho

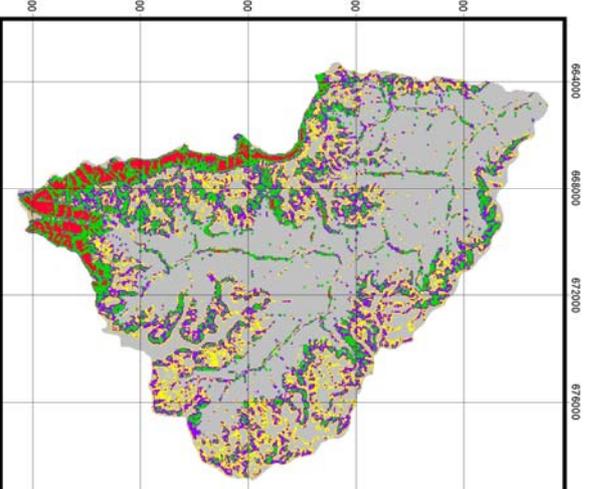
BACIA DO RIO CAETÉ
Perda de Solos Simulada
Manutenção e recuperação das
Áreas de Preservação Permanente
Julho - Dezembro



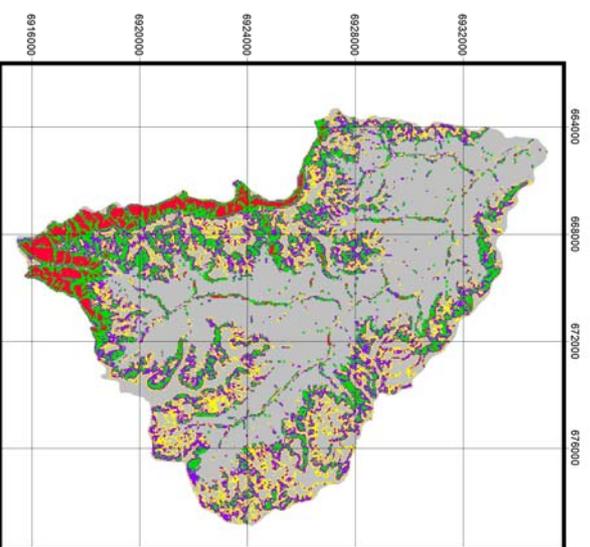
A_sim julho



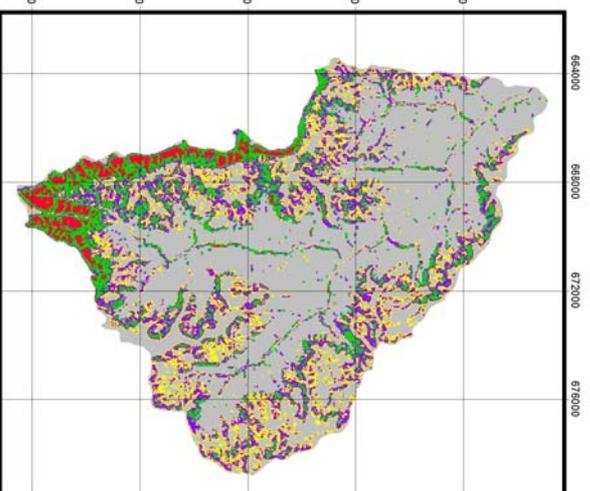
A_sim agosto



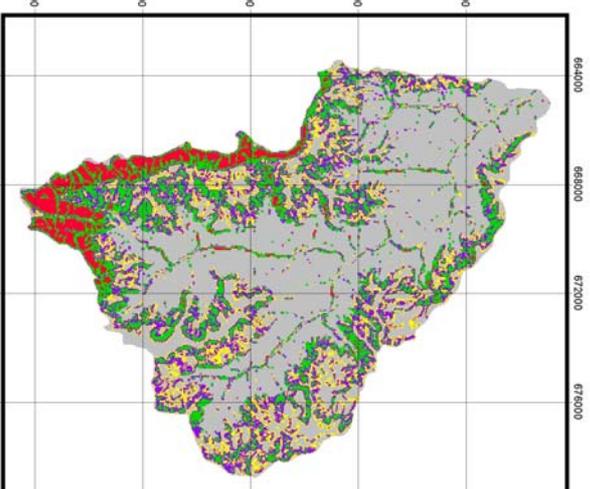
A_sim setembro



A_sim outubro



A_sim novembro



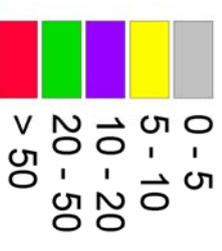
A_sim dezembro

Escala 1:150000

2 0 2 4 Kilometers



Perda de Solos - A_sim
(ton/ha.mês)



BACIA DO RIO CAETÉ

Perdas de Solo Simulada Anual

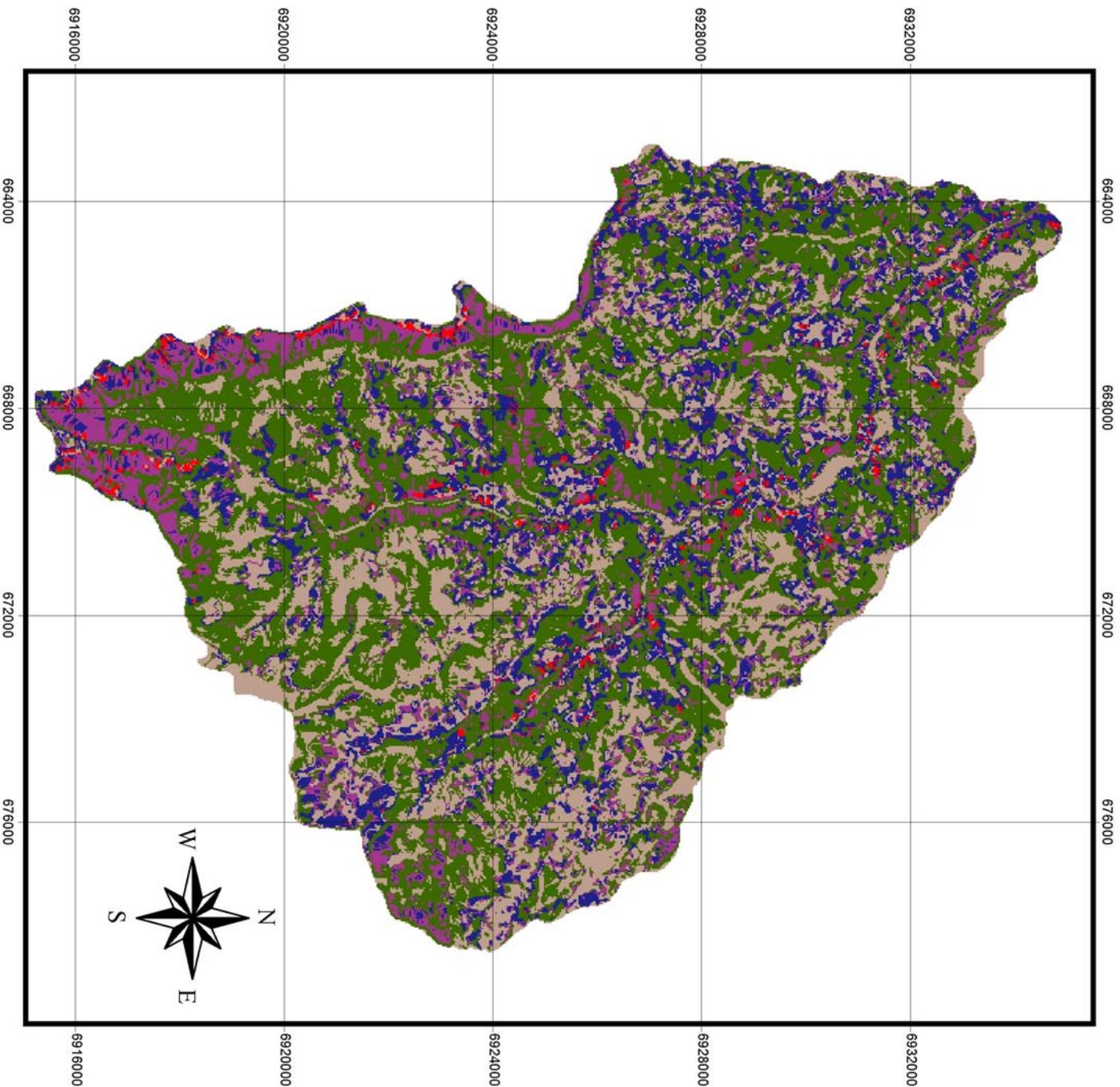
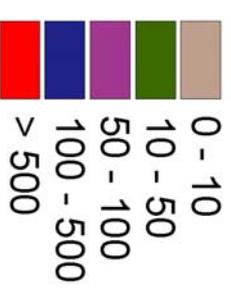
Prática de plantio em contorno

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

Escala 1:100000



Perdas de Solo - A
(ton/ha. anual)



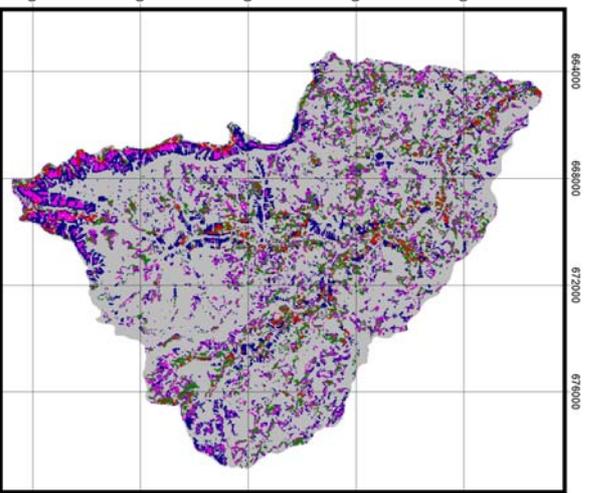
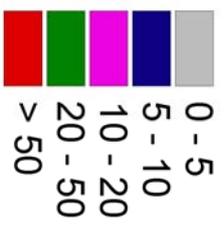
BACIA DO RIO CAETÉ
Perda de Solos Simulada
Prática de plantio em contorno
Janeiro - Junho

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

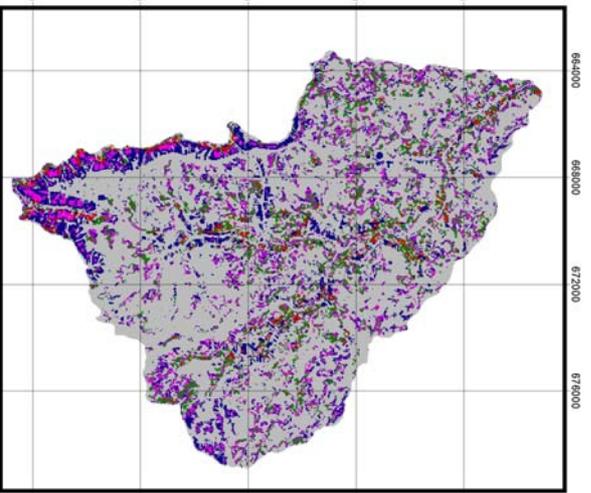
Escala 1:150000



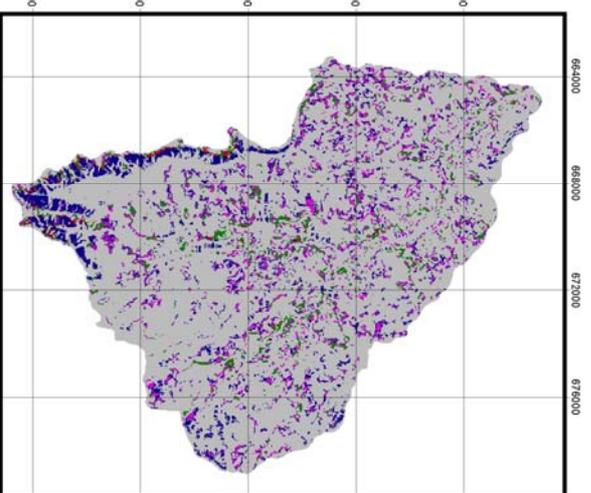
Perda de Solos - A_sim
(ton/ha.mês)



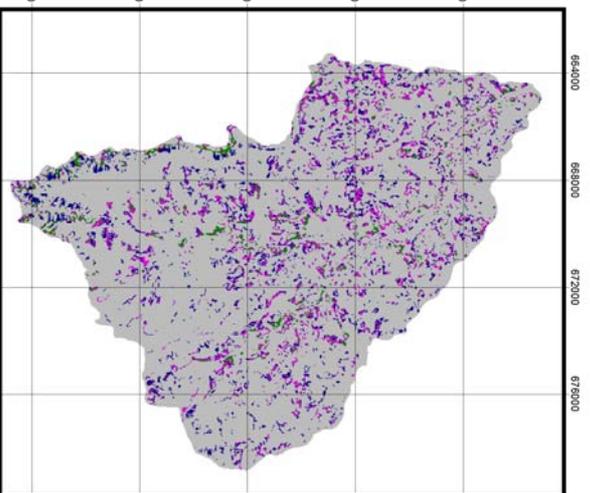
A_sim janeiro



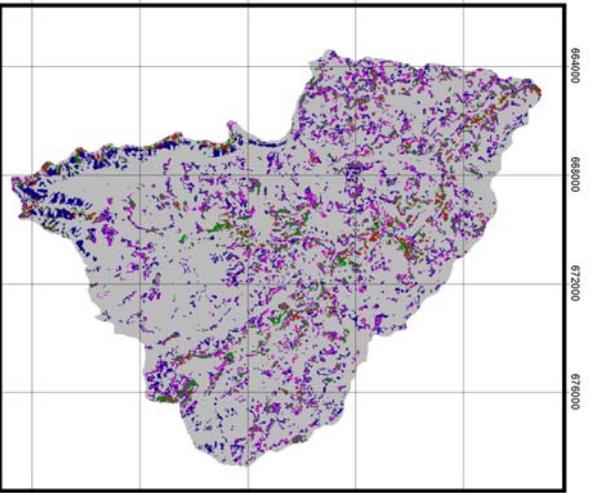
A_sim fevereiro



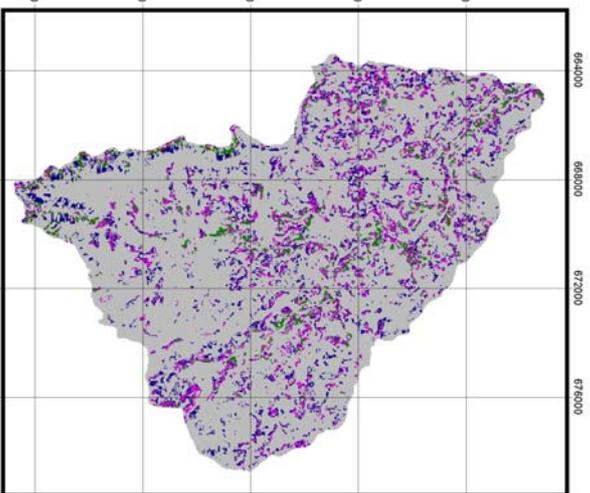
A_sim março



A_sim abril



A_sim maio



A_sim junho

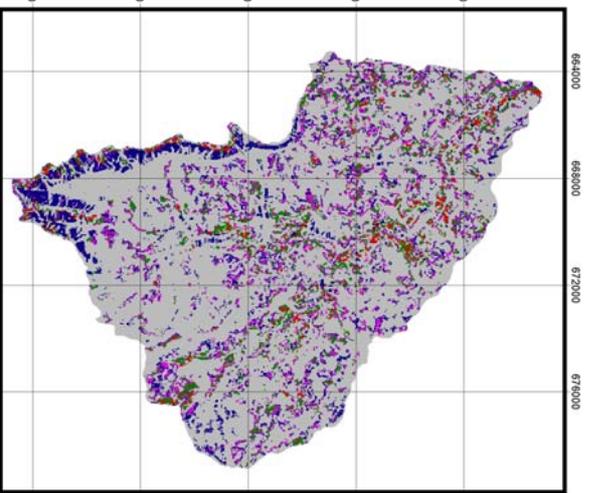
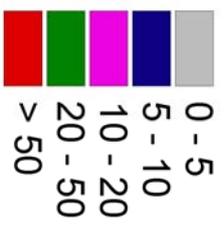
BACIA DO RIO CAETÉ
Perda de Solos Simulada
Prática de plantio em contorno
Julho - Dezembro

Sistema de projeção UTM
Datum SAD 69

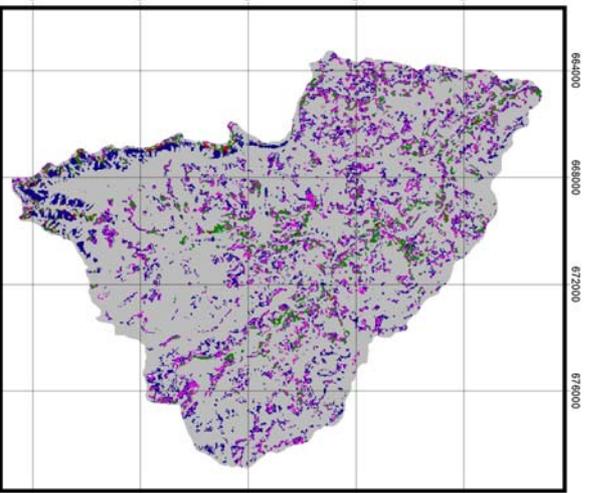
Escala 1:150000



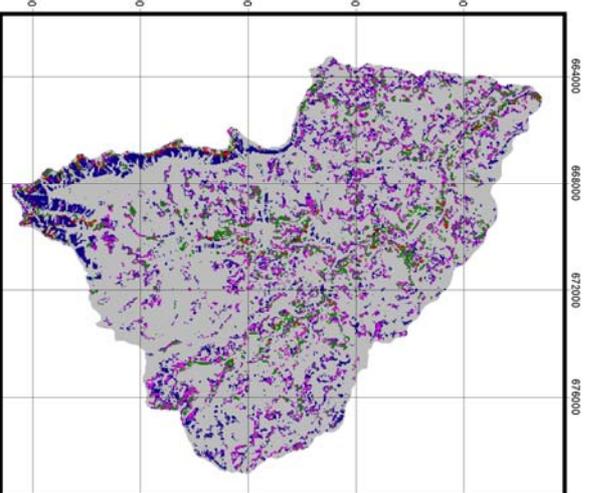
Perda de Solos - A_sim
(ton/ha.mês)



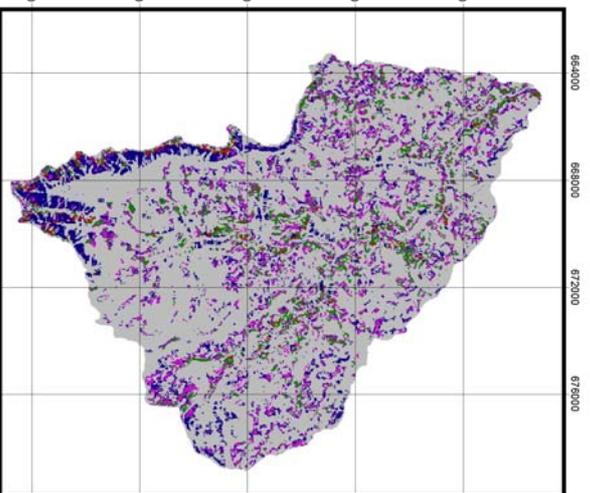
A_sim julho



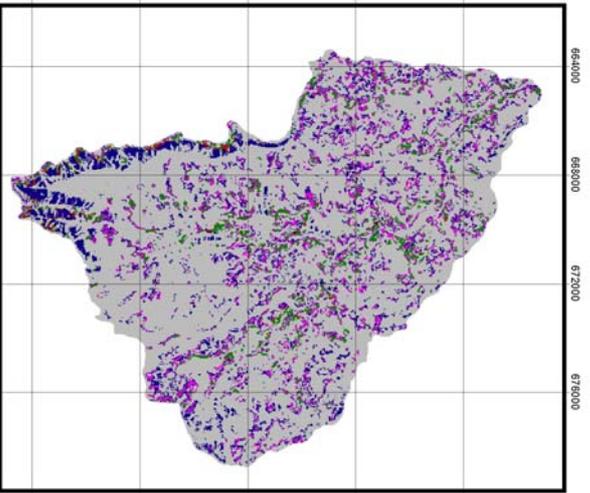
A_sim agosto



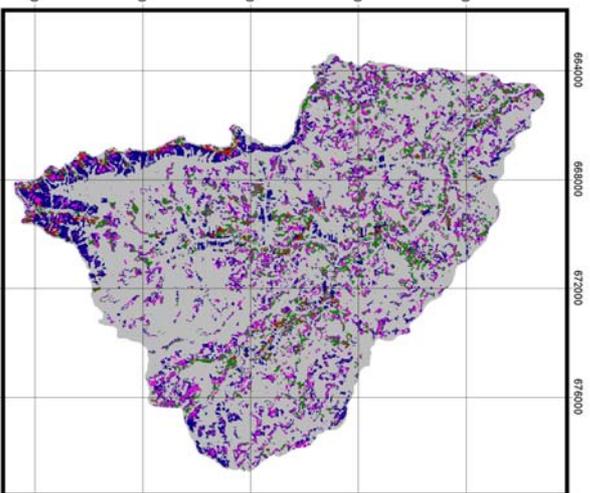
A_sim setembro



A_sim outubro



A_sim novembro



A_sim dezembro