

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Análise e otimização de projetos de Pagamentos por Serviços Ambientais
(PSA) utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG) - o caso do
município de Extrema, MG**

Cornélio Alberto Zolin

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutor em Ciências. Área de concentração:
Irrigação e Drenagem

**Piracicaba
2010**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Cornélio Alberto Zolin
Engenheiro Agrícola

**Análise e otimização de projetos de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) utilizando
Sistemas de Informações Geográficas (SIG) - o caso do município de Extrema, MG**

Orientador:
Prof. Dr. **MARCOS VINICIUS FOLEGATTI**

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutor em Ciências. Área de concentração:
Irrigação e Drenagem

**Piracicaba
2010**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Zolin, Cornélio Alberto

Análise e otimização de projetos de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG) - o caso do município de Extrema, MG / Cornélio Alberto Zolin. - - Piracicaba, 2010.

128 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.

1. Água 2. Bacia hidrográfica - Proteção 3. Conservação do solo 4. Desenvolvimento sustentável 5. Recursos hídricos 6. Sistema de Informação Geográfica I. Título

CDD 333.91
Z86a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

A
Deus,

Aos meus pais

Carlos Alberto Zolin e Tereza de Fátima Calabresi Zolin,

A minha irmã, meu cunhado e minha sobrinha,

Carla Calabresi Zolin Ciarini, Elisilton Guimarães

Ciarini e Eloise Zolin Ciarini,

A Janaina Paulino

Por todo amor, apoio e confiança

*Hei você que tem de oito a oitenta anos
Não fique aí perdido como ave sem destino
Pouco importa a ousadia dos seus planos
Eles podem vir da vivência de um ancião ou da inocência de um menino
O importante é você crer na juventude que existe dentro de você
Meu amigo meu compadre meu irmão
Escreva sua história pelas suas próprias mãos
Nunca deixe se levar por falsos líderes
Todos eles se intitulam porta vozes da razão
Pouco importa o seu tráfico de influências
Pois os compromissos assumidos quase sempre ganham subdimensão
O importante é você ver o grande líder que existe dentro de você
Não se deixe intimidar pela violência
O poder da sua mente é toda sua fortaleza
Pouco importa esse aparato bélico universal
Toda força bruta representa nada mais do que um sintoma de fraqueza
O importante é você crer nessa força incrível que existe dentro de você
Meu amigo meu compadre meu irmão
Escreva sua história pelas suas próprias mãos.*

(Zé Geraldo)

AGRADECIMENTOS

Ao professor Marcos Vinícius Folegatti, pela orientação, amizade e pelo exemplo de liderança e otimismo.

A Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, através do Departamento de Engenharia de Biosistemas, pela formação adquirida.

A Capes e ao CNPQ pela concessão das bolsas de estudo.

Ao amigo Rafael Mingoti, cuja contribuição para esse trabalho é inestimável.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem: Sérgio, Frizzone, Rubens, Tarlei e Décio, pela convivência e ensinamentos.

As secretárias Beatriz, Davilmar e Sandra, por toda atenção e prestatividade e aos funcionários Antônio, Hélio, Luiz, Gilmar e Paula.

Ao Rodrigo Sánchez-Román e a sua esposa Alba, pela amizade e convivência, pelos ensinamentos, conselhos e exemplo de vida.

Aos colegas de corredor: Cícero, Basalto, Roberto Atarassi, Ronaldo, Adriano, Jussálvia e Marcelo.

Agradeço aos amigos que conquistei e que foram companheiros em todos os momentos Lúcia, Danilton, Fava e Renato.

Ao João e a Adriana, pela amizade, ajuda e pelos grandes momentos que passamos juntos durante esse doutorado.

Aqueles que eu compartilhei a sala de aula, podendo conviver e trocar experiências e a todos que me ajudaram direta ou indiretamente, cujos nomes não caberiam nas próximas páginas, fica aqui meus agradecimentos.

Meus amigos e professores da graduação que contribuíram para minha formação profissional e pessoal. Cito aqui o professor Paulo Sérgio e o professor Altair Bertonha, por terem acreditado em mim e me incentivado na busca da pós-graduação.

A todos os meus amigos de Guaporema que torceram por mim.

Agradeço também ao Pezão (*in memoriam*), seu Edivaldo, Mantega, Marcão, Gilmar Zolin, João Vitor, Duca e Pedro Zolin (*in memoriam*).

A todos aqueles que não foram citados aqui, mas que todos os dias agradeço a Deus por terem cruzado meu caminho.

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	17
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	19
1 INTRODUÇÃO	21
2 DESENVOLVIMENTO	25
2.1 Revisão bibliográfica	25
2.1.1 Recursos hídricos no mundo	25
2.1.2 Recursos hídricos no Brasil	26
2.1.2.1 Problemática dos recursos hídricos no Brasil, o caso das BH-PCJ.....	27
2.1.3 Pagamento por serviços ambientais (PSA).....	29
2.1.3.1 PSA em bacias hidrográficas no mundo.....	29
2.1.3.2 PSA em bacias hidrográficas no Brasil	31
2.1.3.2.1 ICMS Ecológico.....	32
2.1.3.2.2 Proambiente	33
2.1.3.2.3 Bolsa Floresta.....	34
2.1.3.2.4 Projeto OÁSIS.....	35
2.1.3.2.5 Projeto “Conservador das Águas”.....	36
2.1.3.3 Avaliação dos sistemas de PSA	39
2.1.4 Importância do SIG para estudos ambientais	39
2.1.5 As florestas e sua relação com a conservação do solo e da água.....	40
2.1.6 Perda de solo	44
2.1.6.1 Determinação da perda de solo	47
2.2 Material e métodos.....	58
2.2.1 Descrição da área de estudo.....	58
2.2.1.1 Relevo.....	60
2.2.1.2 Geologia.....	61
2.2.1.3 Clima	62

2.2.1.4	Solos	63
2.2.1.5	Uso e cobertura do solo	64
2.2.2	Base digital para realização do estudo.....	66
2.2.3	Dados pluviométricos.....	67
2.2.4	Sistemas computacionais utilizados	67
2.2.5	Complementação do mapa das curvas de nível e pontos cotados.....	67
2.2.6	Elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT)	68
2.2.7	Conceituação para a definição dos cenários	69
2.2.8	Cálculo dos fatores comprimento de rampa (L) e grau de declive (S).....	70
2.2.9	Elaboração dos mapas dos fatores de uso e manejo do solo (C) e Práticas Conservacionistas (P) e definição dos cenários.....	72
2.2.10	Erodibilidade do solo (Fator K da RUSLE).....	77
2.2.11	Erosividade das chuvas (Fator R da RUSLE).....	78
2.2.12	Estimativa dos valores de erosão anual	81
2.2.13	Fluxograma da metodologia empregada no trabalho	82
2.3	Resultados e discussões.....	83
2.3.1	Valores absolutos de perda de solo	83
2.3.2	Redução relativa da perda de solo anual	86
2.3.3	Efetividade de cada fator estudado.....	92
2.3.3.1	Pastagem.....	92
2.3.3.2	Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL)	92
2.3.3.3	Mata de Topo (MT).....	93
2.3.3.4	Declividade	94
2.3.4	Perda de solo, RRPS e IRAF para as propriedades em função das classes de declive e tipos de solos.....	95
3	CONCLUSÕES	107
	REFERÊNCIAS.....	109

RESUMO

Análise e otimização de projetos de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG) - o caso do município de Extrema, MG

Com os problemas crescentes em relação aos recursos hídricos e aos conflitos de uso da água no Brasil, a necessidade de implantação de políticas que visem à mitigação desses problemas, se tornou evidente e crucial. Neste sentido, o conceito de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) tem adquirido força e se difundido ao redor do mundo. O município de Extrema, em Minas Gerais, foi pioneiro, ao implantar a primeira iniciativa municipal brasileira de PSA, conhecida como programa “Conservador das Águas”, que se fundamenta na relação existente entre a floresta e os serviços prestados por ela em relação à conservação do solo, quantidade e qualidade de água. A primeira sub-bacia do município de Extrema onde se deu início às práticas de conservação previstas do referido projeto, foi a sub-bacia das Posses, devido ao fato desta possuir a menor cobertura vegetal. Nessa sub-bacia, concomitantemente com outras práticas, foram implantados cerca de 150 ha de matas ciliares (APP), 280 ha de mata de “topo” (MT), 300 ha de reserva legal (RL), bem como, práticas de conservação do solo em toda a sua área (cerca de 1200 ha). Tendo em vista não só a importância da implantação, mas também da avaliação dos programas/projetos de PSA, o presente estudo foi realizado objetivando-se, avaliar a perda de solo na sub-bacia onde teve início o programa “Conservador das Águas”, visando determinar a potencialidade que a adoção do conceito de PSA terá para a conservação do solo dessa sub-bacia, bem como otimizar o provimento do serviço ambiental de conservação do solo em função do tamanho e localização da área de floresta. Nesse sentido, considerando-se, entre outros fatores, as práticas conservacionistas previstas e a situação de uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses, antes e após a implantação do Programa Conservador das Águas, analisaram-se a efetividade, no que concerne a redução de perda de solo, de 36 cenários diferentes de uso e cobertura do solo. Para isso, utilizou-se um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para espacialização e confecção dos diferentes planos de informação (tipos de solo, declividade, precipitação, uso e cobertura do solo, etc.) e a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), para a estimativa da perda de solo. Como resultados, verificou-se, que, a otimização da conservação do solo pode ser feita adotando-se práticas conservacionistas na pastagem; a expectativa de perda média de solo na sub-bacia das Posses para as condições de uso e cobertura do solo, antes e após a implementação do programa “Conservador das Águas”, foi de, respectivamente, $30,63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $7,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; com a implantação do programa “Conservador das Águas” a expectativa de redução de perda de solo na sub-bacia das Posses é de 91%.

Palavras-chave: Conservação do solo; Produção de sedimentos; Programa Conservador das Águas; Serviços ambientais

ABSTRACT

Access and maximization of Payment for Environmental Services (PSA) projects using Geographic Information System (SIG) – the case of Extrema, MG

Issues concerning water resources in Brazil have risen recently, therefore implementing policies aimed at mitigating this situation has become a sine qua non condition. In this context, the concept of Payment for Environmental Services (PSA) has become widespread and considered around the world. The municipality of Extrema, in Minas Gerais state, was the first city in Brazil to implement a PSA program, known as “Conservador das Águas”, which focuses on the benefits provided by forests for the soil conservation and water quantity and quality. The first watershed of Extrema was Posses, where the implementation of policies of this program were started, once this watershed has the lower vegetal cover. In this watershed, 730 ha of forest were implemented; 150 around the main river and its tributaries (APP), 280 ha in the highest parts of watershed (MT); 300 ha of Legal reserves and practices of soil conservation were applied in the whole watershed. Considering not the implementation, but also the assessment PSA projects, this study aimed to evaluate soil losses in Posses watershed and determine the potential of PSA concept to conserve soil in this watershed, besides to maximize the environmental service for soil conservation given the size and location of the forest. Therefore, it was analyzed the effectiveness, concerning to soil conservation, of 36 different scenarios related to soil use and forest cover. To that end, a Geographic Information System (SIG) was used to process the distinct data system plan (soil types, slope, rainfall, soil use and cover, etc.) and the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) to estimate soil losses. Results show that conservation could be optimized with the implementation of soil conservation practices on pasture; soil losses of Posses watershed were estimated prior and after the implementation of “Conservador das Águas” program, and showed $30.63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ and $7.06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ respectively. After implementation of “Conservador das Águas” program, the expectative of soil losses reduction is 91%.

Keywords: Soil conservation; sediment production; “Conservador das Águas”; Environmental services

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição do ICMS conforme a Constituição Federal. Fonte: Adaptado de TNC (2010).....	32
Figura 2 - Situação de degradação (A) e de uso e cobertura (B) do solo na sub-bacia das Posses antes da implantação do projeto “Conservador das águas”. Fonte: ANA (2010)	37
Figura 3 - Distribuição das sub-bacias de Extrema, MG e os rios que as compõem.....	59
Figura 4 - Localização geográfica da sub-bacia das Posses.....	60
Figura 5 - Mapa de classes de declividade da sub-bacia das Posses	61
Figura 6 - Características geológicas do município de Extrema e da sub-bacia das Posses	62
Figura 7 - Distribuição das classes de solos da sub-bacia das Posses	64
Figura 8 - Mapa de uso do solo na sub-bacia das Posses.....	66
Figura 9 - Modelo Digital do Terreno (MDT) utilizado para o calculo da erosão anual para a sub-bacia das Posses	68
Figura 10 - Mapa da erodibilidade dos solos da sub-bacia das Posses.....	78
Figura 11 - Mapa de erosividade anual da chuva na sub-bacia das Posses.....	81
Figura 12 - Fluxograma da metodologia empregada.....	82
Figura 13 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) em função da área total de floresta para os diferentes cenários estudados.....	86
Figura 14 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) em função do Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) para os diferentes cenários estudados.....	91
Figura 15 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) para os cenários com pastagem degradada e conservada	92
Figura 16 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições atuais e futuras da APP e RL.....	93
Figura 17 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições de MT.....	93
Figura 18 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições de declividade.....	94
Figura 19 - Delimitação das propriedades da sub-bacia das Posses (A) e distribuição das mesmas em função das classes de declividade (B)	95

Figura 20 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Posses, cenário 1 (A) e cenário 31 (B)	102
Figura 21 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Posses, cenário 1 (A) e cenário 19 (B)	104
Figura 22 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Posses, cenário 1 (A) e cenário 32 (B)	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores da tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo.....	45
Tabela 2 - Informações gerais sobre alguns trabalhos realizados no Brasil envolvendo a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo.....	53
Tabela 3 - Trabalhos publicados envolvendo a aplicação da USLE e / ou da RUSLE	56
Tabela 4 – Países onde os trabalhos envolvendo a aplicação da USLE e / ou da RUSLE foram publicados.....	57
Tabela 5 - Distribuição do relevo da sub-bacia das Posses.....	60
Tabela 6 - Classes de solos predominantes na sub-bacia das Posses.....	63
Tabela 7 - Uso do solo na sub-bacia das Posses.....	64
Tabela 8 - Relação das estações pluviométricas utilizadas	67
Tabela 9 - Valores do coeficiente “m” em função das classes de declive	71
Tabela 10 - Caracterização dos cenários estudados, quanto à situação, tamanho e localização do uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses	74
Tabela 11 - Valores do fator CP utilizados no cálculo da perda de solo anual	75
Tabela 12 - Classes de declives e número de propriedades em cada classe.....	76
Tabela 13 - Distribuição das classes de perda de solo anual.....	76
Tabela 14 - Classes de erodibilidade em função das unidades pedológicas, para os solos predominates na sub-bacia das Posses	77
Tabela 15 - Valores do fator de erodibilidade dos solos presentes na sub-bacia das Posses	78
Tabela 16 - Valores de precipitação média mensal e anual e de erosividade da chuva para cada mês	80
Tabela 17 - Valores absolutos de perda de solo	83
Tabela 18 - Classes de perda de solo e área representativa de cada uma das respectivas classes na sub-bacia das Posses	85
Tabela 19 - Redução relativa de perda de solo (RRPS) em função do incremento relativo de área de floresta (IRAF), para os diferentes cenários estudados.....	88
Tabela 20 - Perda de solo das propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declive e tipos de solo, no cenário 1	96

Tabela 21 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, após a implantação do projeto “Conservador das Águas”	97
Tabela 22 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 15	98
Tabela 23 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 33	99
Tabela 24 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 19	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA:	Agência Nacional de Águas
APP:	Área de Preservação Permanente
BH-PCJ:	Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
DWG:	Formato residente do programa A9CAD
EUPS:	Equação Universal de Perda de Solo
FAO:	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
GIS:	Geographic Information System
IBGE:	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IRAF:	Incremento Relativo de Área de Floresta
MDT:	Modelo Digital do Terreno
PSA:	Pagamentos por Serviços Ambientais
RL:	Reserva Legal
RMSP:	Região Metropolitana de São Paulo
RRPS:	Redução Relativa de Perda de Solo
RUSLE:	Revised Universal Soil Loss Equation
SIG:	Sistemas de Informações Geográficas
SWAT:	Soil and Water Assessment Tool
USLE:	Universal Soil Loss Equation

1 INTRODUÇÃO

De uma forma geral, os “serviços ambientais ou ecossistêmicos” referem-se aos benefícios que os seres humanos obtêm a partir dos ecossistemas. Os benefícios podem ser diretos (água, energia e alimentos), regulatórios (controle de enchentes, controle da erosão, purificação de água, etc.) ou ainda, indiretos, através do suporte das funções ecossistêmicas (ciclo de nutrientes, produção de solo e fotossíntese). Além disso, os ecossistemas promovem benefícios de ordem não material, tais como belezas cênicas, oportunidades de recreação e sustentação de questões culturais e religiosas. Já os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) dizem respeito a remuneração dos serviços ecossistêmicos, ou seja, os programas de PSA são um esforço para se obter um incentivo (remuneração) justo através de indicadores que reflitam os reais benefícios sociais, ambientais e econômicos que ambos os provedores e usuários obtêm dos ecossistemas.

Com o processo de desenvolvimento das civilizações e conseqüentemente com aumento populacional e da demanda por água, fibras, energia e alimentos, ficou cada vez mais evidente a dependência que praticamente todas as atividades humanas têm dos recursos naturais e a necessidade da conservação de tais recursos.

Grande parte deste desenvolvimento tem se dado em detrimento dos ecossistemas, promovendo a degradação do solo e da água, que conjuntamente, tem causado enormes problemas para as populações e se tornaram um assunto de interesse mundial, pois nestes recursos está a base para a sustentação da vida na Terra.

Atualmente tem-se buscado, mais que nunca, um meio de se promover o processo de desenvolvimento das sociedades de uma forma sustentável onde os recursos naturais sejam utilizados de forma a permitir o desenvolvimento e ao mesmo tempo sejam preservados para que as gerações futuras possam usufruir destes recursos.

Neste sentido, o conceito de PSA tem adquirido força e se difundido ao redor do mundo, no entanto, tal conceito começou a ser utilizado no Brasil a pouco tempo. A primeira iniciativa municipal brasileira em relação a implantação do conceito de PSA foi a do município de Extrema, localizado no sul do estado de Minas Gerais, que se encontra inserido nas Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (BH-PCJ).

Devido à grande importância das sub-bacias deste município para o armazenamento de água (manutenção dos estoques de água), que em quase sua totalidade é utilizada para o

abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o poder legislativo sancionou uma lei municipal que permite ao poder executivo efetuar pagamentos a proprietários que aderirem ao projeto chamado “Conservador das Águas”, através de práticas de conservação do solo e recomposição das áreas de floresta em suas propriedades. A primeira sub-bacia do município de Extrema onde se deu início as práticas de conservação previstas no projeto “Conservador das Águas” foi a sub-bacia das Posses, devido ao fato desta possuir a menor cobertura vegetal.

No contexto de gestão integrada de recursos hídricos em bacias hidrográficas, os recursos solo e água se encontram intimamente relacionados. O que quer que aconteça em relação ao primeiro afetará de alguma forma o segundo. Em outras palavras, todas as atividades realizadas em uma bacia hidrográfica serão refletidas, benéficamente ou não, na quantidade e/ou qualidade de seus estoques de água. Esta relação íntima evidencia a necessidade de implementação de políticas que permitam a conservação destes recursos, tais como as adotadas em Extrema.

Espera-se que as práticas conservacionistas que estão sendo implantadas neste município tenham efeitos benéficos para a conservação do solo e a manutenção da quantidade e qualidade da água, promovendo a prestação de serviços ambientais, pois é de consenso geral que as decisões em relação ao uso da terra afetam os serviços ambientais que podem ser gerados em uma bacia hidrográfica.

Tão importante quanto a implementação de projetos/sistemas de PSA é a avaliação dessas iniciativas para poder vislumbrar os serviços ambientais que podem ser efetivamente gerados. Para tanto, é de fundamental importância a consideração da bacia hidrográfica como a unidade de planejamento, ou seja, onde e como devem ser inseridas determinadas práticas (por exemplo, tipos de uso do solo) dentro de uma bacia ou sub-bacia hidrográfica, de maneira a otimizar o provimento de um determinado serviço ambiental, tal como a conservação do solo.

Outro aspecto relevante é que dentro de cada bacia ou sub-bacia hidrográfica, determinadas áreas são estratégicas para o provimento de um serviço ambiental específico, em outras palavras, tais áreas possuiriam uma potencialidade maior para o provimento de serviços ambientais, e portanto, para a remuneração de tais serviços, essa potencialidade deveria ser considerada.

Com as hipóteses de que é possível otimizar a redução de perda de solo em função do tamanho e localização das áreas de floresta e identificar na bacia ou sub-bacia hidrográfica

propriedades com maior potencial para o provimento desse serviço ambiental, realizou-se o presente estudo objetivando-se avaliar as condições de perda de solo na sub-bacia das Posses, de modo a determinar a potencialidade que a adoção do conceito de PSA terá para a conservação do solo, utilizando-se para isso, um Sistema de Informações Geográficas (SIG).

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão bibliográfica

2.1.1 Recursos hídricos no mundo

Atualmente, o planeta, com suas diversidades e abundantes formas de vida, incluindo mais de seis bilhões de seres humanos, se encontra perante uma séria crise relacionada aos recursos hídricos. Todos os indicadores apontam que esta crise, que há pouco tempo atrás era considerada apenas como potencial, aumenta ano a ano e continuará se ações corretivas não forem tomadas em curto prazo. Este problema é um dos relacionados à governança da água, que decorre, essencialmente, da forma inadequada de gestão deste recurso (UNESCO, 2003).

Com a preocupação crescente em relação aos recursos hídricos, este assunto assumiu importância tanto na escala regional (e.g., EUROPEAN UNION, 2000) como na escala global (UNITED NATIONS, 2002, 2006; WORLD WATER COUNCIL, 2006; SHIKLOMANOV, I. A., 1988; CONSTANZA, R., 1997) e a gestão integrada dos recursos hídricos, correspondentemente, cada vez mais se torna um paradigma científico (KUNDZEWICZ et al., 2007).

A disponibilidade e qualidade da água ao redor do mundo são fatores de preocupação por todas as comunidades. A qualidade de vida dos seres humanos, a saúde e a função dos ecossistemas, a economia e políticas públicas são extremamente dependentes de quanto, quando e onde a água está disponível (GLEICK, 2000).

Grande parte da problemática em relação aos recursos hídricos se deve à idéia de abundância e capacidade de renovação infinita desse recurso, o que incentivou um uso perdulário do mesmo.

Como a água se recicla globalmente através dos estados líquido, sólido e vapor, sendo apenas uma ínfima parte incorporada ou perdida nesses processos (SOPHOCLEOUS, 2004), estima-se que a quantidade total de água no planeta tem se mantido constante desde aproximadamente dois bilhões de anos atrás (CHRISTOPHERSON, 2002).

Da quantidade total de água, apenas cerca de 2,5%, ou aproximadamente 35 milhões de km³ são água doce. Se toda a água doce fosse colocada na superfície dos cinco continentes do planeta e igualmente distribuída, isto poderia ser suficiente para cobrir todos os continentes com uma camada de 235 metros de espessura (SHIKLOMANOV, 1993). No entanto, aproximadamente 2/3 da água doce (24364 km³) está locada de maneira permanente na forma de

gelo e neve nas regiões polares e montanhosas (principalmente na Antártica e Groelândia) e não estão prontamente disponíveis para o uso.

Portanto, a água doce líquida (incluindo o vapor da atmosfera e a água contida nos organismos vivos) equivale apenas 0,77% do total de água do planeta e ocorre em sua maior parte como água subterrânea, enquanto que menos de 1% desta água está disponível em lagos, pântanos e rios, e apenas 0,1% na atmosfera como vapor de água (SOPHOCLEOUS, 2004).

A questão central relacionada à problemática da água é que embora a quantidade deste recurso no planeta tenha se mantido constante, a relação entre essa quantidade e a população mundial tem diminuído drasticamente. Em outras palavras, com o aumento exponencial da população mundial e conseqüentemente aumento da demanda de água para os diferentes setores usuários (irrigação, indústrias, abastecimento público etc.), a parcela ou “poupança” de água para cada pessoa tem ficado cada vez menor.

Em várias bacias hidrográficas do mundo, os seres humanos e o ecossistema sofrem com a falta de água. Para estimativas globais, bacias hidrográficas com disponibilidade *per capita* abaixo de $1000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ou com uma razão entre demanda e disponibilidade maior do que 0,4 são consideradas sob estresse hídrico (KUNDZEWICZ, Z.W. et al., 2007). Estima-se que cerca de 1,4 a 2,1 bilhões de pessoas vivam nesse tipo de bacia hidrográfica (VÖRÖSMARTY et al., 2000; ALCAMO et al., 2003a,b; OKI et al., 2003; ARNELL, 2004). Outra observação relevante em relação a esta situação, é a de que tanto estas populações como os seus ecossistemas podem ser ainda mais impactados com a questão das mudanças climáticas.

Embora os recursos hídricos sejam renováveis, existem grandes contrastes em sua disponibilidade nas diferentes partes do mundo devido às variações sazonais e anuais relativas à precipitação, bem como outros fatores intervenientes (UNESCO, 2003).

2.1.2 Recursos hídricos no Brasil

O Brasil é, reconhecidamente, donatário de um dos patrimônios hídricos mais importantes do planeta. A magnitude desse patrimônio dá também a medida da responsabilidade dos brasileiros quanto à sua conservação e ao uso sustentável, benefício próprio, do equilíbrio ecológico planetário e da sobrevivência da humanidade (ANA, 2007).

De acordo com a ANA (2009) a vazão média anual dos rios em território brasileiro é de $179 \text{ mil m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que corresponde a aproximadamente 12% da disponibilidade hídrica superficial

mundial. Segundo a agência, se forem contabilizadas as vazões oriundas de território estrangeiro que entram no país (Amazônica: $86.321 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Uruguai: $878 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e Paraguai: $595 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), essa disponibilidade hídrica total atinge valores da ordem de $267 \text{ mil m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($8.427 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$ – 18% da disponibilidade hídrica superficial mundial). Outro aspecto relevante é que a maior parte de toda esta disponibilidade está localizada na região hidrográfica Amazônica, e isso equivale a quase três vezes a soma das vazões de todas as demais regiões hidrográficas do Brasil.

Apesar de possuir, em valores globais, uma grande oferta de recursos hídricos superficiais, o Brasil possui acentuada diferença entre suas regiões hidrográficas. Em território nacional, por exemplo, as vazões específicas chegam a variar de valores inferiores a $2,0 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ nas bacias do semiárido brasileiro, até valores superiores a $30 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ na Região Hidrográfica Amazônica (ANA, 2009).

Estes dados fazem do Brasil o país com maior disponibilidade hídrica do mundo. Contudo, existem diversos problemas em relação à variabilidade dessa disponibilidade no território nacional. Enquanto a região amazônica detém 73,6% da disponibilidade hídrica nacional, apenas cerca de 5% da população vivem nesta região. Portanto, restam cerca de 26,4% da disponibilidade hídrica para atender os 95% da população restante.

2.1.2.1 Problemática dos recursos hídricos no Brasil, o caso das BH-PCJ

Embora o Brasil seja o país mais bem dotado de reservas hídricas do planeta, estas por sua vez não estão distribuídas de acordo com a concentração das populações. Nem sempre onde ocorrem as maiores concentrações urbanas e altas demandas, estão presentes as maiores porções destas reservas hídricas, e isto causa sérios problemas em relação à manutenção do abastecimento das regiões mais populosas.

A problemática da água é extremamente complexa e tem diferentes dimensões: a) A dificuldade na obtenção da água é um problema vivido e manifesto principalmente pelas populações rurais, que são consumidores diretos; a população urbana consome esse recurso através de empresas distribuidoras; b) a problemática da água é visualizada de acordo com o nível de renda das pessoas; c) a escassez da água é percebida de forma diferente, de acordo com a escala de consumo; d) os problemas de água manifestam-se de forma tanto quantitativa como qualitativamente numa mesma região ou localidade ao longo do tempo; e) a água é um recurso essencial para a vida, por isso a preocupação crescente da sociedade por sua conservação e pelo

uso adequado. São muitas as perspectivas, os interesses, as percepções e as alternativas de uso dos recursos hídricos, devido à diversidade de agentes, posições, rendas, prioridades e localizações (SÁNCHEZ-ROMÁN et al. 2009).

Bons exemplos dessa problemática são as BH-PCJ de onde são transpostos $31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para o abastecimento da RMSP, comprometendo a disponibilidade hídrica destas bacias. As BH-PCJ estão inseridas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 5 (UGRHI-5) e são compostas por 64 municípios, 60 destes pertencendo ao estado de SP e 4 ao de MG, dentre eles o município de Extrema. As UGRH foram criadas com o intuito de favorecer o planejamento e a utilização integrada dos recursos hídricos dos estados, procurando a resolução de conflitos como o desequilíbrio entre demanda e disponibilidade de água e a manutenção de uma boa qualidade da água (SÃO PAULO, 1991).

As BH-PCJ são altamente industrializadas e urbanizadas, concentrando mais de 7% do PIB brasileiro em uma área de apenas 15.414 km^2 (BROCHI, 2007). Essas bacias não possuem uma disponibilidade de água adequada para suportar as taxas de desenvolvimento econômico e populacional que se tem observado ao longo do tempo. Essa problemática se agrava ainda mais com a questão da transposição.

Vários trabalhos, como os de Sánchez-Román et al. (2009); González et al. (2008); Sánchez-Román e Folegatti (2008) e Folegatti et al. (2010), relacionados à problemática dos recursos hídricos nas BH-PCJ, tem sido desenvolvidos visando auxiliar os tomadores de decisões no que concerne às possíveis políticas a serem implementadas para gestão dos recursos hídricos destas bacias.

Segundo Folegatti et al. (2010), em casos como os das bacias PCJ, onde há um problema físico de disponibilidade de água (quando os recursos hídricos não são suficientes para atender as demandas dos diferentes setores usuários), a mitigação dessa problemática terá que se fundamentar basicamente em políticas de gestão, tanto econômicas quanto sociais e ambientais, que atendam esse propósito.

Uma vez que em regiões com alto grau de urbanização ocorre também uma maior indisponibilização dos recursos hídricos, devido aos fatores inerentes às grandes áreas densamente povoadas, a necessidade de ações que visem a proteção de áreas estratégicas para a retenção e armazenamento de água, utilizada para o abastecimento desses grandes centros, é de grande relevância.

Em regiões com alto índice demográfico, como por exemplo, o caso da região metropolitana de São Paulo e das BH-PCJ, o estudo das bacias hidrográficas como unidade de planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos, que por sua vez contemplam as medidas de conservação das áreas próximas aos rios, represas e áreas de mananciais, é um dos fatores principais para garantir o abastecimento de água em quantidade e qualidade.

Neste contexto de políticas de gestão, iniciativas importantes foram tomadas para tentar amenizar a escassez de água nas BH-PCJ, tais como a implantação do conceito de PSA, que visa a conservação do solo e da água nas cabeceiras destas bacias.

2.1.3 Pagamento por serviços ambientais (PSA)

2.1.3.1 PSA em bacias hidrográficas no mundo

Segundo o Forum Regional (2004), os PSA são esquemas flexíveis, mecanismos diretos e promissores de compensação, onde os prestadores de serviços são pagos pelos utilizadores do serviço. No contexto de uma bacia hidrográfica, os PSA geralmente envolvem a implementação de mecanismos de mercado para compensar os proprietários que vivem a montante, a fim de manter ou modificar um determinado uso da terra, que está afetando a disponibilidade e/ou a qualidade dos recursos hídricos a jusante.

De acordo com Constanza et al. (1997), o exercício de avaliação dos serviços ambientais consiste na determinação dos benefícios que pequenas mudanças nestes serviços podem trazer para o bem estar humano.

Para Wunder (2007), a idéia central do PSA é que as pessoas que são beneficiadas com os serviços ambientais oferecidos façam contratos diretos para pagamento dos produtores locais ou usuários das terras (provedores de serviço), que adotam práticas de uso da terra e seus recursos de modo a promover sua conservação e restauração.

As demandas por serviços ambientais, por sua vez, podem ser geradas através de preferências privadas (por exemplo, ecoturismo), preferências públicas (proteção de áreas estratégicas de armazenamento de água para abastecimento público e proteção de espécies), ou políticas internacionais para diminuição das emissões de gases (WUNDER, 2007).

De acordo com Wunder (2005), um sistema de pagamento por serviços ambientais deve obedecer a cinco critérios: existência de um serviço ambiental bem definido; existência de pelo menos um vendedor de serviços ambientais; existência de pelo menos um comprador para o

serviço oferecido; transações voluntárias entre ambos os vendedores/compradores, e por fim, os pagamentos estão condicionados a um contrato sobre os serviços ambientais que realmente podem ser fornecidos.

No caso de uma bacia hidrográfica, os cinco critérios podem ser entendidos da seguinte forma: os serviços a serem fornecidos são, por exemplo, a redução da erosão, aumento da cobertura vegetal e a infiltração de água. Os vendedores do serviço são os produtores rurais (donos das áreas estratégicas para o provimento dos serviços ambientais), que utilizam práticas conservacionistas em suas propriedades e assim contribuem para a melhoria dos recursos hídricos e conservação dos solos. Os compradores são os que estão a jusante da bacia e se beneficiam do serviço; as transações podem ser realizadas através de contratos específicos, intermediados pelos responsáveis do sistema de PSA, e os pagamentos podem ser realizados de acordo com o estabelecimento e o cumprimento de metas.

As regiões com escassez de água, redução da área de florestas, degradação dos solos e aumento da demanda de água, apresentam um elevado potencial para a implantação dos sistemas de PSA.

Enquanto alguns lugares apresentam uma grande aceitação em relação aos incentivos de mercado para a gestão da água e conservação dos solos, outros lugares se opõem a esta possibilidade. Além disso, algumas pessoas não conseguem conciliar o fato de que a água é necessária para satisfazer as necessidades humanas básicas, com a realidade de que os recursos hídricos tornam-se cada vez mais escassos e, conseqüentemente, mais passíveis de serem comercializados (DILLAHA, 2007).

Atualmente existem vários sistemas de PSA em bacias hidrográficas ao redor do mundo, destacadamente nos países da América Latina como: Costa Rica, El Salvador, Equador, Peru, Guatemala e Colômbia, e também países como os EUA, Espanha e Itália.

Nos últimos anos tem havido experiências consideráveis com os sistemas de PSA na América Latina, a qual tem se mostrado bastante promissora para a implantação de tais serviços. Diferentes sistemas de PSA vêm sendo criados, desde projetos locais em áreas pilotos, com um serviço ambiental bem definido, até programas nacionais suportados pelos governos.

A Costa Rica criou um projeto pioneiro de PSA em âmbito nacional, implementado pelo National Fund for Forestry Financing (FONAFIFO). De acordo com a lei florestal do país, usuários de terra podem receber pagamentos pelos serviços ambientais promovidos por eles, tais

como a redução de emissões de gases que aumentam o efeito estufa, a proteção de bacias hidrográficas e da biodiversidade e a conservação da beleza cênica. O financiamento para a execução do programa é proveniente de: (i) recursos públicos (impostos sobre gasolina e recursos florestais); (ii) acordos com empresas privadas (como a Energía Global, Compañía Nacional de Fuerza y Luz) e (iii) projetos e mecanismos de mercado, como o Projeto de Ecomarkets fundado pelo Banco Mundial (OAS, 2005).

Outra experiência de PSA em bacias hidrográficas bastante conhecida é a da cidade de Nova Iorque, que no início da década de 1990, devido à combinação de problemas que a cidade vinha enfrentando, precisou reconsiderar a sua estratégia de abastecimento de água. O governo da cidade exigiu aos seus fornecedores de água que realizassem um processo de filtragem nas águas superficiais, exceto se eles se comprometessem a tomar outras medidas, tais como a proteção das bacias hidrográficas a montante da cidade, a fim de evitar possíveis contaminações dos usuários. Como noventa por cento do abastecimento de água da cidade de Nova Iorque vem de uma bacia hidrográfica que se estende 200 km ao norte e a oeste da cidade, as autoridades locais chegaram a conclusão que a construção de estações de tratamento de água teriam um custo de cerca de 6 a 8 bilhões de dólares. Já a proteção das bacias hidrográficas, incluindo a aquisição das terras das bacias estratégicas para abastecimento de água da cidade, o pagamento aos agricultores para mudar as práticas de uso do solo e reduzir as fontes de contaminação nas bacias hidrográficas, teria custado apenas cerca US\$ 1,5 bilhões e resultaria no mesmo nível de qualidade da água (FAO, 2007).

Além dos exemplos citados, outros sistemas de PSA também tem funcionado em países como México e Honduras, onde os governos optam por investir em capital natural para promover uma melhora em seus recursos naturais, tais como a água.

A escolha de se investir em capital natural como forma de garantir serviços ambientais, tais como a conservação do solo e a disponibilização de água para abastecimento público, tem se mostrado uma ferramenta interessante e eficiente para a implantação de políticas voltadas à preservação e à manutenção dos recursos naturais.

2.1.3.2 PSA em bacias hidrográficas no Brasil

Embora o Brasil se apresente como um país bastante promissor para a implantação de sistemas de PSA, devido às possibilidades de demanda destes serviços e à sua grande variedade

de recursos naturais, estas iniciativas ainda são bastante tímidas, principalmente em relação à preservação dos recursos hídricos.

2.1.3.2.1 ICMS Ecológico

O imposto ecológico (ICMS - Ecológico) é um mecanismo que foi adotado por vários estados do Brasil para subsidiar e incentivar as ações de conservação. Permite aos municípios brasileiros receberem parte de recursos financeiros arrecadados do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), em reconhecimento da prestação de um determinado serviço ambiental à sociedade, como a preservação de áreas florestadas existentes no município.

O ICMS Ecológico trata de um critério de distribuição da cota-parte do ICMS a que os municípios têm direito, de acordo com o artigo 158, da Constituição Federal, materializado pela existência, em seus territórios, de mananciais de abastecimento para municípios e unidades de conservação ou terras indígenas (LOUREIRO, 2002).

A possibilidade do estado criar o ICMS Ecológico dá-se mediante consideração do critério ambiental no momento de calcular a participação de cada um dos municípios na repartição dos valores arrecadados. Ou seja, o nome “ICMS Ecológico” advém da possibilidade de estipular critérios ambientais para uma parcela de 6,25% a que fazem jus os municípios, conforme previsto na Constituição Federal (TNC, 2010). Na Figura 1 segue discriminada a distribuição do ICMS conforme a Constituição Federal.

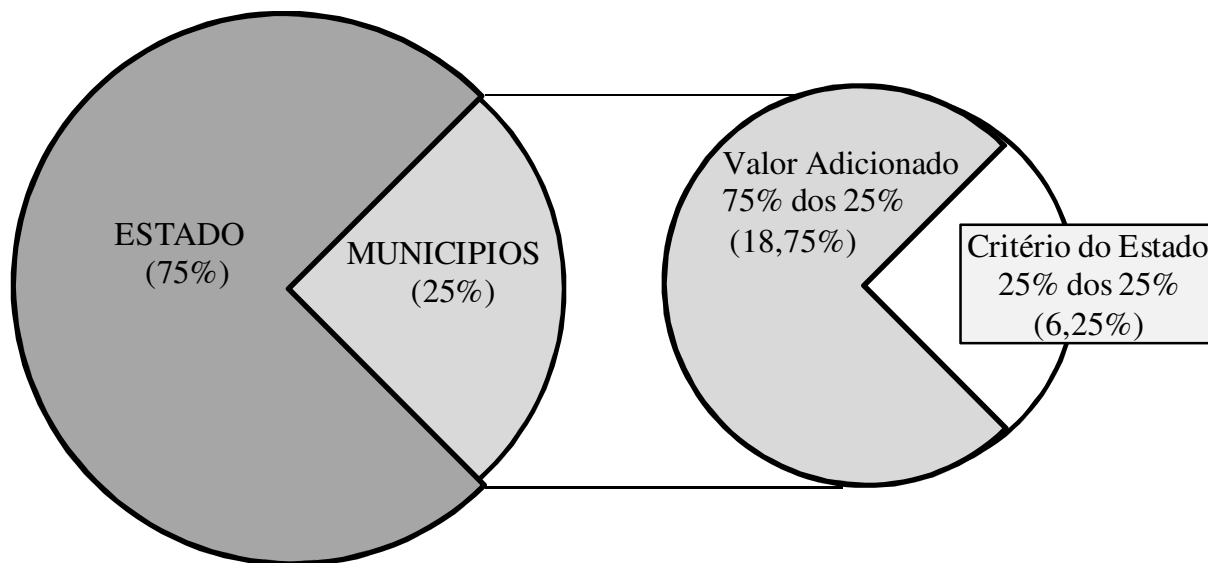


Figura 1 - Distribuição do ICMS conforme a Constituição Federal. Fonte: Adaptado de TNC (2010)

TNC (2010) observa que o ICMS Ecológico pode servir como um instrumento de estímulo à conservação da biodiversidade, quando ele compensa o município pelas áreas protegidas já existentes e também quando incentiva a criação de novas áreas protegidas, já que considera o percentual que os municípios possuem de áreas de conservação em seus territórios. Entretanto, é importante destacar que, de forma geral, o critério ambiental refletido no ICMS Ecológico é mais amplo, e abarca, além das Áreas Protegidas, outros fatores, como a gestão de resíduos sólidos, o tratamento de esgoto e outros determinados de acordo com cada lei estadual. Portanto, pode-se conceituar o ICMS Ecológico como o critério ou conjunto de critérios ambientais, utilizados para a determinação do quanto cada município vai receber na repartição dos recursos financeiros, arrecadados com o ICMS.

Criado pioneiramente no Paraná, em 1991, o ICMS Ecológico foi depois instituído e implementado nos estados de São Paulo (1993), Minas Gerais (1995), Rondônia (1996), Rio Grande do Sul (1998), Mato Grosso do Sul (2001), Mato Grosso (2001) e Pernambuco (2001), tendo ainda legislação aprovada no Amapá (1996) e estando em discussão, em várias instâncias, em mais oito estados brasileiros (Goiás, Espírito Santo, Paraíba, Ceará, Bahia, Santa Catarina, Tocantins e Pará) (LOUREIRO, 2002).

De acordo com a TNC (2010), os seguintes estados também já implementaram o ICMS ecológico em seus territórios: Tocantins, Piauí, Acre, Rio de Janeiro, Ceará e Amapá.

2.1.3.2.2 Proambiente

O Programa de Desenvolvimento Socio-ambiental de Produção Familiar Rural (Proambiente) é um Programa do Governo Federal alocado na Secretaria de Desenvolvimento Sustentável (SDS) do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e tem como objetivo promover o equilíbrio entre a conservação dos recursos naturais e produção familiar rural, por meio da gestão ambiental do territorial rural, do planejamento integrado das unidades produtivas e da prestação de serviços ambientais. Reúne conceitos de produção rural e de conservação ambiental. Permite a remuneração de Serviços Ambientais prestados à sociedade brasileira e internacional, tais como redução do desmatamento, sequestro de carbono atmosférico, restabelecimento das funções hidrológicas dos ecossistemas, conservação, preservação da biodiversidade, conservação dos solos, redução da deterioração da paisagem, troca de matriz energética e eliminação de agroquímicos (BRASIL, 2010).

A proposta de política pública do Proambiente foi construída pelos principais movimentos sociais rurais da Amazônia, em parceria com organizações não-governamentais, e foi incorporada como política pública do Governo Federal a partir da incorporação das ações no Plano Plurianual de 2004 a 2007. O Programa tem como princípios norteadores a gestão compartilhada, o controle social, o planejamento integrado da unidade de produção e o reconhecimento dos serviços ambientais. O Proambiente tem como públicos prioritários os agricultores familiares e os povos e comunidades tradicionais. Atualmente são 11 pólos localizados na Amazônia Legal envolvendo cerca de 4.000 famílias (BRASIL, 2010).

2.1.3.2.3 Bolsa Floresta

O Bolsa Floresta é um programa do Governo do Amazonas para reconhecer, valorizar e compensar as populações tradicionais e indígenas do estado pelo seu papel na conservação das florestas, rios, lagos e igarapés. É o primeiro programa brasileiro de pagamento de serviços ambientais feito diretamente para as comunidades que residem nas unidades de conservação do estado, com o principal objetivo de reduzir as emissões de gases decorrentes do desmatamento. O Programa foi construído de forma participativa, com ampla discussão com instituições governamentais e não-governamentais do Amazonas. O dinheiro para o pagamento dos benefícios vem dos juros dos recursos existentes no Fundo Estadual de Mudanças Climáticas (AMAZONAS, 2010).

De acordo com Amazonas (2010), o programa Bolsa Floresta Possui 4 componentes, sendo estes: 1) Bolsa Floresta Renda (incentivo à produção sustentável); 2) Bolsa Floresta Social (investimentos em saúde, educação, transporte e comunicação); 3) Bolsa Floresta Associação (fortalecimento da associação e controle social do programa) e; 4) Bolsa Floresta Familiar (envolvimento das famílias na redução do desmatamento).

O primeiro componente é o Bolsa Floresta Renda (BFR), um investimento de R\$ 140 mil ao ano por unidade de conservação. Ele é destinado ao apoio à produção sustentável: peixe, óleos vegetais, frutas, mel, castanha entre outros. A meta é promover arranjos produtivos e certificação de produtos que aumentem o valor recebido pelo produtor. São elegíveis todas as atividades que não produzam desmatamento e que estejam legalizadas e que valorizam a floresta em “pé”.

O segundo componente é o Bolsa Floresta Social, um investimento de R\$ 140 mil por ano por unidade de conservação. Este componente é destinado à melhoria da educação, saúde,

comunicação e transporte. As ações são desenvolvidas em parceria com os órgãos governamentais responsáveis e instituições colaboradoras.

O Bolsa Floresta Associação (BFA), terceiro componente, destinado às associações dos moradores das unidade de conservação do estado, equivale a 10% da soma de todas as Bolsas Floresta Familiares. Sua função é fortalecer a organização e o controle social do programa. O BFA promove a gestão participativa por meio do fortalecimento da organização comunitária, empoderamento (inclusão social e exercício da cidadania) das comunidades e o controle social do Programa Bolsa Floresta, visando a implementação da unidade de conservação. Além disso, contribui para o exercício da liderança associativa nas unidades de conservação do Estado do Amazonas.

O quarto componente, o Bolsa Floresta Familiar, tem como objetivo promover o envolvimento das famílias moradoras e usuárias das unidades de conservação estaduais para redução do desmatamento e valorização da floresta em pé. Esta modalidade também atua no sentido de promover o entendimento da realidade sócio-econômica e ambiental para melhorar a eficiência na aplicação dos recursos e avaliação dos resultados dos investimentos.

Na prática, diz respeito ao pagamento de uma recompensa mensal de R\$ 50 por mês, pago às mães de famílias residentes dentro de unidades de conservação, que estejam dispostas a assumir um compromisso de conservação ambiental e desenvolvimento sustentável. É um importante mecanismo para envolver a população nas atividades de combate ao desmatamento. O BFF não é um salário e não pretende ser a principal fonte de renda das famílias. É um complemento de renda pago a título de recompensa pela conservação da floresta.

2.1.3.2.4 Projeto OÁSIS

A Fundação O Boticário (FOB), de Proteção à Natureza lançou no ano de 2006 o Projeto Oásis. O foco do projeto é a proteção de mananciais da grande São Paulo e sua conseqüente contribuição para a manutenção da qualidade da água que abastece cerca de quatro milhões de pessoas.

O Projeto Oásis visa fortalecer a proteção de remanescentes de Mata Atlântica e ecossistemas associados na Área de Proteção aos Mananciais da região metropolitana de São Paulo (RMSP), especificamente na bacia hidrográfica da represa de Guarapiranga, e nas Áreas de Proteção Ambiental municipais do Capivari-Monos e Bororé-Colônia, abrangendo uma região de

aproximadamente 82 mil hectares. As ações deste projeto contribuem com a manutenção em longo prazo de um manancial estratégico para esta metrópole.

O principal diferencial do projeto é o apoio técnico e financeiro à conservação de áreas naturais em propriedades particulares, destinado a proprietários que se comprometam a conservar estes remanescentes, por intermédio de contratos de “premiação por serviços ecossistêmicos” (FOB, 2008).

Além das iniciativas de implantação de PSA acima descritas, existem outras já implantadas ou em fase de tramitação. Um projeto já implantado que merece destaque é o projeto “Conservador das Águas” na sub-bacia do ribeirão das Posses no município de Extrema em MG, por ser o primeiro do Brasil a implantar o conceito de PSA para proteção das fontes hídricas do município que fornece água para o sistema Cantareira, responsável pelo abastecimento de mais de 50% da Região Metropolitana de São Paulo.

2.1.3.2.5 Projeto “Conservador das Águas”

Criado pela lei municipal nº 2.100 de 21 de dezembro de 2005, o projeto “Conservador das Águas” é a primeira iniciativa municipal brasileira que implanta o conceito de PSA baseada na relação existente entre a floresta e os serviços prestados por ela em relação à conservação do solo e a qualidade e quantidade de água (TNC, 2010).

Com o objetivo de implantar o conceito de PSA, a prefeitura de Extrema juntamente com parceiros do projeto, compensam financeiramente proprietários rurais que se comprometam a aderir ao projeto “Conservador das Águas”, através da execução de ações de proteção florestal e restauração de suas áreas degradadas que margeiam os cursos d’água, dentro da sub-bacia hidrográfica das Posses, inserida no município (EXTREMA, 2008).

Na sub-bacia das Posses, de acordo com Silva et al. (2008) e Freitas (2008), o uso predominante do solo é a pastagem, que é utilizada basicamente para alimentação animal na pecuária leiteira. Essas pastagens por sua vez, se encontram em elevado grau de degradação e com baixa densidade animal, favorecendo os processos erosivos nessa sub-bacia. Outro fator importante, segundo Silva et al. (2008), é que o relevo acidentado e a alta erodibilidade dos solos presentes na sub-bacia das Posses, agravam ainda mais esses processos.

Nas Figuras 2A e B estão apresentadas as condições preponderantes de uso e ocupação do solo na sub-bacia das Posses, antes da implantação do projeto “Conservador das Águas”, onde

é possível observar a degradação dos solos e da pastagem, bem como o elevado declive do terreno.



(A)

(B)

Figura 2 - Situação de degradação (A) e de uso e cobertura (B) do solo na sub-bacia das Posses antes da implantação do projeto “Conservador das águas”. Fonte: ANA (2010)

Espera-se que as práticas a serem adotadas pelo projeto tenham reflexos na quantidade e qualidade dos recursos hídricos, redução da erosão e diminuição da sedimentação das sub-bacias hidrográficas do município de Extrema-MG, onde se concentra grande parte das nascentes que contribuem para o armazenamento da água utilizada pelo sistema Cantareira.

A base conceitual do projeto vai do princípio do poluidor pagador ao provedor-recebedor, da cobrança pelo uso da água ao incentivo do conservador de água, é justo dar apoio ao proprietário rural que aplique recursos para preservar e conservar os mananciais. Sendo a água um bem público, finito e dotado de valor econômico, as boas práticas adotadas para melhorar a oferta e a qualidade dos recursos hídricos devem ser remuneradas como fator de estímulo e de renda.

O objetivo geral do projeto é garantir a sustentabilidade socioambiental das práticas implantadas por meio do pagamento pelos serviços ambientais e gerar incentivos econômicos a proprietários que ainda têm áreas de floresta nativa e/ou que queiram se adequar ao código florestal vigente; e os objetivos específicos são: 1 - Aumentar a cobertura vegetal e implantar micro-corredores ecológicos. 2 - Reduzir a poluição decorrente dos processos erosivos e da falta de saneamento. 3 - Garantir a sustentabilidade socioambiental dos manejos e práticas implantadas, por meio dos serviços ambientais.

Como metodologia, o projeto “Conservador das Águas” visa alcançar seus objetivos através da adoção de práticas conservacionistas de solo, com finalidade de abatimento efetivo da

erosão e da sedimentação, implantação de sistemas de saneamento ambiental, implantação e manutenção das áreas de preservação permanente e da Reserva Legal e implantação dos serviços ambientais.

As metas estabelecidas com a implantação do projeto são: 1 - Adoção de práticas conservacionistas de solo, com finalidade de abatimento efetivo da erosão e da sedimentação; 2 - Implantação de Sistemas de Saneamento Ambiental; abastecimento de água, tratamento de esgoto e coleta de lixo; 3 - Implantação e Manutenção das Áreas de Preservação Permanente e 4 - Implantação através de averbação em cartório da Reserva Legal.

Espera-se ao final do projeto: 50 nascentes protegidas, 150 ha de matas ciliares, 280 ha de mata de “topo”, 300 ha de reserva legal, 1200 ha de solos conservados e 100 propriedades com saneamento.

Com a implantação do projeto e adoção das práticas nele proposta, têm-se como hipóteses: 1 - Redução efetiva dos processos erosivos e conseqüentemente redução do transporte de sedimentos; 2 - Aumento da vazão média do manancial ao longo do tempo; 3 - Melhoria ou manutenção da qualidade da água dos mananciais das sub-bacias hidrográficas de Extrema MG.

No que diz respeito à segunda hipótese do projeto “Conservador das Águas”, ou seja, ao aumento da vazão média do manancial ao longo do tempo, é importante fazer algumas observações. Em termos hidrológicos, devido ao aumento da infiltração de água, que se espera que ocorra na sub-bacia das Posses, decorrente da implementação das práticas previstas no projeto, ocorrerá um aumento da vazão mínima ou fluxo de base do manancial dessa sub-bacia, e não da vazão média. Para que seja propiciado um aumento de vazão média em uma bacia ou sub-bacia hidrográfica, um dos mecanismos seria o oposto do previsto no projeto “Conservador das Águas. Em outras palavras, para se aumentar a vazão média de uma bacia ou sub-bacia hidrográfica, uma das opções seria reduzir a cobertura vegetal da mesma, pois isso acarretaria no aumento do escoamento superficial e conseqüentemente da vazão média; portanto, seria necessário desmatar e não reflorestar a área em questão.

Neste contexto dos projetos/programas de PSA, é importante fazer algumas observações em relação às particularidades desses projetos/programas. Enquanto que o “ICMS Ecológico” possibilita uma remuneração aos municípios, de forma mais ampla, o Proambiente e Bolsa floresta possibilitam o pagamento tanto a proprietários como comunidades. Já o projeto Oásis e o “Conservador das Águas” tem como foco a propriedade rural; portanto, a remuneração do

proprietário (provedor do serviço ambiental). Vale destacar ainda, que o limite ou unidade de planejamento para a implantação desses projetos/programas são diferentes, ficando explícito a consideração da bacia hidrográfica como unidade de planejamento/gestão apenas nos dois últimos projetos mencionados, conceito este de fundamental importância para a otimização do provimento de serviços ambientais.

2.1.3.3 Avaliação dos sistemas de PSA

Um aspecto de grande relevância no contexto dos sistemas de PSA diz respeito ao emprego de ferramentas que contribuam para o processo de avaliação e valoração dos serviços ambientais que são efetivamente gerados.

Neste sentido, uma ferramenta que se faz cada vez mais presente nos estudos ambientais, e conseqüentemente na avaliação dos sistemas de PSA em bacias hidrográficas, é a utilização dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), devido às suas enormes possibilidades de aplicação.

2.1.4 Importância do SIG para estudos ambientais

De acordo com Burrough (1986), SIG é um poderoso elenco de ferramentas para colecionar, armazenar, recuperar, transformar e exibir dados espaciais referenciados ao mundo real.

Segundo Câmara e Davis (2001), o termo geoprocessamento denota uma disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento de informações geográficas. As ferramentas computacionais para geoprocessamento, chamadas de SIGs, permitem realizar análises complexas, ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados, tornando possível ainda, automatizar a produção de documentos cartográficos.

Câmara e Davis (2001) salientam que num país de dimensão continental como o Brasil, com uma grande carência de informações adequadas para a tomada de decisões sobre os problemas urbanos, rurais e ambientais, o geoprocessamento apresenta um enorme potencial, principalmente se baseado em tecnologias de custo relativamente baixo, em que o conhecimento seja adquirido localmente.

Pelo seu conjunto, o SIG pode ser considerado como uma das principais ferramentas de análise de sistemas, pois consiste num ambiente de armazenamento, tratamento e manipulação de

dados, aplicação de modelos e processamento de séries temporais, onde é possível visualizar cenários passados e atuais e simular cenários futuros (GRIGG, 1996).

De acordo com Peccol et. al (1994), dentro de um SIG os dados da paisagem e da cobertura vegetal podem ser analisados juntamente com outros conjuntos de dados (solos, modelos digitais de elevação, restrições, etc.) para a modelagem de cenários futuros e avaliação da efetividade de políticas de planejamento, em relação as mudanças na paisagem, monitoradas para cada área. Segundo o autor, além disso, as informações podem ser armazenadas e manipuladas de uma maneira flexível e os resultados podem ser documentados num formato mais adequado para tomadores de decisão como governo, políticos e líderes comunitários.

Rocha (2003) cita que a integração entre modelos ambientais e SIG é um vasto e crescente campo para cientistas ligados ao geoprocessamento e meio ambiente, e que após a expansão de pesquisas baseadas em SIG no final da década de 80, vem se evidenciando o desenvolvimento de uma nova corrente de interesse em SIG pelas ciências do meio ambiente, como a Ecologia, a Biologia e a Hidrologia.

Câmara et. al (2001) apontam quatro grandes problemas relacionados aos estudos ambientais, onde o uso da tecnologia SIG exerce grande impacto, sendo estes: o mapeamento temático, o diagnóstico ambiental, a avaliação de impactos ambientais e o ordenamento territorial objetivando os prognósticos ambientais.

Neste contexto, Mingoti (2009) observa que os estudos de estimativa da erosão fazem parte do grupo de ordenamento territorial, e que o impacto da tecnologia SIG nesse tipo de estudo é tão grande que se torna imprescindível o seu uso.

2.1.5 As florestas e sua relação com a conservação do solo e da água

Segundo Lima (2008), devido ao fato de que o solo florestal apresenta, normalmente, boas condições de infiltração, as áreas florestadas constituem importantes fontes de captação e infiltração de água para abastecer os aquíferos. O autor observa ainda que, em regiões montanhosas, a drenagem mais eficiente da água subsuperficial limita o armazenamento da água subterrânea. A presença da floresta, especialmente nestas regiões, é responsável pela manutenção de taxas ótimas de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, de alimentação do lençol freático.

Em estudo realizado por Perlis (2007), que relaciona os principais efeitos da floresta sobre a conservação do solo e da água, a floresta, pela interceptação e evaporação da superfície

das folhas, transpiração, retenção do orvalho e manutenção da infiltração do solo, influencia tanto na disponibilidade de água subterrânea quanto na de água superficial. Da mesma forma, pela redução da erosão a floresta minimiza o processo de contaminação das águas devido a redução do transporte de sedimentos. Além disso, as florestas podem proteger os cursos de água pelo processo de filtragem dos sedimentos e poluentes provenientes das atividades agrícolas a montante das bacias.

É salientado ainda em Perlis (2007) que as florestas protegidas ou bem manejadas, como cobertura de uma bacia hidrográfica, são singulares na melhoria dos aspectos hidrológicos, proteção do solo e qualidade da água, sendo que a água pode ser, neste caso, o principal e mais útil produto advindo destas florestas.

Segundo Ernst et al. (2004), embora poucas pesquisas tenham sido desenvolvidas em relação aos efeitos da floresta sobre a conservação da água, um estudo com 27 sistemas de fornecimento de água, realizado em 2002 pelo Trust for Public Land (organização, sem fins lucrativo) e o Source Water Protection Committee da American Water Works Association (AWWA) mostrou que o custo de tratamento de águas superficiais varia de acordo com a área de floresta contida nas bacias hidrográfica onde a água é captada.

Ernst et al. (2004) destacam que durante esta pesquisa foi realizado um questionário com diversos responsáveis por sistemas de tratamento de água, onde os responsáveis pelos sistemas descreveram detalhadamente as condições da bacia hidrográfica onde eram feitas as captações superficiais de água, bem como o sistema de tratamento e os custos envolvidos neste processo. Tal questionário demonstrou que os custos envolvidos com o tratamento de água diminuem a medida que a área de floresta na bacia de captação aumenta.

O estudo de Ernst et al. (2004), evidencia ainda, que o aumento de 10% em bacias com área de floresta superior a 60% implica em reduções dos custos de tratamento da ordem de 20%. Outra observação importante foi a de que entre 50 a 55% dos custos de tratamento das águas superficiais pode ser explicado pela porcentagem de área coberta na bacia de captação.

De acordo com Hamilton (2007), a erosão está geralmente associada a altas taxas de concentração de sedimentos no escoamento superficial e com o assoreamento dos cursos de água. A cobertura florestal por sua vez, é mais eficiente do que qualquer outra cobertura do solo para a redução das taxas de perda de solos e conseqüentemente dos sedimentos transportados para os

rios, pois o sistema radicular das florestas ajuda na sustentação do solo e atua na prevenção de pequenos deslizamentos das encostas.

Vale à pena destacar também, que outros usos do solo, que não a floresta, podem trazer contribuições importantes para a redução da erosão. Lombardi Neto (1993) observa que a conservação do solo com pastagens depende da manutenção de adequada cobertura vegetal, e quando essa condição é observada, as pastagens são uma das formas mais eficientes de controle de erosão.

Por outro lado, em pastagens degradadas ou em início de degradação, a cobertura vegetal deficiente expõe o solo aos efeitos da erosão (ALVIM et al. 2005) e age de forma contrária, ou seja, facilitando os processos erosivos do solo.

Gharabaghi et al. (2000), observam que os primeiros 2,5 m de gramínea na zona ripária (próximas aos cursos d'água) são bastante importantes para remoção dos sedimentos, podendo ser responsáveis por reduções de cerca de 50%.

Em estudo realizado por Robinson et al. (1996), os autores concluíram que, para declives entre 7% e 13%, a redução de sedimentos nos três primeiros metros de gramínea na zona ripária é de 70% a 80%.

Lim et al. (1998) verificou que 98% dos sedimentos são removidos quando se utiliza uma faixa de 18 m de gramínea na zona ripária.

Inácio et al. (2007), estudando a erosão de solos cobertos com pastagens e sem cobertura, em diferentes declives, verificaram reduções significativas de produção de sedimentos no solo coberto com pastagem, quando comparado com o solo sem cobertura, e concluíram que a cobertura do solo por pastagem foi eficiente para a proteção do mesmo contra a erosão, corroborando com Braida e Cassol (1999) e Schäffer et al. (2001). Inácio et al. (2007) também observou que o efeito do declive foi mais pronunciado para o solo descoberto, verificando-se as maiores taxas de desagregação para os maiores declives (25-30% e 35-45%).

Em estudo realizado por Reis (2004), onde foi analisada a relação entre os custos de tratamento de água em bacias hidrográficas de abastecimento público, mais especificamente o caso do manancial de abastecimento da cidade de Piracicaba, concluiu-se que os custos aumentavam à medida que ocorria reduções do percentual de cobertura vegetal na bacia de abastecimento. Outra constatação importante do referido autor, foi a de que o custo específico de

tratamento, ou seja, os custos com produtos químicos e energia elétrica para cada 1000 m³ de água tratada nas Estações de Tratamento de Águas (ETAs), das águas do rio Piracicaba é de 12,7 vezes superior aos custos de tratamento das águas do Sistema Cantareira, destacando-se que a região do Sistema Cantareira possui 21,16% de cobertura florestal, enquanto que a bacia do rio Piracicaba possui apenas 4,3%.

É importante observar que além da cobertura florestal, existem outros fatores relevantes que influenciam no custo de tratamento das águas da região do Sistema Cantareira e da região de Piracicaba, tais como: a água captada pelo Sistema Cantareira provem das cabeceiras das BH-PCJ e naturalmente possui melhor qualidade; nas cabeceiras das BH-PCJ praticamente não há lançamentos importantes; já a água captada na região de Piracicaba recebe lançamentos importantes de grandes centros, tais como Campinas e Americana, além do agravante de se ter um sistema de tratamento de esgotos reconhecidamente deficitário.

Em todas as bacias hidrográficas e principalmente nas que são consideradas como estratégicas para abastecimento de água, o estudo da perda de solo é de extrema importância para que se possa escolher o manejo a ser adotado de forma a mitigar os processos erosivos, ou melhorar o manejo já existente uma vez que esse seja considerado eficiente na redução deste processo.

As perdas de solo em bacias hidrográficas é um fator de fundamental importância para a conservação dos recursos hídricos. Este fator possui grande relevância uma vez que é responsável pela produção de sedimentos que serão transportados e depositados nos rios, lagos e reservatórios, contribuindo para o assoreamento dos mesmos.

Concomitantemente com o transporte de sedimentos, ocorre o carreamento de quantidades significativas de nutrientes que, por sua vez, contribuem para a deterioração dos mananciais e acelera o processo de eutrofização, além de implicar num aumento dos gastos das estações de tratamento (como observados nos trabalhos acima citados), para adequar a qualidade de tais recursos com fins de utilização e consumo. Portanto, quando se fala da conservação dos recursos hídricos, fala-se também, direta ou indiretamente, da conservação do solo de modo a reduzir as perdas de solo.

Com o exposto, fica evidente a importância da cobertura florestal para os processos hidrológico, de conservação do solo e de manutenção da quantidade e qualidade da água no contexto da gestão integrada de bacias hidrográficas.

2.1.6 Perda de solo

O conhecimento dos efeitos da variação no uso da terra sobre os processos erosivos e consequentemente sobre o movimento de sedimentos e água através da bacia hidrográfica é muito importante para a tomada de decisões sobre o manejo do uso da terra (KUHNLE et al., 1996).

De outra forma, o conhecimento dos processos erosivos e a quantificação destes são de grande relevância para se ter uma idéia da sustentabilidade de um determinado sistema, como no caso de uma bacia hidrográfica, pois se os processos erosivos forem mais intensos do que a capacidade de regeneração/formação dos solos, isso implicará em uma não sustentabilidade em relação ao recurso ambiental solo.

Sparovek e Van Lier (1997) observam que, com a remoção da cobertura natural do solo e substituição por culturas, este fica mais susceptível aos processos erosivos, pois a proteção deste contra a chuva e o vento fica insuficiente ou menos efetiva. A principal consequência destas alterações é que a taxa de erosão pode atingir valores mais elevados do que a capacidade de incremento/regeneração do solo, fazendo que este tenha sua profundidade reduzida.

Neste contexto, o conhecimento da tolerância de perda de solo tem especial importância. Wischmeier e Smith, (1965) e Bertoni e Lombardi Neto (2008) definiram a tolerância de perda de solo como sendo a quantidade de solo que pode ser perdida pela erosão acelerada, expressa em unidade de massa por unidade de área no tempo, que mantém os seus níveis iniciais de fertilidade e com a equivalente produtividade, por longo período de tempo.

Lombardi Neto e Bertoni (1975 *apud* MANNIGEL et al., 2002) determinaram a tolerância de perda para os solos do Estado de São Paulo, levando em consideração alguns dos seus atributos, ao serem analisados 75 perfis pedológicos. Assim, os valores médios da tolerância de perda variaram entre 4,5 a 13,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para os Podzólicos, enquanto que para os Latossolos tais valores ficaram entre 9,6 a 15,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Também para os Litossolos e Regossolos estes valores foram, respectivamente, de 4,2 e 14,0 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Bertoni e Lombardi Neto (2008) realizaram uma tentativa de estabelecer padrões de perda de solo para os solos de São Paulo e observaram que estes padrões variam de acordo com os tipos de solo, devido a diferentes velocidades de formação e respostas aos processos erosivos.

Mannigel et. al (2002) estudando os fatores erodibilidade e tolerância de perda dos solos do estado de São Paulo, com os objetivos de determinar estes fatores com base no atual Sistema

Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 1999) e facilitar a amplificação da equação universal de perda de solo às novas classes, chegaram aos resultados de tolerância de perda dos solos, que seguem apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores da tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo

Classe de solo	Tolerância (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
1 Alissolo Crômico Argilúvico abrupto A moderado textura média/muito argilosa	7,83
2 Argissolo Amarelo Distrófico arênico A moderado textura arenosa/média	3,00
3 Argissolo Vermelho Eutrófico típico A moderado textura média/argilosa	11,26
4 Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado textura média/argilosa	9,06
5 Argissolo Vermelho Eutrófico câmbico A moderado textura argilosa/muito argilosa	11,22
6 Cambissolo Háptico Tb Distrófico típico	3,67
7 Cambissolo Háptico Tb Distrófico latossólico	14,70
8 Cambissolo Húmico Distrófico latossólico	7,95
9 Cambissolo Háptico Tb Eutrófico típico A moderado textura média	11,62
10 Espodossolo Ferrocárbico Hidromórfico típico	7,79
11 Gleissolo Háptico Ta Distrófico típico A moderado textura errática	5,82
12 Latossolo Vermelho Distroférrico típico A moderado textura muito argilosa	7,00
13 Latossolo Vermelho Ácrico típico A moderado textura muito argilosa	9,47
14 Latossolo Vermelho Distrófico típico A moderado textura muito argilosa	11,34
15 Latossolo Amarelo Distrófico típico A proeminente textura média	12,45
16 Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico A moderado textura argilosa	11,53
17 Latossolo Vermelho Acriférrico típico	10,97
18 Luvisolo Crômico Pálico arênico A moderado textura arenosa/média	2,68
19 Luvisolo Crômico Pálico planossólico A moderado textura arenosa/média	3,25
20 Neossolo Quartzarênico Órtico típico A fraco	14,7
21 Nitossolo Háptico Distrófico típico A moderado textura média/argilosa	11,10
22 Nitossolo Vermelho Distrófico latossólico A moderado textura argilosa/muito argilosa	7,26
23 Nitossolo Háptico Eutroférrico chernossólico	9,02
24 Nitossolo Vermelho Eutroférrico típico A moderado textura muito argilosa	11,72
25 Planossolo Hidromórfico Eutrófico típico A proeminente textura média/argilosa	5,74

Fonte: Adaptado de Mannigel et. al (2002)

Sparovek et. al (1997) desenvolveram uma nova abordagem conceitual para a tolerância de perda de solo, que é o “índice de tempo de vida”. Este índice considera as quantidade de solo que são perdidas e formadas anualmente, de modo a estimar o tempo necessário para que o solo avaliado seja completamente ou parcialmente erodido.

Utilizando esta metodologia, Weill e Sparovek (2008b) estudaram o processo de erosão da microbacia do Ceveiro e concluíram que o método do “índice de tempo de vida” do solo mostrou-se adequado e operacional para aplicação no planejamento sustentável do uso agrícola

da terra, por permitir horizontes de planejamento, com valor diagnóstico, para avaliação de cenários atuais, e prognóstico para avaliação de cenários futuros.

Estas tentativas de estabelecimento da tolerância de perda dos solos são de fundamental importância para dar um indicativo da sustentabilidade dos solos e conseqüentemente de uma bacia hidrográfica, submetidos a diferentes atividades antrópicas.

Outro fator que está intrinsecamente relacionado com a erosão e que possui grande relevância para a gestão dos recursos hídricos é o transporte de sedimentos (ciclo hidrossedimentológico). Estes são originados através dos processos erosivos dos solos e concomitantemente ou posteriormente transportados para os cursos de água.

Em seu movimento rumo à saída de uma bacia hidrográfica, a água por estar interceptada flui sobre (ou dentro) as rochas e os solos que formam ou revestem as vertentes e as calhas da rede de drenagem. Os obstáculos que então encontra, determinam os caminhos que ela vai seguir e a velocidade com que se deslocará, e dissipam boa parte da energia de que esta está provida, ao propiciar que partículas sólidas sejam removidas e transportadas vertente ou rio abaixo, pelo fluxo líquido (BORDAS E SEMMELMANN, 2007).

De acordo com os autores, embora esporádicos, os deslocamentos dos sedimentos carreados pelo escoamento superficial e outros processos acabam provocando o remanejamento e a redistribuição pela bacia de ponderáveis massas de partículas sólidas, a ponto de poderem eventualmente alterar o ciclo hidrológico e, certamente, afetar o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos. Desta forma, o ciclo hidrossedimentológico envolve o deslocamento, o transporte e o depósito de partículas sólidas presentes na superfície da bacia, estando este ciclo intimamente ligado ao ciclo hidrológico.

Bordas e Semmelmann (2007) citam, ainda, que a bem pouco tempo o ciclo hidrossedimentométrico não despertava muito interesse como era o caso do ciclo hidrológico, mas devido a gestão integrada dos recursos hídricos, o risco de degradação dos solos, dos leitos dos rios e dos ecossistemas fluviais e estuarinos, ou da contaminação dos sedimentos por produtos químicos, levaram a reconsiderar essa postura e a dar maior atenção aos problemas que podem decorrer das alterações do ciclo hidrossedimentológico.

Tal mudança se deve aos estudos sobre os custos dos impactos decorrentes da remoção não controlada de sedimentos de bacias hidrográficas dos Estados Unidos, que estimaram prejuízos anuais da ordem de 8 bilhões de dólares. Estimativas mais recentes da ABRH (1991

apud BORDAS e SEMMELMANN, 2007) indicam que esta situação poderia ser mais alarmante ainda, com prejuízos da ordem de 20 bilhões anuais para a América do Norte, dos quais 12 bilhões seriam devidos aos prejuízos nas áreas cultivadas e 8 bilhões às bacias ou áreas sem uso agrícola. As causas principais desses prejuízos, além dos efeitos negativos decorrentes da erosão e degradação dos solos nas lavouras, estariam relacionadas aos seguintes aspectos: a) perdas de produção agrícola decorrentes do recobrimento de áreas de lavouras por sedimentos estéreis e do encharcamento das mesmas; b) assoreamento de rios e reservatórios; c) manutenção de sistemas de irrigação e drenagem; d) dragagem de vias navegáveis e portos, entre outras.

Outra observação importante em relação ao ciclo hidrossedimentológico é a de que em regiões tropicais ou subtropicais a agressividade dos regimes pluviométricos faz com que esses fenômenos sejam naturalmente mais intensos do que nas regiões temperadas, e é de se esperar que o desequilíbrio do referido ciclo tenha potencialmente consequências ainda mais prejudiciais (BORDAS E SEMMELMANN, 2007).

Todos estes aspectos mencionados possuem especial importância, como fonte de poluição difusa, para a gestão da qualidade da água. Como observa Brooks et al. (1991), os processos hidrológicos afetam a erosão do solo, o transporte de sedimentos erodidos, a deposição de sedimentos e as características físicas, químicas e biológicas que, coletivamente, determinam, em parte, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, sendo os sedimentos, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes.

Com o exposto, fica evidente a importância do estudo sobre os processos erosivos, que alimentam o ciclo hidrossedimentométrico, para uma melhor gestão de recursos hídricos no contexto de bacias hidrográficas, seja com o objetivo de determinar os valores dessas variáveis ou com o objetivo de gerar cenários que reflitam as possíveis consequências da adoção de políticas de conservação e uso do solo nestas bacias, de forma a orientar os tomadores de decisões.

2.1.6.1 Determinação da perda de solo

Durante as últimas décadas várias iniciativas foram tomadas no sentido da avaliação dos processos erosivos, tanto nacional como mundialmente. De acordo com Terranova (2009), os modelos propostos na literatura para as estimativas das perdas por erosão são divididos em três categorias: modelos qualitativos ou geomorfológicos; modelos semi-empíricos ou semi-

quantitativos e; modelos quantitativos (incluindo modelos conceituais, modelos físicos e modelos empíricos).

A categoria de modelos qualitativos ou geomorfológicos inclui os modelos fundamentados nas observações diretas da degradação do solo, através do emprego de sensoriamento remoto ou interpretação de fotografias aéreas e dos mapas geomorfológicos produzidos. Os modelos semi-empíricos ou semi-quantitativos são modelos simples que podem ser empregados em condições climáticas complexas ou quando informações básicas sobre as causas chaves da erosão são insuficientes (PSIAC, 1968).

Nos modelos com a abordagem quantitativa, de acordo com Terranova (2009), o risco de erosão dos solos é avaliado através de equações que são empiricamente derivadas das sobreposições dos princípios do fenômeno erosão. Outros modelos pertencentes a esta mesma categoria são baseados na parametrização de diversos fatores e, devido a complexidade destes modelos, se faz necessário considerar um grande número de fatores e também a complexidade envolvida em cada um destes.

Os modelos conceituais, pertencentes a terceira categoria de modelos, consideram através de relações empíricas entre as variáveis envolvidas, os processos físicos que governam a erosão hídrica. Neste contexto de modelos conceituais, podem ser citados os modelos SEMMED (Soil Erosion Model for mediterranean Area) e AGNPS (AGricultural Non-Point Source) desenvolvidos respectivamente por Salama (1994) e Young et al. (1987).

Os modelos físicos consideram relações matemáticas, onde para a obtenção de uma “próxima variável”, alguns parâmetros físicos precisam ser considerados, e muito bem definidos. Como exemplos destes tipos de modelos podem ser citados: ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation), desenvolvido por Beasley et al., (1980); WEPP (Water Erosion Prediction Project), Nearing et al., (1989); EuroSEM (European Soil Erosion Model), Morgan et al., (1990); e PESERA (Pan-European Soil Erosion Risk Assessment), Gobin et al. (2003).

Terranova (2009) cita que desde 1940 algumas “caixas pretas”, modelos empíricos para a estimativa da erosão, tem sido propostos com base em observações de contextos ambientais específicos para os quais os mesmos foram aplicados. Ainda nesta categoria de modelos, o modelo USLE (Universal Soil Loss Equation) desenvolvido por Wischmeier e Smith, (1978) foi o primeiro e mais importante modelo empírico, sendo este baseado em milhares de dados

experimentais coletados pelo Soil Conservation Service e o Agricultural Research Service em 37 estados dos Estados Unidos. De uma forma mais particular a perda de solo anual foi avaliada pelo produto de fatores relacionados com o clima, as características, o tipo e a morfologia dos solos.

A USLE visa quantificar o transporte e a deposição de solo por processo de erosão hídrica (ARAUJO JUNIOR, 1997). Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008), a erosão hídrica é causada por forças ativas, como as características da chuva, a declividade e o comprimento da vertente do terreno, bem como a capacidade que o solo tem de absorver água, e por forças passivas como a resistência que o solo exerce à ação erosiva da água e à densidade de cobertura vegetal.

Devido a sua aceitação, este modelo foi adotado por vários anos como o modelo padrão para o estudo dos processos erosivos e planejamento ambiental nos EUA, bem como em outros países do mundo (TERRANOVA, 2009). A formulação matemática da USLE segue a forma descrita na Eq. 1.

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

Em que:

A – Perda média de solo anual, Mg ha⁻¹ano⁻¹;

R – Erosividade da chuva e da enxurrada a ela associada, MJ ha⁻¹ mm⁻¹ h⁻¹;

K – Fator de erodibilidade dos solos, Mg MJ⁻¹ h⁻¹ mm⁻¹;

LS – Fator comprimento de rampa e percentagem do declive, adimensional;

C – Fator de cobertura e manejo do solo, adimensional;

P – Fator de práticas conservacionistas, adimensional.

Os fatores R, K, L e S dependem das condições naturais do clima, do solo e do relevo, e definem em conjunto o potencial natural de erosão. Os fatores C e P são antrópicos e se relacionam com as formas de ocupação e uso das terras (WEILL E SPAROVEK, 2008a). Esses fatores serão descritos com mais detalhes em tópicos específicos.

Com a continuidade das pesquisas em planejamento ambiental, bem como o surgimento de novos experimentos, novos dados e a disponibilidade de novos recursos computacionais e de geotecnologias, os cientistas continuaram a melhorar a USLE e isso acarretou no desenvolvimento da RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)

(RENARD et al., 1997). Este modelo por sua vez, foi aplicado para estimativa da erosão em extensas áreas e diferentes contextos, incluindo florestas, pastagens e terras cultivadas.

A RUSLE possui como base principal os mesmos dados da USLE, entretanto, com várias melhorias na determinação dos fatores, dentre elas: considerações de mudança do fator de erodibilidade do solo (K) ao longo do tempo; consideração de um sub-fator para a determinação do fator de cobertura e manejo do solo (C); uma nova formula para o cálculo do fator comprimento de rampa e grau de declive (LS) e novos valores do fator de práticas conservacionistas (P).

Outra observação importante em relação a USLE e a RUSLE, como observa também Mingoti (2009), é que o primeiro modelo foi originalmente aplicado para comprimentos de rampas uniformes e, portanto, uma de suas limitações era justamente não considerar rampas não uniformes; já no segundo modelo, com a revisão do fator LS, essa limitação foi superada.

De acordo com Mingoti (2009), embora existam diversos trabalhos sobre a estimativa de perda de solo com diferentes modelos, o estudo da perda de solo em função do tamanho e da localização da cobertura florestal é bastante escasso, tanto na literatura mundial quanto na do Brasil. Em pesquisa realizada por este autor, foram destacados três principais trabalhos realizados no Brasil e que relacionam o tamanho e localização da cobertura vegetal com as perdas de solo, sendo estes o de Andrade (1991), Garcia et al. (2003) e Campos et al. (2008).

Desta forma, incluindo o trabalho de Mingoti (2009), podem ser destacados quatro principais trabalhos que podem ser encontrados na literatura nacional, o que é um número bastante reduzido, tendo em vista a relevância de tais estudos para subsidiar os tomadores de decisões quanto ao tamanho, localização e potenciais efeitos da cobertura vegetal para a conservação do solo. Por conveniência e para melhor compreensão dos referidos trabalhos, os mesmos se encontram descritos abaixo, de uma forma mais detalhada.

Garcia et al. (2003), com o objetivo de determinar o volume total de água escoada e a perda de solo através da produção de sedimentos provenientes de segmentos de estradas florestais em condições de chuva natural, com diferentes valores de precipitações, verificou que para os valores observados de volume de enxurrada, o efeito do comprimento do segmento de estrada foi significativo, ao passo que o efeito da declividade não apresentou diferença significativa. Além disso, para os valores observados de massa do solo, o efeito de declividade do segmento foi mais

significativo que o efeito de comprimento. Os autores observaram também que a massa de solo erodido cresceu exponencialmente em função do incremento do volume de enxurrada.

Andrade (1991), utilizando a metodologia das microbacias empareadas, no semi-árido do Rio Grande do Norte, realizou medições de variáveis hidrológicas como a precipitação, escoamento superficial, perda de sedimento do solo e fluxo de nutrientes em três microbacias com área de aproximadamente 1 ha cada. Para a análise destas bacias, uma delas (A) foi reflorestada com algaroba; a outra (B) foi desmatada e uma terceira (C) foi mantida intacta com sua vegetação nativa de caatinga (bacia testemunha). O autor observou que, para as microbacias A e B, os totais de perda de sedimento do solo foram cerca de 128% maiores quando comparada com a microbacia testemunha (C), o que representou aproximadamente 248 kg ha^{-1} . Outra observação importante foi a de que na microbacia A, quando comparada com a microbacia C, não foram constatadas alterações significativas no coeficiente de escoamento.

Campos et al. (2008), estudando a variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas, concluíram que as perdas de solo, o potencial natural de erosão e o risco de erosão apresentaram forte relação espacial com o fator topográfico, indicando a dependência dos fatores de erosão ao relevo. Além disso, os autores observaram que as perdas de solo apresentaram comportamento coerente com a conceituação de superfícies geomórficas, evidenciando as relações de dependência do processo erosivo do solo aos ambientes geomórficos.

No trabalho desenvolvido por Mingoti (2009), encontra-se uma das abordagens mais completas em relação à determinação do tamanho, localização e potenciais efeitos da cobertura vegetal para a conservação do solo. Este autor, com a utilização de ferramentas de geoprocessamento, objetivou analisar a produção de sedimentos em microbacias hidrográficas em função de diferentes relevos, tamanhos e localização da cobertura vegetal, e mais do que isso, realizou uma abordagem crítica em relação a legislação florestal vigente e a sua efetividade no que tange a redução dos processos erosivos.

Para a realização do estudo de Mingoti (2009), foram escolhidas seis microbacias para cada uma das seguintes classes de declive: a) Suave, com declividade média de 0 a 8%; b) Intermediária, com declividade média de 8 a 20%; e c) Declivosa, com declividade média acima de 20%.

Em relação ao tamanho e localização da cobertura vegetal, o autor estabeleceu, para a Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), os tamanhos: a) Iguais aos

estabelecidos pela legislação; b) O dobro dos estabelecidos pela legislação; e c) Metade dos estabelecidos pela legislação,

Em todos os casos a RL foi locada na parte alta e na parte baixa da microbacia, gerando um total de 20 cenários avaliados. Como conclusões, Mingoti (2009), verificou que os efeitos da cobertura florestal na redução da erosão anual foi variável em função da declividade das microbacias; a largura da faixa de APP deve ser determinada levando-se em consideração a declividade da microbacia e a RL deve estar localizada ao longo da APP, pois estas características trazem melhores efeitos na redução da erosão anual.

No que concerne aos trabalhos desenvolvidos no Brasil com a utilização da USLE e a RUSLE para a estimativa de perda de solo, e que relacionaram estas perdas com a cobertura vegetal, Minoti (2006) observa que no Brasil, a USLE tem sido largamente utilizada em trabalhos de gestão agrícola e de pesquisa, sendo esta equação adaptada às condições do Estado de São Paulo pelos trabalhos de Bertoni et al. (1975), Lombardi Neto e Bertoni (1975 a e b) e Lombardi Neto e Moldenhauer (1980).

O autor também destaca que estes trabalhos pioneiros desenvolvidos por esses autores, estimularam o desenvolvimento de inúmeras pesquisas tanto para o estabelecimento dos parâmetros da equação para as diferentes regiões do país quanto para a aplicação da USLE. Na Tabela 2, podem ser observadas as características de alguns trabalhos de pesquisa mais recentes realizados com base na aplicação da USLE.

Tabela 2 - Informações gerais sobre alguns trabalhos realizados no Brasil envolvendo a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (continua)

Referência	Local do Estudo	Características
Fernández, (1996)	Microbacia hidrográfica do córrego do Pinheirinho (Sumaré, SP)	Cálculo manual do fator LS associado ao SIG Spring. Identificou o comprimento de encosta e a declividade como causas de superestimação da erosão em microbacias hidrográficas.
Ranieri et al. (1998)	Bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (Piracicaba, SP)	Elaboraram mapas de risco à erosão por método qualitativo e pela USLE, em escala generalizada e detalhada. As diferenças nos mapas ocorreram entre os métodos e não entre as escalas.
Ranieri, (1996)	Microbacia hidrográfica do Ceveiro (Piracicaba, SP)	Elaboraram o Índice Ponderado de Risco de Degradação (IPD), em função das classes de risco à erosão do solo.
Lagrotti, (2000)	Microbacia hidrográfica do córrego do Jardim (Santo Antônio do Jardim, SP)	Aplicou a USLE juntamente com a determinação da Capacidade de Uso da Terra. Elaborou o risco ambiental para o município e o mapa de adequação ao uso da terra.
Ranieri, (2000)	Microbacia hidrográfica inserida na MBH do córrego do Ceveiro (Piracicaba, SP)	Estimou a erosão do solo utilizando dois modelos – USLE e WEPP.
Brandão, (2001)	Bacia do ribeirão Pinhal (Limeira, SP)	Estimou o potencial natural de erosão superficial e avaliou as áreas de risco de degradação dos recursos hídricos.
Fujihara, (2002)	Microbacia hidrográfica do ribeirão Itambi, municípios de Panorama e Ouro Verde, SP	USLE. O manejo inadequado das terras foi responsável pela intensificação dos processos erosivos com a formação de sulcos, ravinas e voçorocas.
Marcomin, (2002)	Bacia hidrográfica do rio Pinheiros (Orleans e São Ludgero, SC).	USLE. A média de perda de solo da bacia hidrográfica foi cerca de 14,4 vezes maior que o limite de tolerância máximo para os solos da área.
Cruz, (2003)	IAPAR, Estação Experimental de Ponta Grossa, PR	O modelo RUSLE superestimou as perdas de solo em eventos de chuva que ocasionaram baixas perdas de solo, apresentando altos coeficientes angulares, quando comparados aos valores de perda de solo observado.
Silviero e Coiado (2003)	Sub-bacia hidrográfica do rio Atibaia - Vários municípios na região de Campinas, SP	Comparou os resultados da USLE com o volume de sedimentos transportados em uma seção de medidas do rio Atibaia.
Paiva et al. (2003)	Bacia hidrográfica do rio Una (Taubaté, SP)	USLE. 61,53% da área de estudo (432,18 km) com perdas de solo acima da tolerância.

Tabela 2 - Informações gerais sobre alguns trabalhos realizados no Brasil envolvendo a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (continuação)

Marques et al. (2003)	Microbacia hidrográfica do Córrego Taquara Branca (Sumaré, SP)	USLE e MUSLE. Hipótese de construção de terraços reduziu em 68% os gastos monetários necessários à reposição dos nutrientes perdidos por erosão.
Galdino et al. (2004)	Bacia hidrográfica do Alto Taquari (MS e MT)	USLE. Valor médio de perda de solo 555,6 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ . Valor mais elevado Neossolo Litólico; 1839,6 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ . Perda de solo em pastagens maior do que o dobro da perda em áreas cultivadas com soja.
Bueno e Stein (2004)	Região do Município de Brotas, SP	Em uma área de 580km ² foram estudadas glebas submetidas a diferentes usos da terra. 35% das glebas escolhidas apresentaram expectativa de erosão.
Barreto Neto (2004)	Bacia hidrográfica do rio Quilombo (Vale do Ribeira, SP)	MUSLE. Elaboração de 5 cenários de produção de sedimentos, desde ocupação por floresta até solo descoberto.
Guimarães (2005)	Bacia Hidrográfica do rio Jirau, município de Dois Vizinhos, no Sudoeste do Paraná.	Para o controle do processo erosivo laminar, é necessária a readequação do uso da terra, por meio de uma sistematização dentro de suas potencialidades naturais.
Minoti (2006)	Um compartimento da Bacia Hidrográfica do rio Mogi-Guaçu, SP	Desenvolveu uma metodologia para aplicar de maneira simultânea o modelo USLE para estimar a perda de solo anual e o modelo SWAT para estimar a produção de sedimentos e os parâmetros do balanço hídrico. Observou que a metodologia foi eficaz na caracterização ambiental da área de estudo, na simulação de cenários ambientais e na identificação de áreas mais vulneráveis, gerando respostas complementares.
Domingos (2006)	Bacia Hidrográfica dos Córregos Rangel, Penha e Santo Antonio, localizada no município de Rio Bananal, ES	Utilizou a USLE e estimou a perda de solos na bacia, em 2661 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ e produziu um cenário alternativo de uso do solo, onde propôs a recuperação e substituição dos usos existentes nas faixas de preservação permanente por florestas nativas, propiciando uma diminuição das perdas de solos da ordem de 9,54%.
Assunção e Sparovek, (2006)	Estado de São Paulo	Apresenta a aplicação da USLE para o Estado de São Paulo (250.000 km ²) utilizando como base para cálculo dos parâmetros topográficos (LS) o Modelo de Elevação Digital do Terreno (DEM) obtido a partir do SRTM-EMBRAPA.

Tabela 2 - Informações gerais sobre alguns trabalhos realizados no Brasil envolvendo a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (conclusão)

Weill e Sparovek, (2008a)	Bacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro (Piracicaba, SP)	Estimou a expectativa de erosão do solo em uma área intensivamente cultivada com cana-de-açúcar no município de Piracicaba (SP).
Weill e Sparovek, (2008b)	Bacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro (Piracicaba, SP)	Foi desenvolvido o método designado “Índice de Tempo de Vida do Solo”, para se proceder ao diagnóstico da erosão em uma área predominantemente utilizada com a cultura da cana-de-açúcar no município de Piracicaba (SP).
Mingoti (2009)	Bacia do Rio Corumbataí, localizada na porção centro-leste do Estado de São Paulo	Utilizou a RUSLE e estimou a produção de sedimentos em função de diferentes relevos e diferentes tamanhos e localização da cobertura vegetal, realizando uma análise crítica em relação a legislação que dispões sobre a APP e RL. Observou que o efeito da cobertura florestal na redução da erosão anual foi variável em função da declividade das microbacias e que a largura da faixa de APP deve ser determinada levando-se em consideração a declividade da microbacia e a RL deve estar localizada ao longo da APP, uma vez que estas características trazem melhores efeitos na redução da erosão anual.

Fonte: Adaptado de Mingoti (2009)

Em relação aos trabalhos desenvolvidos em outros países, utilizando a USLE ou a RUSLE para a estimativa da perda de solo, destaca-se o grande número de artigos publicados. Para a ilustração destes números, Mingoti (2009) realizou uma pesquisa do número de artigos publicados, utilizando essas equações para a estimativa da perda de solo. Tais dados foram atualizados e seguem apresentados nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Trabalhos publicados envolvendo a aplicação da USLE e / ou da RUSLE

Ano de Publicação	Número de Publicações	% em relação ao total
1982	8	1,1
1983	2	0,3
1984	7	1,0
1986	2	0,3
1987	2	0,3
1988	2	0,3
1989	2	0,3
1990	5	0,7
1991	4	0,5
1992	13	1,8
1993	18	2,4
1994	14	1,9
1995	11	1,5
1996	15	2,0
1997	21	2,9
1998	42	5,7
1999	24	3,3
2000	42	5,7
2001	53	7,2
2002	50	6,8
2003	54	7,3
2004	44	6,0
2005	47	6,4
2006	38	5,2
2007	52	7,1
2008	64	8,7
2009	66	9,0
2010	33	4,5
Total	735	100

Fonte: Adaptado de Mingoti (2009)

Tabela 4 – Países onde os trabalhos envolvendo a aplicação da USLE e / ou da RUSLE foram publicados (continua)

País/território	Total de publicações	% do total
USA	237	32,24
Austrália	67	9,12
China	52	7,07
Itália	47	6,39
Brasil	37	5,03
Espanha	37	5,03
Alemanha	36	4,9
Canadá	27	3,67
Bélgica	21	2,86
Índia	21	2,86
Turquia	20	2,72
Holanda	14	1,9
Japão	12	1,63
México	11	1,5
Quênia	10	1,36
Rússia	10	1,36
Coréia do Sul	10	1,36
Iran	9	1,22
Polônia	9	1,22
Inglaterra	8	1,09
Etiópia	8	1,09
Portugal	8	1,09
Suíça	8	1,09
Taiwan	8	1,09
Dinamarca	7	0,95
Áustria	6	0,82
Finlândia	6	0,82
França	6	0,82
Grécia	5	0,68
Hungria	5	0,68
Nigéria	5	0,68
Eslováquia	5	0,68
Chile	4	0,54
Indonésia	4	0,54
Malásia	4	0,54
Colômbia	3	0,41
Marrocos	3	0,41
Noruega	3	0,41
República da Geórgia	3	0,41
Romênia	3	0,41

Tabela 4 – Países onde os trabalhos envolvendo a aplicação da USLE e / ou da RUSLE foram publicados (conclusão)

Argentina	2	0,27
Croácia	2	0,27
Iraque	2	0,27
Nepal	2	0,27
Peru	2	0,27
Filipinas	2	0,27
Sirilanka	2	0,27
Suécia	2	0,27
Vietnam	2	0,27

Fonte: Adaptado de Mingoti (2009)

A grande quantidade de trabalhos que utilizaram a USLE ou a RUSLE para a avaliação da erosão, em diversas partes do mundo, demonstra a utilidade e aceitação deste modelo para tais estudos, justificando assim sua utilização.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Descrição da área de estudo

Extrema é um dos quatro municípios mineiros que integram as BH-PCJ, e um dos principais contribuintes do Sistema Cantareira. Possui área de 24.300 hectares, com população de 27155 habitantes (IBGE, 2009). A sub-bacia das Posses é uma das 7 sub-bacias que compõe o município de Extrema, no extremo Sul de Minas Gerais.

Segundo Calheiros (2009), a sub-bacia em estudo se localiza na região sul do estado de Minas Gerais, na cidade de Extrema, entre as coordenadas UTM 374.500 - 371.500 W e 7.468.200 - 7.474.800 S (Datum SAD 69), entre as altitudes de 1144 a 1739m. Possui 1200 hectares aproximadamente, com mais de 100 propriedades rurais que sustentam atividades agrícolas de subsistência e a pecuária de leite, sendo uma pequena fração da produção comercializada localmente.

Nas Figuras 3 e 4 estão apresentadas a distribuição das sub-bacias de Extrema (com os rios que as compõem) e a localização geográfica da sub-bacias das Posses, respectivamente.

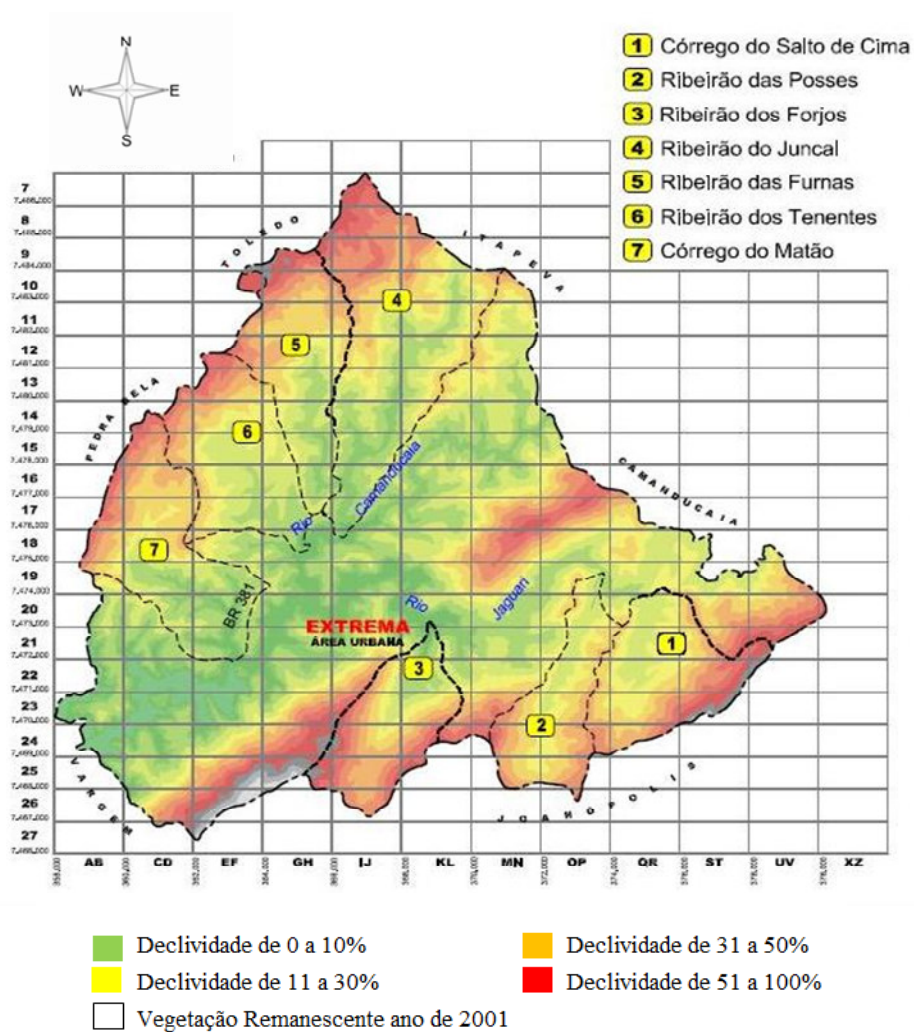


Figura 3 - Distribuição das sub-bacias de Extrema, MG e os rios que as compõem
 Fonte: Extrema (2005)

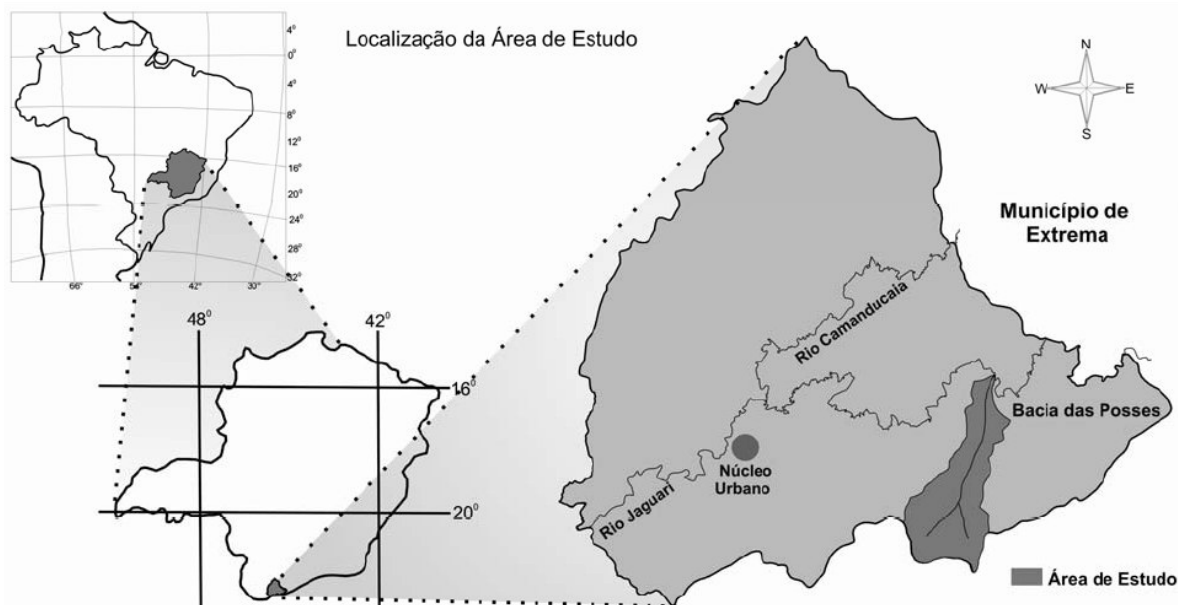


Figura 4 - Localização geográfica da sub-bacia das Poses

Fonte: Azevedo (2008)

2.2.1.1 Relevo

De acordo com Freitas et al. (2008), o relevo da sub-bacias das Poses é predominantemente ondulado e forte ondulado, sendo que a área plana é praticamente desprezível. Na Tabela 5 e Figura 5 seguem apresentada a área por classe de declividade e o mapa de classes de declividade da sub-bacia das Poses, respectivamente.

Tabela 5 - Distribuição do relevo da sub-bacia das Poses

Classes de declive	Área	
	ha	%
Plano (0-3%)	7,83	0,7
Suave Ondulado (3-12%)	114,12	9
Ondulado (12-24%)	469,17	39
Forte Ondulado (24-45%)	559,44	46
Montanhoso (45-75%)	63,54	5
Escarpado (>75%)	3,33	0,3
Total	1.217	100

Fonte: Calheiros (2009)

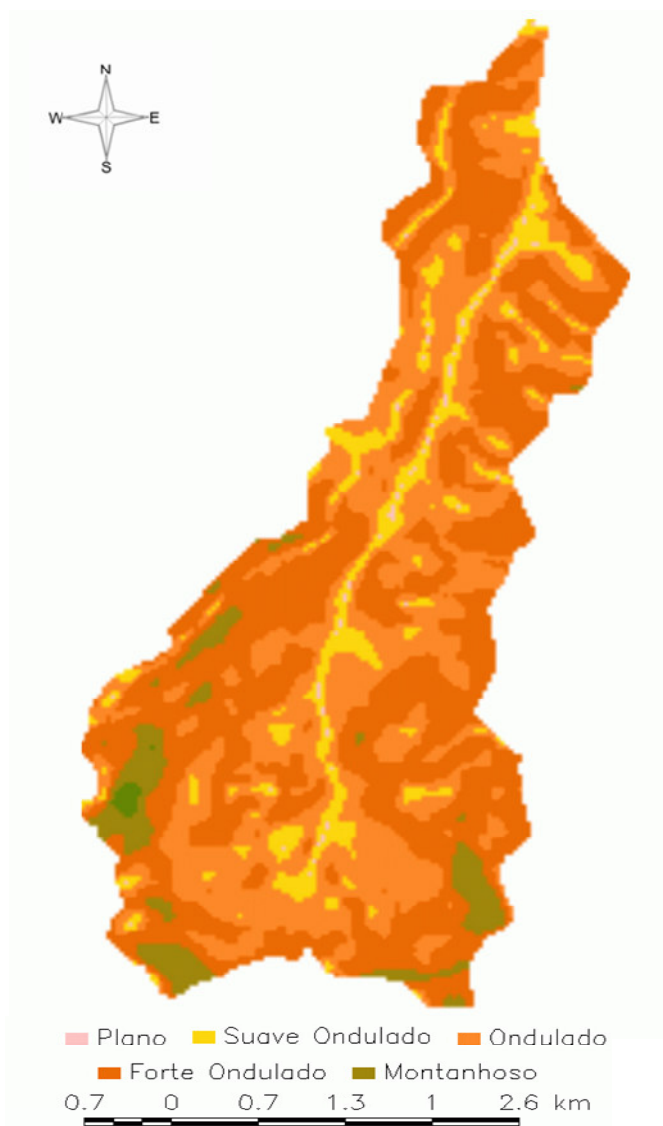


Figura 5 - Mapa de classes de declividade da sub-bacia das Posses
 Fonte: Freitas et al. (2008)

2.2.1.2 Geologia

A formação geológica do município de Extrema é constituída basicamente de granitos, granitóides, migmatitos diversos, gnaisses dolomíticos, quartzíticos e metaconglomerados. As feições geomórficas da sub-bacia das Posses incluem-se no relevo de degradação em planaltos dissecados, caracterizados por terrenos baixos e planos junto às margens dos rios, constituindo planícies aluviais expressivas. Predominam relevos de dissecção fluvial, diferencial que é marcado pelo aprofundamento da drenagem, que nas cabeceiras encontra-se ramificada e no restante da bacia tem cursos d'água mais retilíneos e encaixados, com afluentes de primeira

ordem na sua maioria (CALHEIROS, 2009). Na Figura 6 encontram-se descritas as características geológicas do município de Extrema e da sub-bacia das Posses.

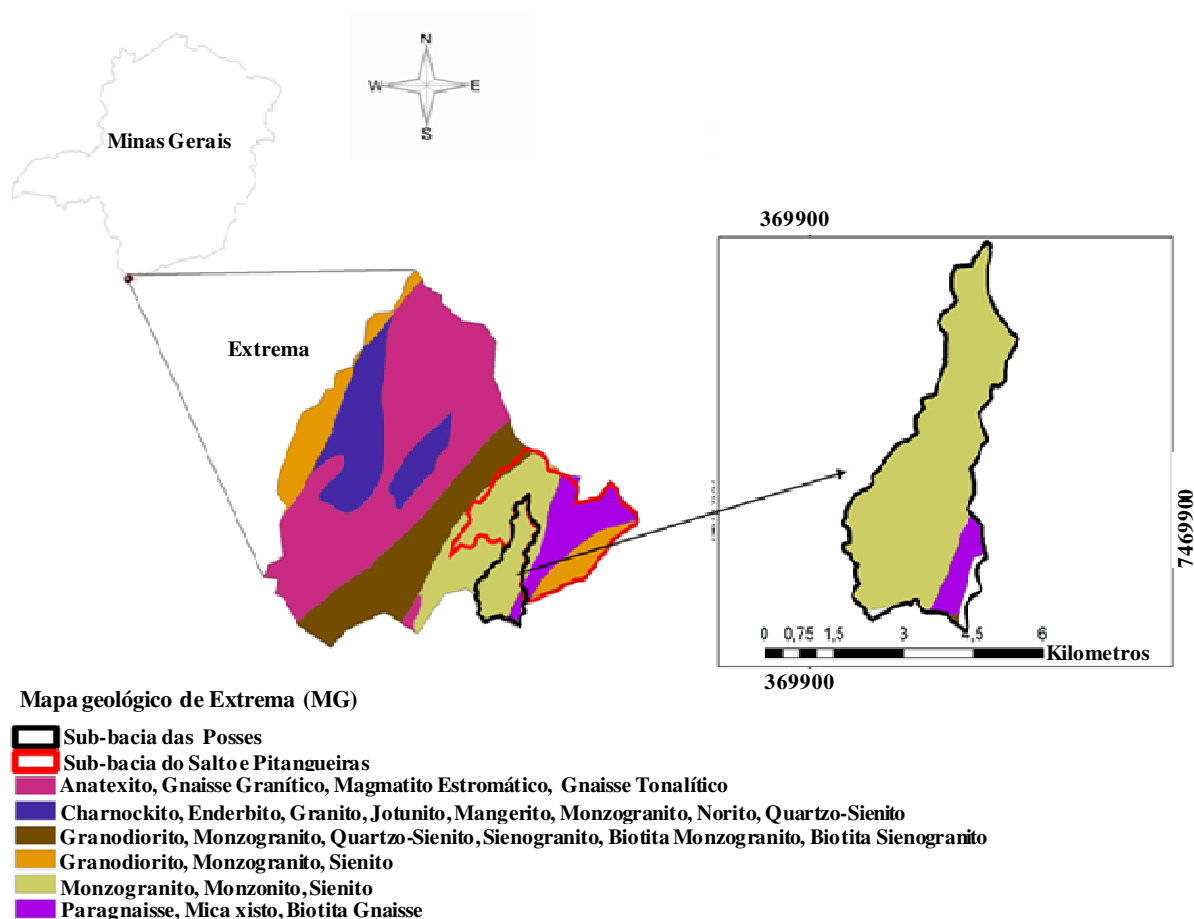


Figura 6 - Características geológicas do município de Extrema e da sub-bacia das Posses
Fonte: Calheiros (2009)

2.2.1.3 Clima

De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na sub-bacia das Posses é do tipo Cwb (tropical de altitude) definido como clima quente e úmido, com inverno seco, apresentando total de chuvas do mês mais úmido superior a 191 mm e do mês mais seco inferior a 30 mm, sendo a temperatura média do mês mais quente acima de 21°C e do mês mais frio abaixo de 16°C (CALHEIROS, 2009). Com relação à precipitação média anual, os relatórios de situação dos recursos hídricos das BH-PCJ indicam que nas cabeceiras destas bacias, região onde se encontram os municípios mineiros (dentre eles o de Extrema), a precipitação média anual varia entre 1600 a 1800 mm (CBH-PCJ, 2008).

Em relação às precipitações intensas na área de estudo, as mesmas podem ser determinadas com base na equação de Intensidade, Duração e Frequência (IDF) do município de Extrema (PRUSKI et al. 2002). Para períodos de retornos de 5 e 10 anos, e duração de 30 minutos, as intensidades máximas médias de precipitação, determinada de acordo com a Eq.2, foram de 90,4 e 101,9 mm h⁻¹ respectivamente.

$$i_m = \frac{1981,278 \cdot T^{0,173}}{(t + 19,181)^{0,864}} \quad (2)$$

Em que:

i_m - intensidade máxima média de precipitação, mm h⁻¹;

T - período de retorno, anos;

t - duração da precipitação, minutos;

K, a, b, c - parâmetros relativos à localidade.

2.2.1.4 Solos

De acordo com Silva et al. (2008), os solos predominantes na sub-bacia das Posses são Neossolos Litólicos e Flúvicos, Cambissolos Háplicos e Húmicos, e Argissolos Vermelho-Amarelo. Estes ambientes apresentam relevo suave ondulado a montanhoso e solos rasos com afloramentos de rochas que dificultam o preparo mecanizado do solo, sendo destinado apenas ao pastoreio com grandes restrições. Associados aos Neossolos Litólicos estão os Cambissolos e Argissolos, que são solos relativamente mais profundos. Os autores observam também, que devido a baixa infiltração de água, tendência ao encrostamento e pouca espessura do solo, além de outras características, estes solos apresentam alta susceptibilidade a erosão. A distribuição destes grupos de solos pode ser observada na Tabela 6 e Figura 7.

Tabela 6 - Classes de solos predominantes na sub-bacia das Posses

Tipo de solo	Distribuição	
	ha	%
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO (PVA)	430,5	36
CAMBISSOLO (HAPLICO E HUMICO) (CX e CH)	488,8	40,9
NEOSSOLO LITÓLICO (NL)	159,9	13,4
NEOSSOLO FLÚVICO (NF)	116,8	9,8
Total	1196	100

Fonte: Silva et al. (2008)

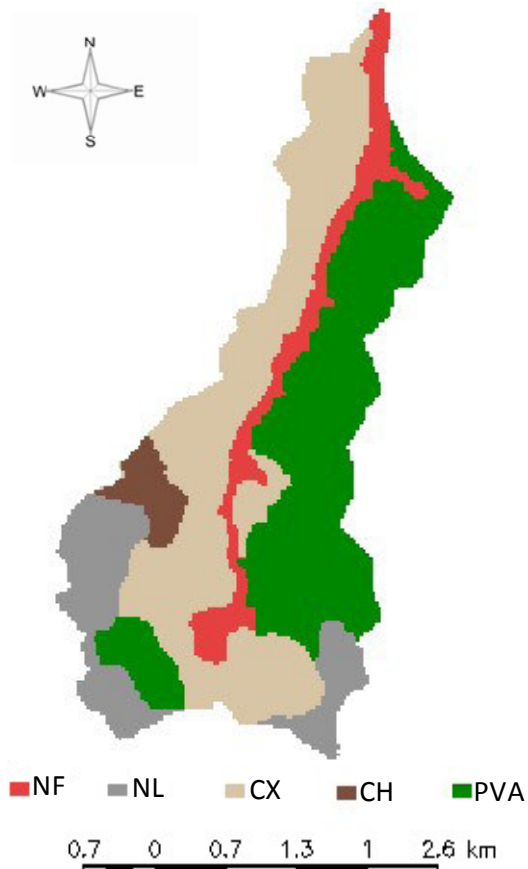


Figura 7 - Distribuição das classes de solos da sub-bacia das Posses
 Fonte: Silva et al. (2008)

2.2.1.5 Uso e cobertura do solo

Na Tabela 7 encontram-se descritos os usos do solo da sub-bacia das Posses, nos anos de 1972 e 2005, de acordo com Azevedo (2008).

Tabela 7 - Uso do solo na sub-bacia das Posses

Uso do Solo	1972		2005	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Lago	0,55	0,04	0,55	0,04
Cana-de-açúcar	0	0	1,89	0,16
Café	0	0	1,58	0,13
Estrada	10,45	0,87	10,45	0,87
Solo exposto	0	0	20,35	1,70
Mata	123,97	10,32	151,97	12,64
Pastagem	1051,90	87,52	1015,12	84,46
Milho	15,04	1,25	0	0
Total	1202,91	100,00	1201,91	100,00

Fonte: Azevedo (2008)

De acordo com Freitas et al. (2008), a ocupação e a colonização da região sul do estado de Minas Gerais provocaram o desmatamento quase total de sua vegetação natural, aumentando a suscetibilidade dos solos à erosão hídrica, em decorrência do manejo incorreto do solo, com ausência de práticas conservacionistas, notadamente nas atividades de pecuária leiteira e de corte.

Em estudo realizado por Azevedo (2008), o autor determinou o uso do solo da sub-bacia das Posses e observou que houve pouca modificação entre 1972 e 2005. As áreas cultivadas com pastagem eram, e ainda continuam sendo, o uso dominante, com mais de 80% da área, seguida pelas matas, com pouco mais de 10% do total. Os outros usos são irrelevantes e a maioria deles não chega a 1%. O autor ainda observou que apenas cerca de 30% da sub-bacia das Posses apresentam um relevo suave a ondulado, que não impõe fortes restrições às atividades agrícolas. Entretanto, cerca de 55% da área possui declividade entre 11 a 20% de inclinação, apresentando relevo ondulado a montanhoso. Nesse tipo de relevo, a utilização do solo para atividades agrícolas, exige práticas de conservação mais complexas. Por fim, aproximadamente 15% da área possuem um relevo extremamente acidentado, com declividade acima de 20%, que impossibilita qualquer atividade agrícola e pode causar sérios problemas de erosão.

Com relação aos remanescentes de florestas, de acordo com Azevedo (2008), estes se encontram distribuídos por toda a bacia, sendo representadas pelos fragmentos de florestas semi-decíduas, matas de encosta e matas ciliares, totalizando 123,97 ha (10,32%) em 1972 e 151,97 ha (12,64%) em 2005. Houve um crescimento da vegetação nativa de 1,32% entre 1972 e 2005.

Silva et al. (2008) também observaram que o uso do solo dominante na Sub-bacia das Posses é a pastagem, que ocupa 76,18 % da área total da sub-bacia. Verifica, ainda, que a maior parte das pastagens estão degradadas e possuem quantidades de animais acima de sua capacidade de suporte. Na Figura 8 está apresentado o mapa de uso do solo na sub-bacia das Posses, de acordo com Silva et al. (2008).

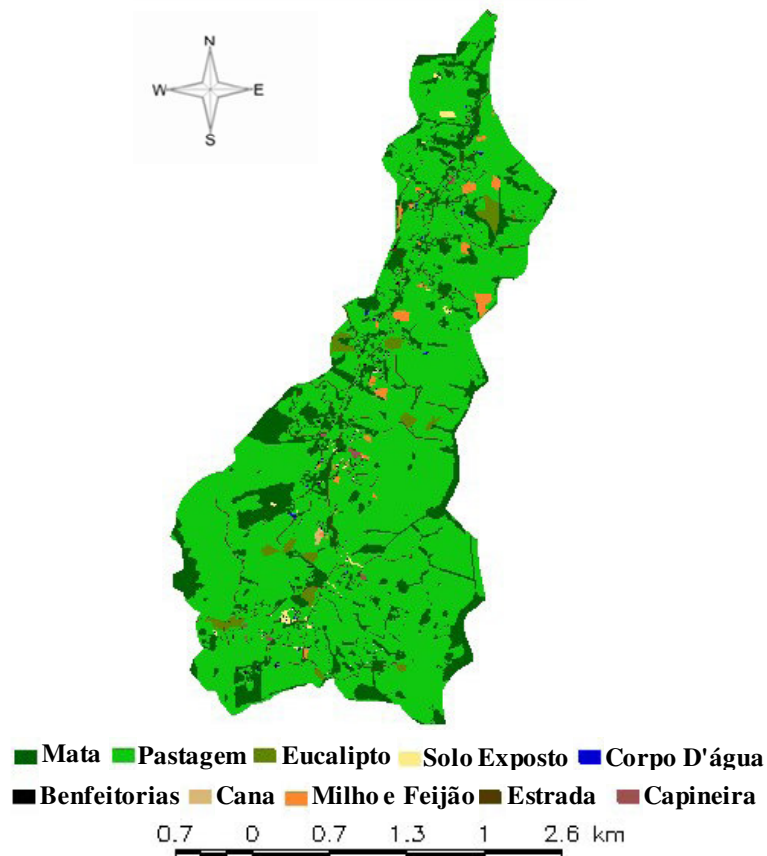


Figura 8 - Mapa de uso do solo na sub-bacia das Posses
 Fonte: Silva et al. (2008)

2.2.2 Base digital para realização do estudo

Os mapas digitais utilizados foram cedidos pelo Departamento de Meio Ambiente do município de Extrema e obtidos em Azevedo (2008), e fazem parte do banco de dados do projeto “Conservador das Águas”. Utilizou-se os seguintes mapas digitais, com resolução espacial de 1m, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) - zona 23K e Datum SAD-69:

- Arquivo vetorial contendo as curvas de nível e pontos cotados na área da sub-bacia das Posses, feito com base nas cartas planialtimétricas (IBGE, escala 1:50.000, ano de 1969);
- Mapa de solos: produzido a partir do levantamento pedológico da sub-bacia das Posses (SILVA et al. 2008);
- Mapa com a delimitação das propriedades inseridas na sub-bacia das Posses (EXTREMA, 2005);
- Composição colorida de uma imagem do satélite IKONOS da sub-bacia das Posses, do ano de 2005;

- Rede hidrográfica: digitalizada (via mesa digitalizadora) com base nas cartas do IBGE já citadas e complementada com digitalização em tela, tendo por base a imagem do item anterior;

Maiores informações sobre o sistema de coordenadas UTM podem ser obtidas em IBGE (2010).

2.2.3 Dados pluviométricos

Para a elaboração do mapa de erosividade das chuvas na área da sub-bacia das Posses, foram utilizados os dados de chuva mensal, para os períodos coincidentes de 1974 a 1993, das estações pluviométricas próximas a sub-bacia, uma vez que séries históricas de precipitação são inexistentes na área de estudo. A relação das estações pluviométricas estudadas está apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 - Relação das estações pluviométricas utilizadas

Estação Pluviométrica	Localização	Latitude	Longitude	Série Histórica
2246057	Camanducaia	22°45'	22°08'	1974 à 2006
D3-018	Vargem	22°54'	46°25'	1937 à 2004
D3-019	Joanópolis	22°58'	46°06'	1940 à 1993
D3-035	Pedra Bela	22°48'	46°27'	1940 à 2004
D3-054	Joanópolis	22°56'	46°16'	1951 à 2006
E3-242	Igaratá	23°12'	46°09'	1972 à 2004

Fonte: www.sigrh.sp.gov.br e hidroweb.ana.gov.br

2.2.4 Sistemas computacionais utilizados

Para a sistematização e organização dos dados, foram utilizados os seguintes sistemas computacionais:

- Software IDRISI Kilimanjaro: geração de mapas e interpolação
- BrOffice.org 3.1.0: planilha eletrônica para elaboração de gráficos e tabelas;
- A9CAD: edição de mapas em DWG.

2.2.5 Complementação do mapa das curvas de nível e pontos cotados

Para a confecção do Modelo Digital do Terreno (MDT) utilizado na etapa de cálculo dos valores de erosão anual (RUSLE), foi necessário fazer a complementação do mapa com as curvas de nível e os pontos cotados. Para isto, foram utilizadas as cartas do IBGE na escala 1:50.000 citadas e o software A9CAD.

2.2.6 Elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT)

A fase de elaboração do MDT está relacionada à aquisição, processamento e utilização de dados digitais para a elaboração de um modelo que represente, graficamente, o relevo da superfície terrestre (ASPIAZÚ et al. 1990). De acordo com Doyle (1978), os MDTs são arranjos ordenados de números, que reproduzem a distribuição espacial das características do terreno.

Com o novo mapa das curvas de nível e pontos cotados, utilizando o software IDRISI Kilimanjaro, foram realizadas respectivamente, a triangulação das informações deste mapa e a elaboração do MDT da área de estudo (Figura 9).

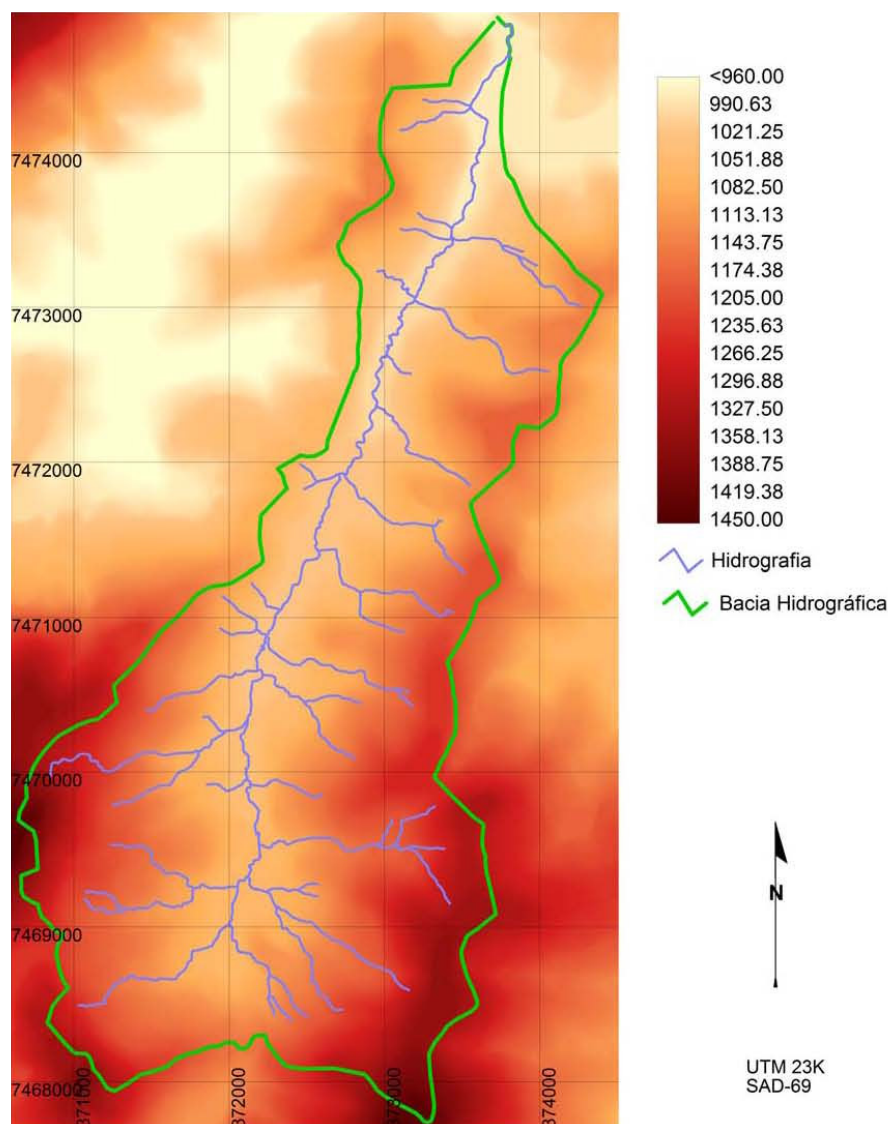


Figura 9 - Modelo Digital do Terreno (MDT) utilizado para o cálculo da erosão anual para a sub-bacia das Posses

Como pode ser observado na Figura 9, o MDT abrange uma área maior do que a da sub-bacia das Posses. Isso ocorre em função do software IDRISI Kilimanjaro utilizar no cálculo da erosão anual (RUSLE) a informação de cotas de todos os pixels presentes no mapa, não podendo, portanto, haver pixels sem esta informação.

Após esta etapa, confeccionou-se um mapa em formato *raster* com pixels de 2,5 m x 2,5 m, utilizado para o cálculo da erosão anual.

2.2.7 Conceituação para a definição dos cenários

Como já abordado, uma das hipóteses do projeto “Conservador das Águas” é o abatimento efetivo da produção de sedimentos (foco deste estudo) na sub-bacia das Posses, considerando que ao fim do projeto haverá, dentre outros, 150 ha de matas ciliares (APP), 280 ha de mata de “topo” (MT), 300 ha de reserva legal (RL) e 1200 ha de solos conservados.

Tendo como base a situação de uso e cobertura do solo para o ano de 2005 (cenário 1), a qual representa as condições da sub-bacia das Posses antes da implementação do projeto “Conservador das Águas” (ano base de 2005, aprovação da lei municipal e início do projeto), e a situação futura de uso e cobertura, após a implementação do projeto “Conservador das Águas” (cenário 31), buscou-se gerar diferentes cenários, entre estes já descritos, e analisar a situação atual e futura dos processos erosivos, bem como identificar outros cenários que possam promover contribuições relevantes para a redução da erosão, com maior viabilidade técnica. Com o intuito de esclarecer as condições atuais e futuras de uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses, os cenários 1 e 31 seguem descritos abaixo de forma mais detalhada.

Para o cenário 1 (situação referente ao ano de 2005), praticamente toda a sub-bacia das Posses se encontrava com pastagens degradadas, sem práticas de conservação de solo e água, pouquíssimas áreas de floresta nativa, falta de APP e RL, bem como baixa densidade animal por hectare e alta susceptibilidade aos processos erosivos.

A situação futura de uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses será a que esta prevista no projeto “Conservador das Águas”, ou seja: aproximadamente 730 ha de área de florestas (APP, RL e MT), 50 nascentes protegidas, 1200 ha de solos conservados e 100 propriedades com saneamento.

Neste sentido, considerou-se entre outros fatores, o uso do solo com pastagens conservadas; a redução da MT pela metade da presente no cenário futuro (após a implementação do projeto) e a alocação de áreas de floresta considerando diferentes declividades.

Quando se considerou a redução da MT pela metade da prevista no cenário futuro, bem como os demais cenários de variação da área de floresta, teve-se como foco analisar a efetividade das diferentes políticas de gestão implementadas, visando otimizar a redução da perda de solo em função da área de floresta.

O fato de se tentar otimizar o provimento de determinado serviço ambiental (neste caso a conservação do solo) é importante para a redução dos custos com a implantação e para a expansão de novos projetos de PSA, em outras palavras, uma vez que o incremento de área de floresta não proporcione reduções importantes em relação a conservação do solo, ou ainda, uma vez que seja possível obter os mesmos resultados de redução de perda de solo com áreas menores de floresta, não há motivo (no que concerne a conservação do solo) para aumentar as áreas de floresta, pois este adicional poderia ser destinado as outras sub-bacias onde poderiam proporcionar maiores benefícios, ou seja, maior retorno do capital investido em relação a conservação do solo.

Além disso, tendo em vista que para a remuneração dos serviços ambientais se faz necessário considerar a potencialidade de uma determinada área/propriedade (no caso da sub-bacia das Posses, as propriedades contidas na mesma) para o provimento de tais serviços e a grande relevância da identificação destas áreas para o aperfeiçoamento dos sistemas de PSA, estimou-se as perdas de solo por erosão de forma individual, ou seja, em cada propriedade, permitindo assim, identificar as que apresentam maior potencial em relação à conservação do solo. Salienta-se que não se verificou na literatura abordagem semelhante.

Para a estimativa das perdas de solo por erosão, tomou-se como base os valores dos fatores da RUSLE propostos por Bertoni e Lombardi Neto (1990) e os sugeridos pela ANA (2008), constantes no Manual Operativo do Programa “Produtor de Água”. Tais fatores encontram-se descritos adiante.

2.2.8 Cálculo dos fatores comprimento de rampa (L) e grau de declive (S)

A intensidade da erosão hídrica é variável dependendo da rampa que a água percorre, através de suas características comprimento (L) e grau de declive (S). Esses dois efeitos são pesquisados separadamente, mas para aplicação na USLE, são analisados conjuntamente, constituindo o fator topográfico (LS) (FUJIHARA, 2002). O fator LS representa a relação esperada de perdas de solo por unidade de área, em um declive qualquer, comparada às perdas de

solo correspondentes, em uma parcela unitária padrão de 25 metros de comprimento com 9% de declividade (BERTONI E LOMBARDI NETO, 1990).

Desmet e Govers (1996), além de outros autores, observam que o fator LS é um dos fatores mais importantes da USLE, e também o que apresenta maiores dificuldades para a sua obtenção, especialmente quando se deseja estimar a perda de solo de uma microbacia. A dificuldade na determinação deste fator é explicada pela complexidade do perfil do relevo, na qual o declive pode ser reto, côncavo, convexo ou uma combinação dos formatos.

Tendo em vista a limitação da USLE, que considera apenas comprimentos de rampas uniformes, Desmet e Govers (1996) propuseram uma metodologia para o cálculo de comprimentos de rampas não uniformes. Tal metodologia foi utilizada no presente estudo para o cálculo do fator comprimento de rampa da RUSLE, e segue apresentada na eq. (2):

$$L_{i,j} = \frac{\left[(A_{i,j-in} + D^2) \right]^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}}{\left[D^{m+2} \cdot X_{i,j}^m \cdot (22,13)^m \right]} \quad (3)$$

Em que:

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

$A_{i,j}$ – Área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j), m^2 ;

D – Tamanho grade de células, m;

$x_{i,j}$ – Valor da direção do fluxo; e

m – Coeficiente em função da declividade para grade de célula com coordenada (i,j).

O coeficiente “m” é obtido a partir de determinadas classes de declividade, como pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores do coeficiente “m” em função das classes de declive

Declividade	m
$s < 1\%$	0,2
$1 < s < 3\%$	0,3
$3 < s < 5\%$	0,4
$s > 5\%$	0,5

O fator de declividade (S) foi obtido segundo a metodologia de Wischmeier e Smith (1978), eq. (3), e o fator topográfico (LS) pelo produto dos fatores L e S.

$$S = 0,00654s^2 + 0,0456s + 0,065 \quad (4)$$

Em que:

S – Fator de declividade, adimensional; e

S – Declividade média da vertente, %.

2.2.9 Elaboração dos mapas dos fatores de uso e manejo do solo (C) e Práticas Conservacionistas (P) e definição dos cenários

O fator de uso e manejo dos solos (Fator C) da USLE, expressa o quociente entre a perda de solo ocorrida em determinado sistema de manejo e aquela ocorrida num solo desprovido de cobertura (BERTOL et al. 2002).

De acordo com Gameiro (1997), os efeitos das variáveis uso e manejo do solo não podem ser avaliados independentemente, devido às diversas interações entre eles. Por exemplo, uma cultura pode ser plantada continuamente em um mesmo local ou então em rotação com outras. Seus restos podem ser removidos, deixados na superfície, incorporados próximo à superfície ou totalmente enterrados com o preparo do solo. Quando deixados na superfície, podem ser cortados ou mantidos como foram colhidos. O preparo do solo pode deixar a superfície do terreno bastante irregular ou lisa. Considerando as diferentes combinações dessas variáveis, o efeito será diferenciado nas perdas de solo. O fator C mede justamente o efeito combinado de todas as relações das variáveis de cobertura e manejo que incluem: tipo de vegetação, *stande* (população), desenvolvimento (estádio da cultura), época do ano e manejo cultural.

O fator de práticas conservacionistas (P) da USLE pretende refletir os efeitos de práticas conservativas na alteração do escoamento superficial e, conseqüentemente, redução da erosão. Este fator representa a relação entre a perda de solo que ocorre com determinadas práticas conservacionistas, tais como lavouras em nível, culturas em faixas, terraceamento, e o que ocorreria se essas práticas fossem efetuadas no sentido da maior declividade do terreno.

De acordo com Calheiros (2009), as práticas conservacionistas que serão implantadas com o projeto “Conservador das Águas” são as seguintes:

- a) Construção de bacias de captação de água, camalhões, correção de inclinação de taludes, correção do leito, dissipadores e canais divergentes nas estradas rurais;
- b) Nos sítios com indícios de erosão hídrica (sulco e/ou laminar), isolamento com barreiras sintéticas, escarificação do solo, fertilização e vegetação com espécies arbustivas e implantação de barreiras artificiais de proteção;
- c) Divisão das áreas de pastagens em piquetes, adoção de pastejo rotacionado, correção, adubação e introdução de outras práticas conservacionistas do solo sob pastagens;
- d) Nas áreas de pastagens mais declivosas, implantação de terraços de base estreita, com gradiente constante e bacias e captação de água e;
- e) Construção de bacias de captação de água associadas à canais divergentes objetivando a recarga de água.

Tanto o fator C como o fator P variam de zero a um, aproximando-se de zero, nos sistemas de manejo conservacionistas, e de um, nos sistemas não-conservacionistas (BERTOL et al. 2002).

Em relação aos diferentes cenários estudados, considerou-se para a pastagem as condições degradada e conservada; para a APP e RL as condições de uso atual e futura; e para a MT as condições atual, futura e 50% da situação futura. As condições da pastagem degradada/conservada e uso atual e futuro do solo na sub-bacia das Posses, referem-se, respectivamente, às condições antes e após a implantação das práticas conservacionistas previstas no projeto “Conservador das Águas”.

Além disso, visando alocar a floresta em função da declividade, de modo a otimizar a redução da produção de sedimentos em função da área de floresta, mais dois cenários foram simulados, sendo estes: uso do solo com floresta nativa para condições de declives iguais ou superiores a 30 e 40%, respectivamente. Em outras palavras, o primeiro cenário considerou que as áreas que possuíssem declives iguais ou superiores a 30% seriam destinadas ao reflorestamento com mata nativa; a mesma analogia foi utilizada para o segundo cenário, porém, neste último, as áreas destinadas ao reflorestamento com mata nativa teriam declividades iguais ou superiores a 40%.

Com base na imagem IKONOS e o mapa das propriedades inseridas na sub-bacia das posses, foram realizados a digitalização do uso do solo e das propriedades existentes na mesma. Os valores dos fatores C e P (Tabela 11) utilizados foram adotados tendo como base o manual

operativo do programa “Produtor de Água” da Agência Nacional de Águas (o programa “Produtor de Água” é o programa norteador do projeto “Conservador das Águas”) e seguem apresentados de maneira conjunta. Os diferentes cenários analisados encontram-se descritos na Tabela 10.

Tabela 10 - Caracterização dos cenários estudados, quanto à situação, tamanho e localização do uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses

Cenários	Situação			
	Pastagem	APP e RL	MT	Declividade
1*	Degradada	Atual	Atual	não
2	Degradada	Atual	Atual	>30%
3	Degradada	Atual	Atual	>40%
4	Degradada	Atual	Futura	não
5	Degradada	Atual	Futura	>30%
6	Degradada	Atual	Futura	>40%
7	Degradada	Atual	50% Futura	não
8	Degradada	Atual	50% Futura	>30%
9	Degradada	Atual	50% Futura	>40%
10	Degradada	Futura	Atual	não
11	Degradada	Futura	Atual	>30%
12	Degradada	Futura	Atual	>40%
13	Degradada	Futura	Futura	não
14	Degradada	Futura	Futura	>30%
15	Degradada	Futura	Futura	>40%
16	Degradada	Futura	50% Futura	não
17	Degradada	Futura	50% Futura	>30%
18	Degradada	Futura	50% Futura	>40%
19	Conservada	Atual	Atual	não
20	Conservada	Atual	Atual	>30%
21	Conservada	Atual	Atual	>40%
22	Conservada	Atual	Futura	não
23	Conservada	Atual	Futura	>30%
24	Conservada	Atual	Futura	>40%
25	Conservada	Atual	50% Futura	não
26	Conservada	Atual	50% Futura	>30%
27	Conservada	Atual	50% Futura	>40%
28	Conservada	Futura	Atual	não
29	Conservada	Futura	Atual	>30%
30	Conservada	Futura	Atual	>40%
31*	Conservada	Futura	Futura	não
32	Conservada	Futura	Futura	>30%
33	Conservada	Futura	Futura	>40%
34	Conservada	Futura	50% Futura	não
35	Conservada	Futura	50% Futura	>30%
36	Conservada	Futura	50% Futura	>40%

* Os cenários 1 e 31 são respectivamente a situação de uso e cobertura do solo antes e após a implantação do projeto “Conservador das Águas”; APP - Área de Preservação Permanente; RL - Reserva Legal; MT - Mata de Topo

Tabela 11 - Valores do fator CP utilizados no cálculo da perda de solo anual

Tipos de uso do solo	Fator CP
Grãos (Milho, soja, arroz, feijão)	0,25
Cana-de-açúcar	0,1
Café	0,37
Pastagem degradada	0,25
Pastagem conservada	0,12
Reflorestamento	0,05

Fonte: Adaptado de ANA (2008)

Para facilitar a discussão da potencialidade/efetividade de cada cenário, para a redução da erosão na sub-bacia das Posses, e compará-los de maneira relativa, foi utilizado o índice denominado Redução Relativa da Perda de Solo Anual (RRPS), de acordo com Mingoti (2009). Esta redução relativa é a comparação de quanto o cenário reduziu a erosão anual em comparação com o potencial de redução que foi determinado pela diferença entre a erosão anual produzida com o uso e ocupação atual do solo na sub-bacia das Posses (antes da implantação do projeto “Conservador das Águas”) e o uso e ocupação que proporcionasse a menor perda de solo. Na Eq.5 segue descrita a metodologia para aplicação deste índice:

$$RR = \left[1 - \left(\frac{E_i - E_F}{E_P - E_F} \right) \right] \cdot 100 \quad (5)$$

Em que:

RR – Redução Relativa da perda de solo anual, %;

E_i – Erosão Anual média para o *i-ésimo* cenário, $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$;

E_F – Erosão Anual média para o cenário que apresentou a menor perda de solo, $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$;

E_P – Erosão Anual média para o cenário onde foi verificada a maior perda de solo, $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$.

Utilizando a mesma analogia do índice de RRPS, foi gerado outro índice denominado de índice de Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF), objetivando-se comparar a RRPS em função do incremento de área de floresta, tanto para os diferentes cenários como para as propriedades da sub-bacia das Posses. Na Eq.6 segue apresentada a metodologia para o cálculo do índice de IRAF.

$$\text{IRAF} = \left(\frac{\text{AF}_i - \text{AF}_1}{\text{AF}_x - \text{AF}_1} \right) \cdot 100 \quad (6)$$

Em que:

IRAF – Incremente relativo de área de floresta, %;

AF_i – Área de floresta para o *i*-ésimo cenário, ha;

AF_1 – Área de floresta no cenário 1, ha; e

AF_x – Área de floresta para o cenário com maior RRPS, ha.

Devido ao grande número de propriedades (98) e cenários analisados (36), para a discussão da perda de solo das propriedades nos diferentes cenários, classificaram-se as mesmas em três classes de declive (Tabela 12) de modo que cada classe possuísse quantidade de propriedades semelhantes.

Para considerar a interação da declividade e tipos de solo sobre a perda de solo por erosão, foram selecionadas para cada classe de declive as propriedades que possuíssem 50% ou mais de suas áreas ocupadas por um mesmo tipo de solo, dentre os preponderantes na sub-bacia das Posses, buscando-se representar as condições de declividade e dos solos presentes nessa sub-bacia.

Tabela 12 - Classes de declives e número de propriedades em cada classe

Classe	Declive (%)	Número de propriedades em cada classe
1	0 - 18	30
2	18,1 - 25	36
3	25,1 – 48,2	32
Total		98

Visando espacializar as propriedades da sub-bacia das Posses em função das taxas de perda de solo, foram consideradas três classes de perda de solo anual (Tabela 13), sendo estas: Baixa - valores de perda de solo dentro dos limites de tolerância; Média - valores de perda de solo acima dos limites de tolerância; e Alta - valores de perda de solo muito acima dos limites de tolerância média para a perda de solo em função das classes de solos representadas.

Tabela 13 - Distribuição das classes de perda de solo anual

Classe	Taxa de perda de solo anual ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Baixa	0 – 10
Média	10,1 – 50
Alta	50 – 100

2.2.10 Erodibilidade do solo (Fator K da RUSLE)

A erodibilidade do solo representa o efeito integrado dos processos que regulam a infiltração de água e a resistência do solo à desagregação e transporte de partículas subsequente. Tais processos são influenciados pelas propriedades do solo, tais como: distribuição do tamanho das suas partículas; estabilidade estrutural; conteúdo de matéria orgânica; natureza dos minerais de argila e constituintes químicos, bem como os parâmetros do solo que afetam a sua estrutura, armazenamento e movimento da água em seu interior (LAL E ELLIOT, 1994). O autor ressalta, ainda, que a textura do solo exerce grande influência sobre a erodibilidade dos solos, por esta afetar os processos de desagregação e transporte, uma vez que, enquanto grandes partículas de areia resistem ao transporte, solos de textura fina (argilosos) também resistem à desagregação, sendo a areia fina e o silte as texturas mais suscetíveis à desagregação e ao transporte.

Em outras palavras, a erodibilidade dos solos refere-se à sua predisposição à erosão, e por ser governada pelos atributos intrínsecos do solo; sofre variações de solo para solo e com os diferentes tipos de manejo (SILVA et al. 2000).

Benda et al. (2007) apresentou uma tabela baseada nos estudos de Bertoni e Lombardi Neto (1990), em que classifica a erodibilidade dos solos em função das suas unidades pedológicas, onde a classe I é a mais erodível. Na Tabela 14 seguem apresentadas as classes de erodibilidade dos solos predominantes na sub-bacia das Posses, em função das unidades pedológicas.

Tabela 14 - Classes de erodibilidade em função das unidades pedológicas, para os solos predominates na sub-bacia das Posses

Classes de Erodibilidade	Unidades Pedológicas
I	Neossolo
II	Argissolo
III	Cambissolo

Adaptado de Benda et al. (2007)

De posse do mapa de solo da sub-bacias das Posses, reclassificou-se o mesmo em função dos valores de erodibilidade propostos por Bertoni e Lombardi Neto (1990). Os valores e o mapa da erodibilidade dos solos, utilizados para o cálculo da perda de solo anual, encontram-se respectivamente na Tabela 15 e Figura 10.

Tabela 15 - Valores do fator de erodibilidade dos solos presentes na sub-bacia das Posses

Classes de Solo	Fator de erodibilidade do solo (K)
Argissolos	0,035
Cambissolos	0,0437
Neossolos	0,0296

Fonte: Adaptado de Bertoni e Lombardi Neto (1990)

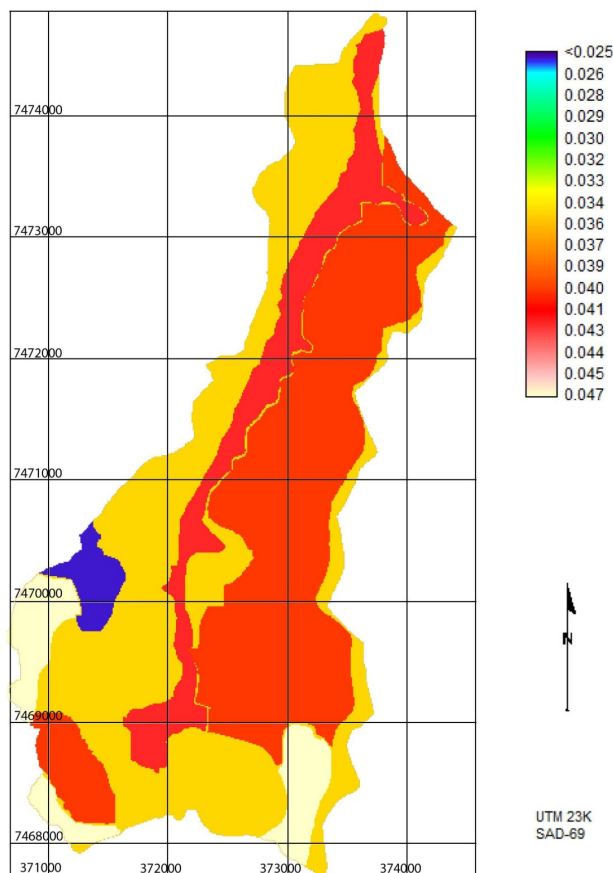


Figura 10 - Mapa da erodibilidade dos solos da sub-bacia das Posses

2.2.11 Erosividade das chuvas (Fator R da RUSLE)

De acordo com Renard et al. (1997), o fator de erosividade da chuva (R), foi proposto por Wischmeier e Smith (1958), sendo definido como um índice numérico que expressa a capacidade da chuva de erodir o solo de um terreno sem cobertura vegetal (LOMBARDI NETO E MOLDENHAUER, 1992; BERTONI E LOMBARDI NETO, 2008).

Esse fator expressa o potencial da água da chuva para desagregar o solo e transportá-lo por meio do escoamento superficial subsequente. Este potencial da água da chuva, por sua vez, é função de sua energia, que depende tanto do tamanho das gotas como da intensidade da precipitação (LAL E ELLIOT, 1994).

Outro fator que pode influenciar a erosividade da chuva é o relevo do terreno, seja por exercer alguma influência no regime de precipitação e principalmente favorecendo o escoamento superficial de maior volume e velocidade.

Dentre os métodos existentes para determinar a erosividade da chuva destaca-se o índice EI30 de Wischmeier e Smith (1959), baseado na intensidade de uma chuva com 30 minutos de duração (MINGOTI, 2009).

De acordo com Colodro et al. (2002), o índice EI_{30} desenvolvido nos EUA, tem sido calculado e testado em diversos países, porém sua representação tem sido questionada em países tropicais e subtropicais, como é o caso do Brasil. De acordo com Lal (1976), o índice EI30 pode subestimar a energia cinética das chuvas tropicais.

Aquino et al. (2006) também observam a dificuldade de utilização do EI30 como um índice de erosão para os trópicos, devido à escassez e mesmo à inexistência de dados pluviográficos necessários para a obtenção deste índice em muitos países em desenvolvimento, a exemplo do Brasil. O autor observa, ainda, a morosidade das análises dos pluviogramas para o cálculo da energia cinética e destaca a complexidade no cálculo do EI30, devido à necessidade de registros detalhados da precipitação.

Com o intuito de simplificar o método para o cálculo do fator de erodibilidade da chuva, Bertoni e Lombardi Neto (1999) apresentaram uma equação (Eq. 2) para determinação deste fator, levando em consideração os valores de precipitação média mensal (mm) e de precipitação média anual (mm). Esta equação vem sendo amplamente utilizada (AQUINO et al. 2006; TOMAZONI E GUIMARÃES, 2005; TOMAZONI E GUIMARÃES, 2007; MATA et al. 2007; CABRAL et al. 2007; WEILL E SPAROVEK, 2008; PEREIRA et al. 2009; MINGOTI, 2009).

O índice de erosividade média anual da precipitação (Fator R da RUSLE), de um dado local, pode ser obtido através do somatório dos valores dos índices médios mensais de erosividade

(BERTONI E LOMBARDI NETO, 1999; BERTOL, 1993), como pode ser observado na Eq. (4). No presente estudo, este índice foi gerado para os períodos coincidentes, 1974 a 1993, das séries históricas de precipitação.

$$EI = 67,355 \cdot \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad (7)$$

Em que:

EI – Média mensal do índice de erosão, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹;

r – Precipitação média mensal, mm;

P – Precipitação média anual, mm.

Na Tabela 16 encontram-se apresentados os valores de precipitação média mensal e anual, bem como os valores de erosividade da chuva calculados para cada mês. Na Figura 11 segue o mapa final da erosividade das chuvas para a sub-bacia das Posses.

Tabela 16 - Valores de precipitação média mensal e anual e de erosividade da chuva para cada mês

	Órgão Prefixo Município	ANA 2246057 Camanducaia	DAEE D3-018 Vargem	DAEE D3-035 Pedra Bela	DAEE D3-054 Joanópolis	DAEE D3-019 Joanópolis	DAEE E3-242 Igaratá
Chuvas (mm)	Jan	237,3	251,1	277,8	131,7	250,2	250,2
	Fev	211,1	209,7	205,5	166,4	197,7	197,7
	Mar	166,9	169,5	184,4	225,3	182,3	182,3
	Abr	92,2	92,6	98,7	262,1	83,9	83,9
	Mai	78,5	83,4	84,7	199,2	76,3	76,3
	Jun	49,1	63,2	53,1	186,7	52,1	52,1
	Jul	36,6	40,9	41,1	91,0	41,1	41,1
	Ago	37,9	36,1	39,8	82,7	35,6	35,6
	Set	92,6	90,6	85,3	53,1	88,0	88,0
	Out	142,8	128,2	136,8	37,3	119,7	119,7
	Nov	162,3	167,4	170,4	37,1	144,2	144,2
	Dez	233,4	236,7	249,1	94,2	202,6	202,6
Anual	1.307,3	1.332,6	1.365,0	1.333,9	1.687,0	1.260,0	
EI (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	Jan	1.751	1.918	2.248	2.084	2.384	2.002
	Fev	1.455	1.450	1.411	1.293	1.521	1.277
	Mar	957	989	1.108	1.132	1.596	1.157
	Abr	382	380	430	373	476	341
	Mai	309	358	342	341	367	301
	Jun	165	274	171	181	219	171
	Jul	97	125	119	114	172	125
	Ago	114	117	136	110	158	108
	Set	395	373	314	404	471	386
	Out	781	668	690	719	707	612
	Nov	938	1.000	949	987	920	850
	Dez	1.737	1.783	1.792	1.555	1.821	1.507
Anual	9.083	9.435	9.709	9.292	10.813	8.837	

EI – Média mensal do índice de erosão

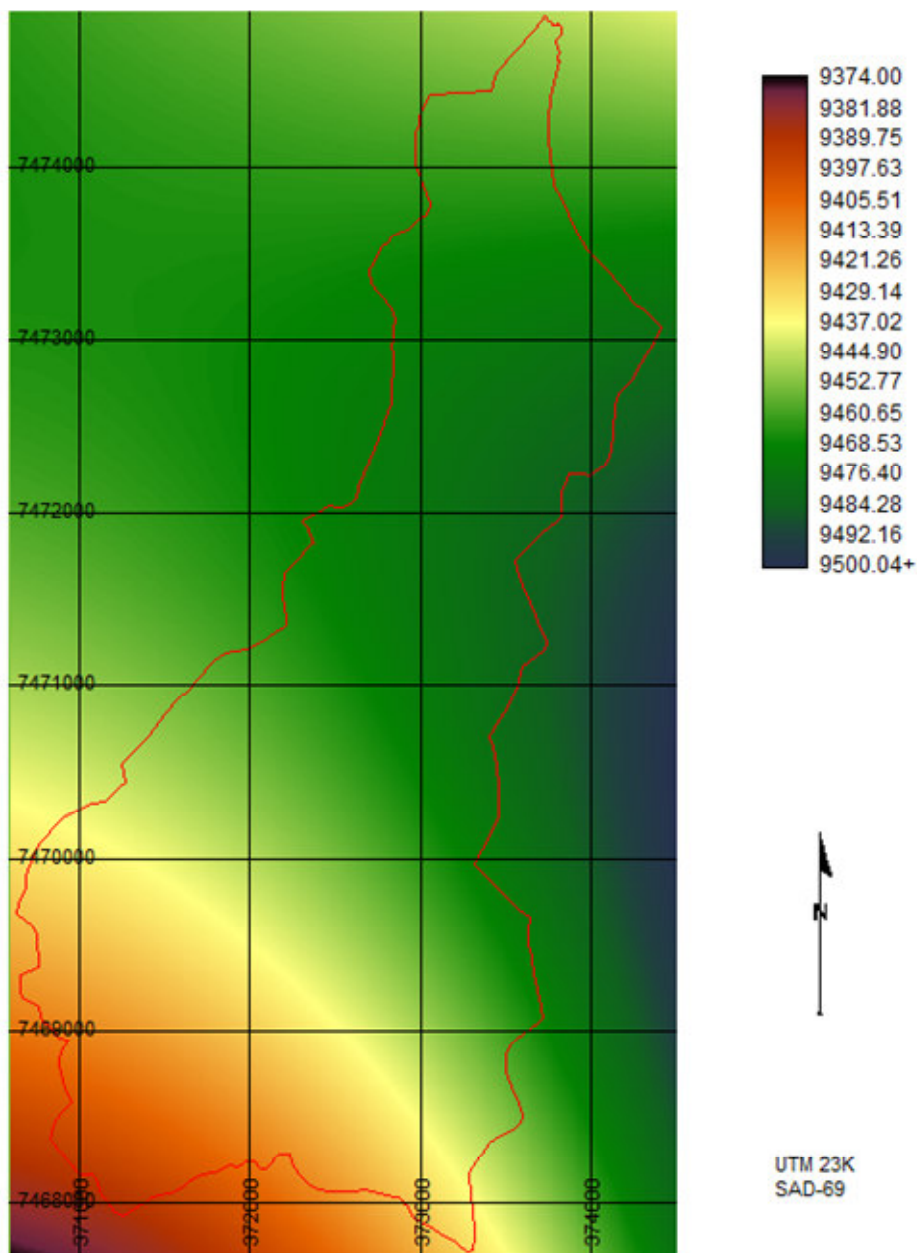


Figura 11 - Mapa de erosividade anual da chuva na sub-bacia das Posses

2.2.12 Estimativa dos valores de erosão anual

Após a criação de todos os mapas necessários para o cálculo da erosão anual (RUSLE), foram obtidos os fatores para o cálculo da RUSLE (erosão anual por pixel), para todos os cenários estudados. A erosão média anual foi calculada pela multiplicação dos diferentes fatores da RUSLE (R, K, LS, CP), de acordo com a equação 1.

Antes da aplicação deste módulo do SIG foram realizados diversos testes para se adquirir familiaridade com a ferramenta e conferir se esta não produziria resultados incorretos.

2.2.13 Fluxograma da metodologia empregada no trabalho

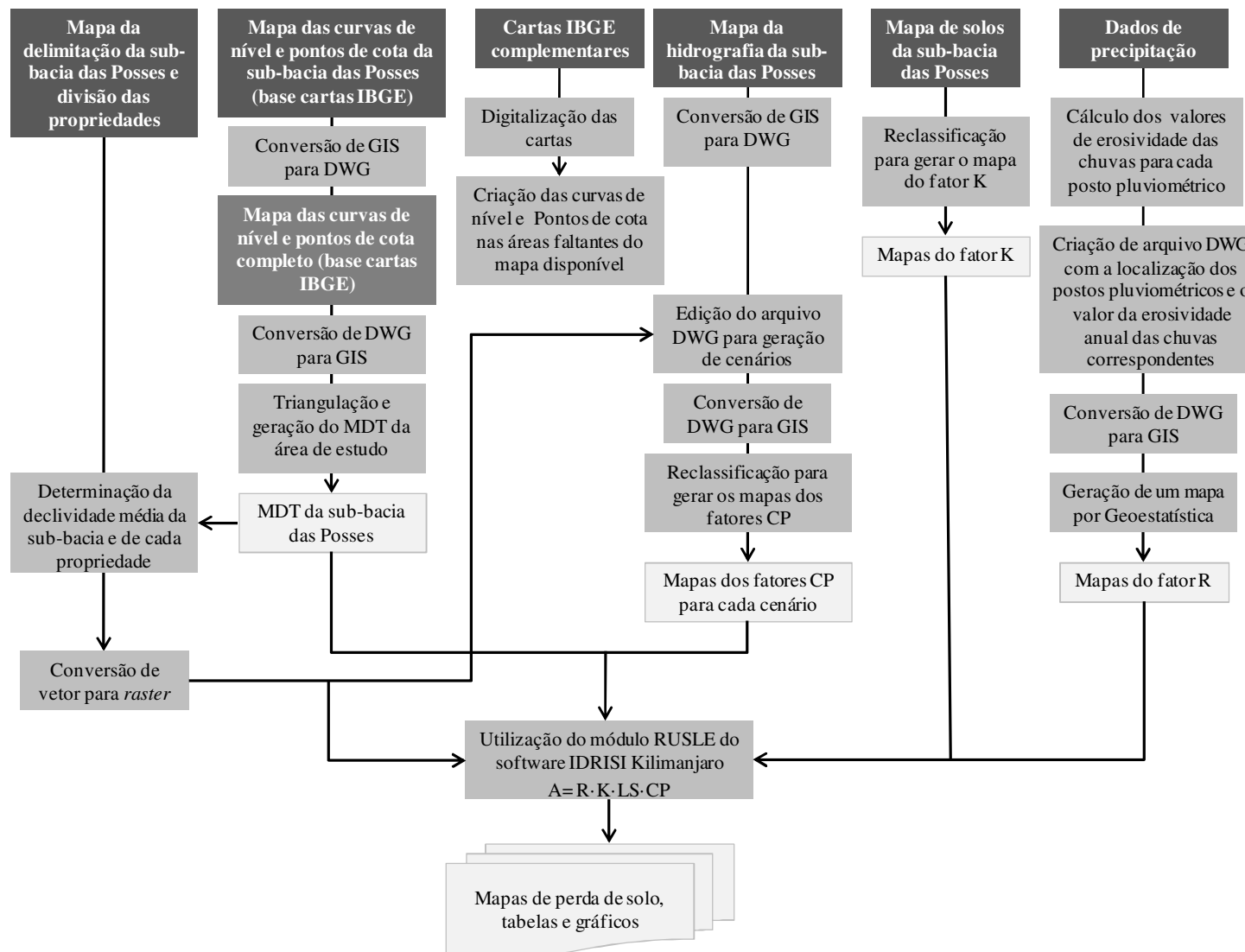


Figura 12 - Fluxograma da metodologia empregada

2.3 Resultados e discussões

2.3.1 Valores absolutos de perda de solo

Seguem apresentados, na Tabela 17, os valores absolutos de perda de solo para todos os cenários estudados.

Tabela 17 - Valores absolutos de perda de solo

Cenários	Perda por erosão (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
1	30,63
2	17,03
3	25,04
4	26,07
5	15,20
6	21,75
7	28,95
8	16,29
9	23,82
10	17,68
11	10,58
12	14,88
13	13,12
14	8,74
15	11,59
16	16,00
17	9,83
18	13,66
19	15,84
20	9,01
21	13,04
22	13,35
23	8,04
24	11,27
25	14,97
26	8,62
27	12,41
28	9,54
29	5,80
30	8,07
31	7,06
32	4,83
33	6,30
34	8,68
35	5,41
36	7,44

O cenário de uso e cobertura do solo em que se encontra a sub-bacia das Posses (cenário 1) é o que apresenta a maior perda de solo anual e, portanto, uma maior fragilidade em relação a conservação do solo e conseqüentemente para o provimento desse serviço ambiental. Isso se deve ao elevado grau de degradação da cobertura vegetal desta sub-bacia (em sua grande parte pastagens), falta de APP e RL, e ainda, à presença de áreas bastantes declivosas sem os devidos cuidados com relação às práticas conservacionistas, como observam Oliveira et al. (2008).

Além disso, de acordo com Freitas et al. (2008), a baixa infiltração de água, a tendência ao encrostamento, a pouca espessura do solo e a presença de horizontes diagnósticos B textural e incipiente, conferem a estes solos altos valores de erodibilidade, ou seja, alta susceptibilidade à erosão hídrica.

Em relação à situação futura de uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses (cenário 31), verifica-se uma importante redução dos processos erosivos; isso decorre das práticas conservacionistas que estão sendo implementadas na mesma, tais como a recomposição das APPs, RL, MT e conservação do solo.

No que concerne a cobertura florestal na sub-bacia das Posses, esta teve grande contribuição para a redução dos processos erosivos, pois, segundo Perlis (2008), as florestas conservadas e bem manejadas como cobertura de bacias hidrográficas são inigualáveis em relação à conservação do solo e da água.

Comparando-se os valores médios de perda de solo verificados no cenário 1 com os valores limites de tolerância de perda para cada tipo de solo, propostos por Manniguel et al. (2002), verifica-se que nas condições atuais de uso e cobertura de solo na sub-bacia das Posses, a perda de solo ($30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) é cerca de três vezes superior aos limites estipulados ($10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Para a situação futura, os valores de perda de solo estariam de acordo com os limites estabelecidos, o que implica em benefícios ambientais importantes, mostrando a efetividade das práticas adotadas.

Na Tabela 18, estão apresentadas as classes de perda de solo e a área da sub-bacia das Posses dentro de cada classe, para alguns dos cenários estudados.

Tabela 18 - Classes de perda de solo e área representativa de cada uma das respectivas classes na sub-bacia das Posses

Classes de perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			Área (ha) dos cenários em cada classe					
Nº	de	até	1	14	29	31	32	35
1	0	0	1,9	7,8	3,5	7,8	7,8	7,8
2	0,001	1	182,1	373,2	296,5	362,2	403,6	308,9
3	1	10	46,2	398,2	678,2	491,9	606,8	681,5
4	10	50	795,4	408,8	212,7	328,3	174,3	192,8
5	50	100	160	7,9	5	5,5	3,4	5
6	100	1000	10,5	0,1	0,2	0,4	0,1	0,2

Observa-se para os cenários apresentados, que à medida que se considera a aplicação das práticas conservacionistas previstas no projeto “Conservador das Águas” ocorre uma redução sistemática das áreas da sub-bacia em classes de perdas de solo mais elevadas e um respectivo aumento de áreas em classes com perdas de solo menos elevadas. Esta observação fica evidente quando se analisa as classes de perdas de solo 5 e 3.

No cenário 1, a área com perdas de solo na classe 5 é de 160 ha e a área com perdas de solo na classe 2 era de 46,2 ha; já para o cenário 31, por exemplo, essas áreas foram de 5,5 e 491,2 ha respectivamente. Em todos esses cenários apresentados, houve reduções significativas da área na classe de perda de solo 5 (inferior a 8 ha). Na classe de perda de solo 3, a menor área foi de praticamente 400 ha (cenário 14), ou seja, a terça parte da sub-bacia das Posses.

No cenário 1, dois terços (795,4 ha) da área da sub-bacia apresenta expectativa de perda de solo superior aos limites de tolerância média para as classes de solos representadas, indicando, segundo Weill e Sparovek (2008), intensidade moderada a alta dos processos erosivos e degradação do solo instalada. O terço restante apresenta expectativa de perda de solo inferior aos limites de tolerância média, o que caracteriza, segundo os referidos autores, baixa intensidade dos processos erosivos.

Para o cenário 31, apenas 27% (328,3 ha) da área da sub-bacia apresentou expectativa de perda de solo superior aos limites de tolerância média, enquanto que 72% (861,9 ha) apresentou perdas de solo dentro dos limites de tolerância estabelecidos.

Esses dados são de grande relevância para o processo de análise e melhorias dos projetos de PSA, uma vez que em função dos diferentes cenários é possível identificar aquele que minimize as áreas com classes de perdas de solo elevadas e maximize aquelas que apresentam

perdas de solo menores, otimizando assim o provimento do serviço ambiental de conservação do solo.

2.3.2 Redução relativa da perda de solo anual

Na Figura 13, segue apresentada a RRPS em função da área total de floresta para os diferentes cenários estudados.

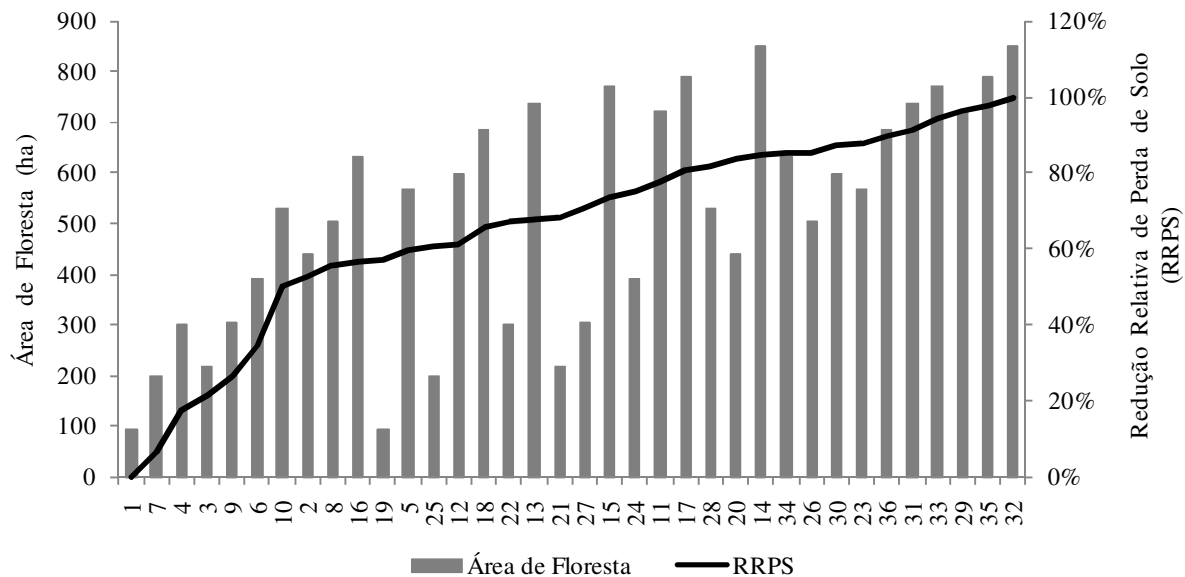


Figura 13 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) em função da área total de floresta para os diferentes cenários estudados

Observa-se que, com a alocação de áreas de florestas em declives iguais ou superiores a 30%, obtém-se valores de RRPS mais expressivos em relação às demais situações; no entanto, para alguns cenários, a área total de floresta seria maior do que a prevista no projeto “Conservador das Águas”. Estas reduções mais expressivas se devem ao fato de que, quando se aloca a floresta nestas partes mais declivosas, aumenta-se a área total de floresta, que aliada ao fator declividade e comprimento de rampa (LS), resultam em uma combinação bastante efetiva para a redução dos processos erosivos. É importante ressaltar que o fator LS é um dos mais importantes para a determinação da perda de solo, como observa Fujihara (2002).

Verifica-se também, que a partir do cenário 10 (que apresentou RRPS de 50%), todos os demais apresentaram valores de RRPS iguais ou superiores a 57%, e que, a partir do cenário 19 (onde se considera a condição de pastagem conservada), observam-se as maiores RRPS. Constata-se, ainda, que devido à área de pastagem ocupar grande parte da sub-bacia das Posses, esta quando conservada, teve importante contribuição para a RRPS, uma

vez que o fator de uso do solo (C) para a pastagem conservada é duas vezes menor que para a pastagem degradada (0,12 e 0,25 respectivamente). Essa importância pode ser facilmente visualizada quando se compara o cenário 1 com o cenário 19, ambos com mesma área de floresta, onde o fato de se conservar a pastagem no cenário 19 implicou em RRPS de 57%.

O cenário 32, que é o cenário com o maior potencial de redução de perda de solo (100%), apresentou um acréscimo de 9% de redução relativa em relação ao cenário 31, quando se alocou áreas de florestas nas situações de declive iguais ou superiores a 30%; no entanto, seria necessário aumentar a área de floresta deste cenário em mais de 110 ha. Neste caso, a alocação das florestas em áreas com tais declives, não teve tanta expressividade em relação à redução de perda de solo, quando comparada com o cenário 31.

Verifica-se que os cenários 23, 33 e 36 foram bastante efetivos para a RRPS, apresentando valores bem próximos ao do cenário futuro previsto no projeto “Conservador das Águas” (cenário 31). Para o cenário 23, mesmo sem considerar a recuperação da APP e RL, o fato de ter a MT prevista no projeto, bem como áreas com declives acima de 30% ocupadas com floresta, implica em valores de RRPS muito próximos ao cenário futuro.

Vale destacar um aspecto interessante em relação ao cenário 23 que, mesmo com cerca de 170 ha de área de floresta a menos do que o cenário 31, apresentou reduções bastante importantes, salientando a relevância da localização das áreas de floresta e a recuperação das pastagens degradadas.

Constata-se, também, que nos cenários 26, 14, e 34, a RRPS foi a mesma; contudo, a área de floresta dos cenários 14 e 34 foi maior do que a área do cenário 26, em, respectivamente, 346,19 ha e 217,75 ha. Esses resultados indicam, de maneira bastante clara, que o reflorestamento de uma bacia ou sub-bacia hidrográfica, de forma aleatória, sem uma análise conjunta e integrada dos diferentes fatores (solo, declividade, práticas conservacionistas, etc.) pode ser ineficiente, do ponto de vista de otimização, para o provimento do serviço ambiental de conservação do solo em função da área reflorestada.

Nos cenários 33 e 36, onde a única diferença é a utilização de 100 ou 50% da MT, verificam-se reduções relativas de 94 e 90% respectivamente, o que evidencia que para as condições de APP e RL recuperadas e condições de declive de 40% ocupados por áreas de floresta, a utilização de 100% da MT não teve tanta influência sobre a redução da perda de solo.

Na Tabela 19 seguem apresentadas as RRPS em função do IRAF para os diferentes cenários estudados. É possível verificar, na presente tabela, o quanto de incremento relativo de área de floresta, aliada a outras práticas, é necessário para promover determinada RRPS, bem como a relevância das práticas conservacionistas para a redução da erosão do solo.

Tabela 19 - Redução relativa de perda de solo (RRPS) em função do incremento relativo de área de floresta (IRAF), para os diferentes cenários estudados

Cenário	Situação				RRPS (%)	IRAF (%)
	Pastagem	APP e RL	MT	Declividade		
1	Degradada	Atual	Atual	não	0	0
7	Degradada	Atual	50% Futura	não	7	13,7
4	Degradada	Atual	Futura	não	18	27,4
3	Degradada	Atual	Atual	>40%	22	16,4
9	Degradada	Atual	50% Futura	>40%	26	27,6
6	Degradada	Atual	Futura	>40%	34	39,4
10	Degradada	Futura	Atual	não	50	57,5
2	Degradada	Atual	Atual	>30%	53	45,8
8	Degradada	Atual	50% Futura	>30%	56	54,3
16	Degradada	Futura	50% Futura	não	57	71,2
19	Conservada	Atual	Atual	não	57	0
5	Degradada	Atual	Futura	>30%	60	62,6
12	Degradada	Futura	Atual	>40%	61	13,7
25	Conservada	Atual	50% Futura	não	61	66,7
18	Degradada	Futura	50% Futura	>40%	66	77,9
22	Conservada	Atual	Futura	não	67	27,4
13	Degradada	Futura	Futura	não	68	84,9
21	Conservada	Atual	Atual	>40%	68	16,4
27	Conservada	Atual	50% Futura	>40%	71	27,6
15	Degradada	Futura	Futura	>40%	74	89,7
24	Conservada	Atual	Futura	>40%	75	39,4
11	Degradada	Futura	Atual	>30%	78	83,2
17	Degradada	Futura	50% Futura	>30%	81	91,7
28	Conservada	Futura	Atual	não	82	57,5
20	Conservada	Atual	Atual	>30%	84	45,8
14	Degradada	Futura	Futura	>30%	85	100
26	Conservada	Atual	50% Futura	>30%	85	71,2
34	Conservada	Futura	50% Futura	não	85	54,3
30	Conservada	Futura	Atual	>40%	87	66,7
23	Conservada	Atual	Futura	>30%	88	62,6
36	Conservada	Futura	50% Futura	>40%	90	77,9
31	Conservada	Futura	Futura	não	91	84,9
33	Conservada	Futura	Futura	>40%	94	89,7
29	Conservada	Futura	Atual	>30%	96	83,2
35	Conservada	Futura	50% Futura	>30%	98	91,7
32	Conservada	Futura	Futura	>30%	100	100

APP - Área de Preservação Permanente; RL - Reserva Legal; MT - Mata de Topo; RRPS - Redução Relativa de Perda de solo; IRAF - Incremento Relativo de Área de Floresta

Comparando o cenário 29 (96% de RRPS) com o cenário 32 (100% de RRPS), verifica-se que para aumentar em 4% a RRPS, foi necessário aumentar o IRAF em quase 17%. Isso evidencia que para as condições de pastagem conservada, APP e RL recompostas e alocação da floresta em áreas com declives iguais ou superiores a 30%, a utilização de 100% da MT teve pouca relevância para a RRPS.

Os cenários 16 e 19 apresentam um contraste bastante interessante no que concerne a otimização da conservação do solo, ambos apresentaram RLPS de 57%; no entanto, para o cenário 16, teve-se que aumentar a área de floresta em 71,2% em relação à situação inicial de uso e cobertura do solo na sub-bacia das Posses (cenário 1), enquanto que para o cenário 19 não haveria a necessidade de aumento da área de floresta para a obtenção da mesma RRPS.

Nestes cenários, mais uma vez, ficou evidente a relevância da conservação da pastagem para a redução da erosão pois, mesmo sem áreas de floresta, o fato de se conservar a pastagem implicou numa importante redução de perda de solo. Isso indica que, em certos casos, outras práticas de conservação, que não o reflorestamento, podem ser bastante efetivas. Essas observações, em relação à conservação da pastagem, também foram verificadas por Lombardi Neto (1993).

É importante observar que o fato de se ter práticas voltadas à conservação da pastagem, que representa grande parte da área da sub-bacia das Posses, além de promover benefícios importantes para a conservação do solo, pode ser mais um fator estimulador do aumento de renda para os produtores, pois com a pastagem conservada, tem-se maior volume de biomassa e conseqüentemente a possibilidade de maior densidade animal.

No caso da sub-bacia das Posses, onde a pecuária leiteira é uma das principais fontes de renda, a conservação da pastagem torna-se crucial, considerando que os produtores destinaram parte da área de suas propriedades para a implantação das práticas previstas no projeto “Conservador das Águas” e, conseqüentemente, reduziram suas áreas para outras atividades; a conservação da pastagem poderia aumentar a densidade animal de modo a compensar essa redução de área. Além disso, manteria ainda a fonte de renda proveniente da atividade leiteira, que aliada aos PSA, proporcionaria um ganho ainda maior para os produtores dessa sub-bacia.

Analisando-se os cenários 26 e 34, pode-se verificar a importância das áreas de APP e RL e da alocação de florestas em áreas com declives iguais ou superiores a 30%. Ambos os cenários apresentaram RRPS iguais (85%), no entanto, o cenário 26 com 71,2% de IRAF e o

cenário 34 com 54,3%, ou seja, 16,9% a mais. Observa-se para estes cenários que a alocação de florestas em áreas com declives iguais ou superiores a 30% teria o mesmo efeito de recompor as áreas de APP e RL; contudo, a escolha de se alocar florestas em áreas com declives iguais ou superiores a 30% (cenário 26) seria menos eficiente no que concerne a otimização da RRPS em função do IRAF.

Esses resultados corroboram com Gharabaghi et al. (2000) e Robinson et al. (1996), que ressaltaram a importância da APP para a redução da produção de sedimentos, observando que os primeiros 2,5 a 3,0 m da zona ripária (próximas aos cursos d'água) são responsáveis por mais de 50% da remoção de sedimentos. Mingoti (2009) também verificou a tendência de que uma menor largura da APP pode proporcionar o mesmo efeito, ou efeito bem próximo, em relação a erosão anual de uma microbacia.

Nos cenários 15 e 24 é possível observar, de outra perspectiva, a efetividade das práticas de conservação de solo adotadas. A RRPS para os dois cenários foi praticamente a mesma (75%); contudo, no cenário 15 a área de floresta teve que ser aumentada em 50,3%, em relação ao cenário 24. Nestes cenários é possível verificar que quando se utiliza a MT em conjunto com a conservação das áreas de pastagem, obtém-se uma combinação mais efetiva do que a utilização da MT, APP e RL com pastagens degradadas, considerando em ambos os cenários o reflorestamento de áreas com declives iguais ou superiores a 40%.

No cenário futuro, previsto no projeto “Conservador das Águas” (cenário 31), conjuntamente com a implementação das práticas conservacionistas, foi necessário aumentar a área florestada em praticamente 85%, para se obter uma redução de perda de solo de 91%, em relação ao cenário inicial.

Comparando o cenário 31 com o cenário que apresentou o maior potencial para a redução de perda de solo (cenário 32), verifica-se que o IRAF de 15% (aproximadamente 114 ha a mais do que o cenário 31, que possui 736 ha) proporcionou apenas 9% de RRPS ($2,22 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Considerando que o incremento de benefício em relação à conservação do solo para estes cenários é relativamente pequeno, os tomadores de decisão poderiam optar pela alocação dessa área de floresta em outras sub-bacias, otimizando assim o benefício do provimento do serviço ambiental de conservação do solo.

Com a análise dos cenários apresentados, fica claro que para se obter reduções importantes de perda de solo, promovendo o provimento desse serviço ambiental, é importante

que a bacia ou sub-bacia em questão, seja analisada de uma forma integrada e que a implantação das práticas conservacionistas seja coordenada.

Verifica-se, ainda, que a redução de perda de solo não obedece a uma lógica linear em relação ao aumento das áreas de floresta, ou seja, a RRPS tem um acréscimo decrescente em relação ao IRAF; em outras palavras, o fato de se aumentar a área de floresta não implica necessariamente em aumento da redução de perda de solo, pois existem outras práticas que também exercem grande influência sobre essa variável.

Neste sentido, é possível, considerando as demais práticas conservacionistas, maximizar a conservação do solo em função da área de floresta, como por exemplo, em investimentos de capital; maximizar o benefício líquido direto (conservação do solo) em função dos recursos investidos (aumento de área de floresta).

Na Figura 14, pode ser facilmente visualizada a relação entre o IRAF e a RRPS, onde se verifica que os incrementos de RRPS vão diminuindo à medida que o IRAF aumenta, essa observação é de grande relevância para a otimização da conservação do solo em função da área de floresta. Nesse contexto, uma vez que sejam apresentados os diferentes cenários ou estratégias possíveis de serem implementadas em determinado projeto, em função do objetivo e recursos para o mesmo, o tomador de decisão poderá decidir entre os mais convenientes para o cumprimento das metas estabelecidas.

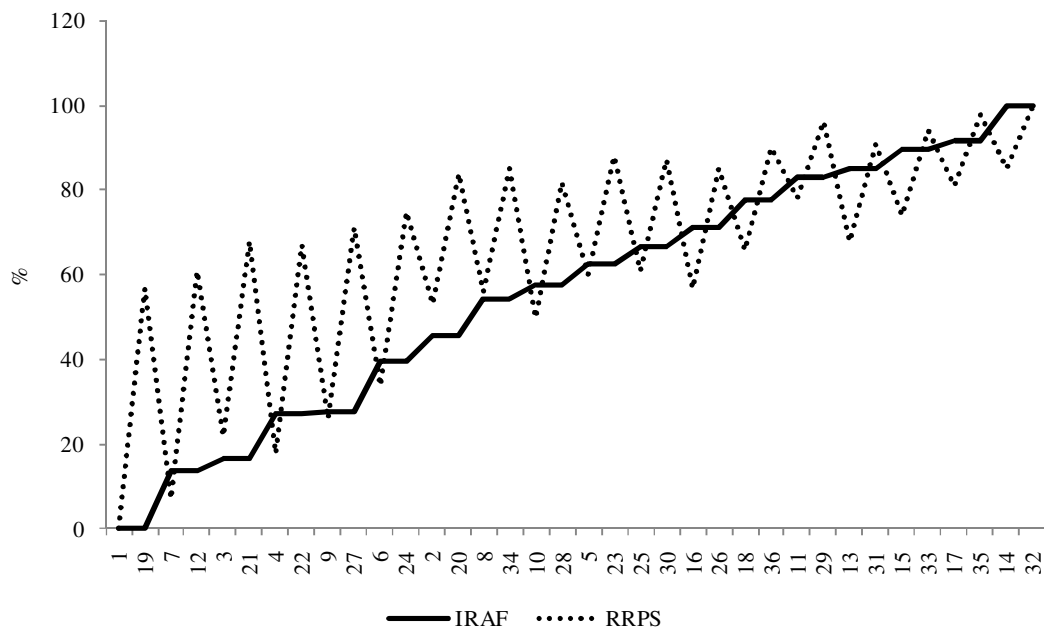


Figura 14 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) em função do Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) para os diferentes cenários estudados

2.3.3 Efetividade de cada fator estudado

Os mapas, com a distribuição dos diferentes fatores (APP, MT e condições de declive), utilizados na composição dos cenários e cálculo da perda de solo anual, e os mapas de uso e cobertura do solo, seguem apresentados nos anexos A e B, respectivamente.

2.3.3.1 Pastagem

Na Figura 15, seguem apresentadas as médias de RRPS de todos os cenários com pastagem conservada e degradada, bem como os respectivos IRAF.

Verifica-se que, em média, para os cenários com pastagem conservada, a RRPS foi cerca de 32,4% superior a média dos cenários com pastagem degradada; no entanto, o IRAF foi de apenas 5,9% superior. Essa elevada RRPS para os cenários com pastagens conservadas evidencia a relevância dessa cobertura para a conservação do solo da sub-bacia das Posses. Esses resultados corroboram com as observações de Lombardi Neto (1993), Inácio et al. (2007), Braida e Cassol (1999) e Schäffer et al. (2001).

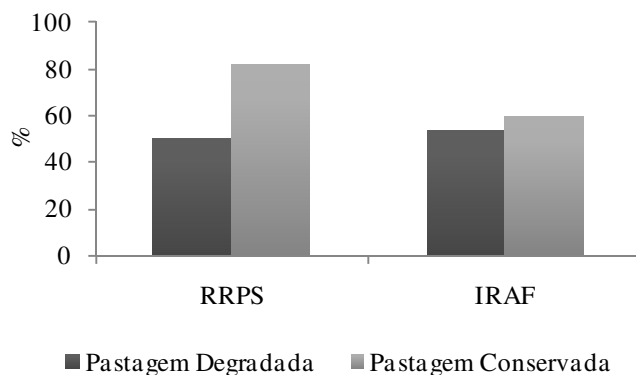


Figura 15 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) para os cenários com pastagem degradada e conservada

2.3.3.2 Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL)

Na Figura 16 seguem apresentadas as médias de RRPS e IRAF para todos os cenários, em função da APP e RL.

Observa-se que, para as condições atuais de APP e RL, com 35,8% de IRAF, obteve-se 51,8% de RRPS, ou seja, 16% a mais de RRPS em relação ao IRAF. Para a condição futura de APP e RL, com 76,4% de IRAF, obteve-se 80,2% de RRPS, ou seja, apenas 3,7% de aumento de RRPS em relação ao IRAF. Isso implica que, para o cenário futuro de APP e RL, a diferença entre o IRAF e a RRPS é relativamente pequena; de outra forma, a medida em que se aumenta o IRAF, aumenta-se também a RRPS, porém em proporções menores, indicando que é possível

obter os mesmos efeitos de RRPS com áreas de APP e RL diferentes, corroborando com Mingoti (2009).

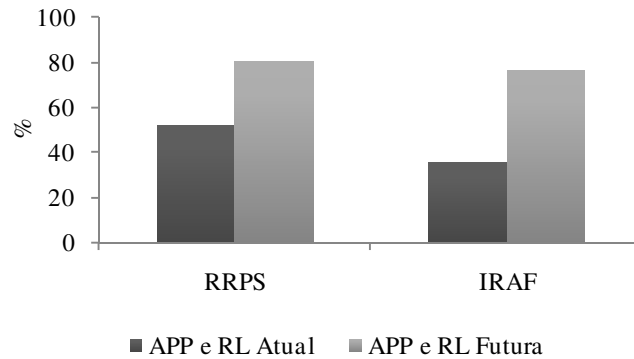


Figura 16 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições atuais e futuras da APP e RL

2.3.3.3 Mata de Topo (MT)

Na Figura 17 seguem apresentadas as médias de RRPS e IRAF para todos os cenários, em função das condições de MT.

Pode-se observar que para as condições de MT atual, 50% e 100% da prevista no cenário futuro do projeto “Conservador das Águas”, as RRPS respondem de forma praticamente linear aos IRAF. A escolha de se utilizar 50% ou 100% da MT, respectivamente, implicou em RRPS de 40,5% e 65,3%.

Verifica-se que a utilização de 100% da MT prevista no projeto (condição futura) não teria tanta expressividade para a RRPS, quando comparada com a utilização de apenas 50% desta. Em outras palavras, a utilização de 280 ha (100%) de MT resultaria em apenas 5,9% de aumento de RRPS, quando comparada com a utilização de aproximadamente 140 ha (50%) de MT.

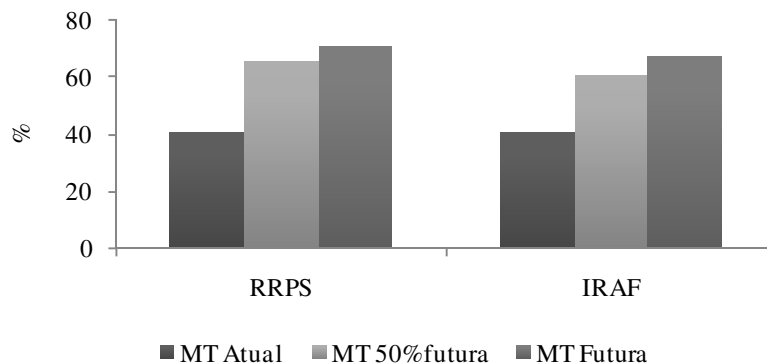


Figura 17 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições de MT

2.3.3.4 Declividade

Na Figura 18 seguem apresentadas as médias de RRPS e IRAF para todos os cenários, em função das condições de declividade consideradas, sendo estas: condição de declive 1, não se considerou (NC) a alocação de florestas nas demais áreas, além daquelas já previstas no projeto “Conservador das Águas”; para a condição 2, considerou-se que toda a área com declives iguais ou superiores a 30% seriam destinadas a recomposição da floresta; e para a condição 3, considerou-se que toda a área com declives iguais ou superiores a 40% seriam destinadas a recomposição da floresta.

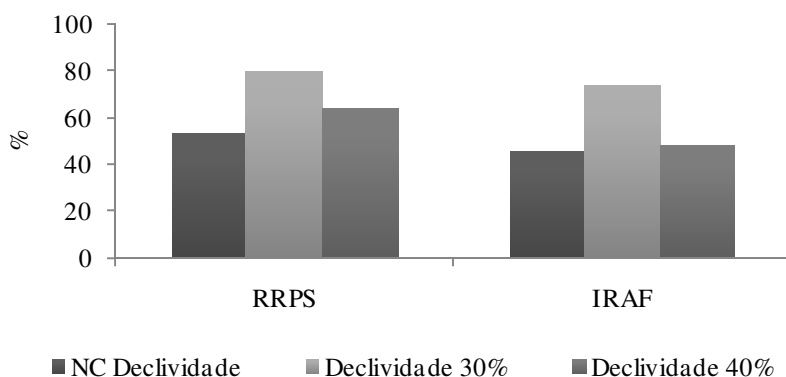


Figura 18 - Redução Relativa de Perda de Solo (RRPS) e Incremento Relativo de Área de Floresta (IRAF) em função das condições de declividade

Observa-se que as condições de declive 2 e 3 foram as que promoveram a maior RRPS (80,3% e 63% respectivamente) em relação a condição 1. Essa maior redução ocorreu devido a maior área de floresta nas partes com declives maiores, uma vez que as áreas com declives elevados proporcionam maiores perdas de solo, como verificado por Inácio et al. (2007) e Garcia et al. (2003), a cobertura florestal nestas áreas tende a promover reduções importantes de perda de solo.

De uma forma geral, áreas com declives na condição 3 ($\geq 40\%$) tendem a produzir mais sedimentos do que as em condições de declive 2 ($\geq 30\%$), como observado por Fujihara (2002) e Minoti (2006). Por outro lado, a área total em condições de declive 2 (645 ha) é maior do que em condições de declive 3 (494 ha). Essa diferença (151 ha) em relação ao tamanho da área, preponderou sobre a RRPS para estas duas condições de declive, quando as mesmas foram destinadas à recomposição de florestas. Em estudo realizado por Mingoti (2009), o autor encontrou resultados semelhantes.

Em relação ao IRAF, verifica-se que a RRPS seguiu a mesma tendência do IRAF, ou seja, quanto maior o IRAF, maior a RRPS; contudo, para um mesmo IRAF, a RRPS foi cada vez menor, evidenciando que o efeito da cobertura florestal na redução da erosão anual é variável em função da declividade, o que corrobora com Mingoti (2009), que também verificou essa relação.

2.3.4 Perda de solo, RRPS e IRAF para as propriedades em função das classes de declive e tipos de solos

Para visualização, nas Figuras 19A e B seguem apresentadas a delimitação das propriedades da sub-bacia das Posses e a distribuição das mesmas em função das classes de declividade.

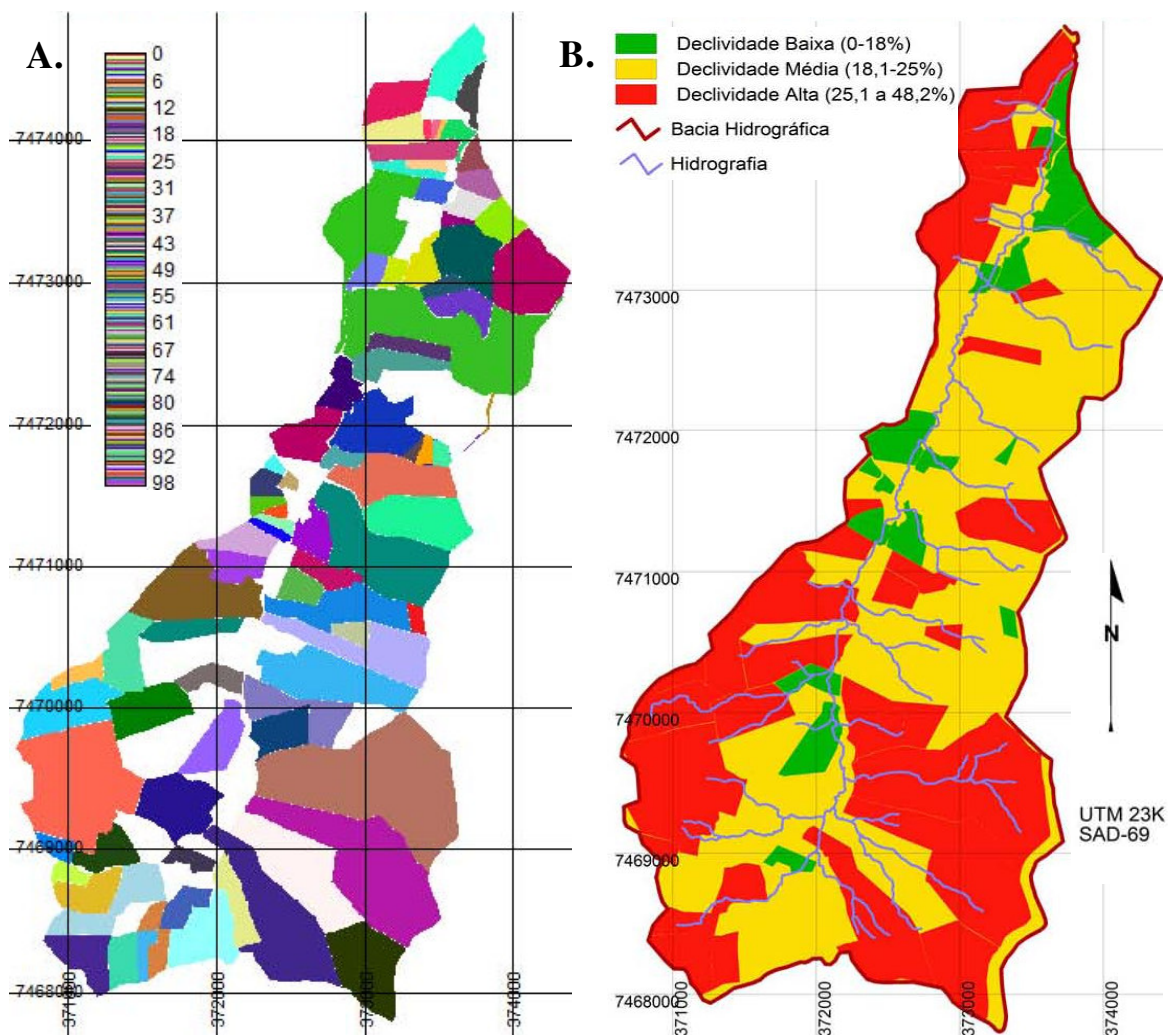


Figura 19 - Delimitação das propriedades da sub-bacia das Posses (A) e distribuição das mesmas em função das classes de declividade (B)

Como era de se esperar, a maior parte das propriedades com declives mais elevados estão localizadas na cabeceira da sub-bacia das Posses, contudo, é possível observar também

algumas propriedades a jusante da sub-bacia e que estão inseridas na classe de declividade Alta. As propriedades na classe de declividade Baixa estão localizadas próximas ao curso d'água principal e seus afluentes, enquanto que as propriedades na classe de declividade Média estão distribuídas mais uniformemente, desde a cabeceira até a jusante da sub-bacia.

Na Tabela 20 seguem apresentadas as perdas de solo das propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declive e tipos de solo, para as condições de uso e ocupação do solo antes da implantação do programa Conservados das Águas (cenário 1).

Tabela 20 - Perda de solo das propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declive e tipos de solo, no cenário 1

Cd	Tipo de Solo	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Média por classe de declividade
Baixa	CX	8,13	17,89
	CH	x	
	NF	18,91	
	NL	x	
	PVA	26,62	
Média	CX	23,74	22,99
	CH	x	
	NF	x	
	NL	x	
	PVA	22,23	
Alta	CX	29,60	30,61
	CH	15,77	
	NF	x	
	NL	40,42	
	PVA	36,63	

x - não houve propriedade com 50% ou mais de sua área ocupado por um mesmo tipo de solo; Cd - classe de declive; CX - Cambissolo Háplico; CH - Cambissolo Húmico; NF - Neossolo Flúvico; NL - Neossolo Litólico; PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo

Verifica-se que neste cenário, a perda por erosão é bastante variável em função das classes de declive e dos tipos de solo, não acompanhando, necessariamente, a ordem de grandeza da erosividade dos solos. Isso ocorreu possivelmente devido a variabilidade da cobertura vegetal dentro de cada propriedade, pois em algumas propriedades a área de floresta era praticamente inexistente e a área de solo exposto era representativa, ao passo que para outras propriedades ocorreu à situação contrária. Essa heterogeneidade da cobertura dentro de cada propriedade, aliada com os demais fatores, pode ter preponderado no cálculo da perda de solo.

Constata-se, ainda, que dentre os tipos de solo e classes de declive, o solo NL, na classe de declividade Alta, apresentou a maior perda por erosão. Galdino et al. (2004), utilizando a

USLE para o cálculo da perda de solo na bacia hidrográfica do Alto Taquari, também verificaram que os maiores valores de perda por erosão ocorreram em um Neossolo Litólico (NL).

Observa-se, que, em média, a perda de solo foi maior nas propriedades localizadas em classes de declividades mais elevadas. Esse aumento da perda de solo para as situações de declives mais elevados corroboram com vários autores (FUJIHARA, 2002; MINOTI, 2006 e INÁCIO et al. 2007), que observaram que os componentes de comprimento de rampa e grau de declive (fator LS), em determinadas situações, são preponderantes no cálculo da perda de solo.

Na Tabela 21, podem ser observadas as perdas de solo, a RRPS e IRAF para as propriedades, nas condições de uso e ocupação do solo após a implantação do programa Conservados das Águas (cenário 31).

Tabela 21 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, após a implantação do projeto “Conservador das Águas”

Cd	Solo	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	RRPS (%)	IRAF (%)	Média por classe de declividade		
					Perda de solo	RRPS	IRAF
Baixa	CX	2,36	62,92	53,93	6,79	81,61	81,36
	CH	x	x	x			
	NF	7,28	90,99	94,72			
	NL	x	x	x			
	PVA	10,73	90,93	95,44			
Média	CX	7,45	82,63	67,04	6,72	83,54	74,25
	CH	x	x	x			
	NF	x	x	x			
	NL	x	x	x			
	PVA	5,99	84,46	81,46			
Alta	CX	9,41	81,02	63,94	6,58	85,85	70,49
	CH	4,26	80,65	65,59			
	NF	x	x	x			
	NL	3,40	94,72	87,60			
	PVA	9,23	87,01	64,81			

x - não houve propriedade com 50% ou mais de sua área ocupado por um mesmo tipo de solo; Cd - classe de declive; CX - Cambissolo Háptico; CH - Cambissolo Húmico; NF - Neossolo Flúvico; NL - Neossolo Litólico; PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; RRPS - Redução Relativa de Perda de Solo; IRAF - Incremento Relativo de Área de Floresta

Observa-se reduções importantes na perda de solo das propriedades, para todas as classes de declive e tipos de solo, destacadamente as propriedades com predominância do solo NL e localizadas na classe de declividade Alta, que reduziram em 37,02 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ sua perda de solo, em relação ao cenário 1.

Constata-se, também, quando se compara as perdas de solo das propriedades nas classes de declividade Baixa e Alta, que ocorreu uma inversão na ordem de grandeza de perda de solo

para as propriedades com predominância dos solos NL e PVA, possivelmente devido ao elevado IRAF ocorrido na classe de solo NL.

Verifica-se, que, em média, a expectativa de perda de solo nas três classes de declive ficou bastante próxima, permanecendo abaixo dos limites de tolerância média para as classes de solos representadas, o que indica, segundo Weill e Sparovek (2008), baixa intensidade dos processos erosivos.

Em relação ao IRAF e a RRPS, observa-se, que, esses índices apresentaram uma relação inversa, ou seja, enquanto o IRAF foi maior para as classes de declividade menores, a RRPS foi mais pronunciada nas classes de declividades mais elevadas, indicando que mesmo que a perda de solo seja praticamente a mesma, em todas as classes de declives, as práticas conservacionistas tiveram maior relevância para a RRPS nas classes de declividade Alta e Média, o que evidência o efeito variável da floresta sobre a redução da erosão, corroborando com as observações de Mingoti (2009).

Contrastando com os valores de RRPS e IRAF do cenário 31, no cenário 15 (Tabela 22) ocorreu a condição inversa para estes fatores, ou seja, para todas as condições de declive, o IRAF foi maior do que a RLPS.

Tabela 22 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 15

Cd	Solo	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	RRPS (%)	IRAF (%)	Média por classe de declividade		
					Perda de solo	RRPS	IRAF
Baixa	CX	3,51	50,54	90,56	9,17	63,99	85,01
	CH	x	x	x			
	NF	10,12	66,65	77,60			
	NL	x	x	x			
	PVA	13,89	74,79	86,88			
Média	CX	12,10	59,92	89,72	10,97	62,17	85,22
	CH	x	x	x			
	NF	x	x	x			
	NL	x	x	x			
	PVA	9,85	64,41	80,72			
Alta	CX	14,39	60,38	72,78	10,14	70,88	66,14
	CH	6,18	66,62	46,95			
	NF	x	x	x			
	NL	4,55	91,04	83,09			
	PVA	15,42	65,46	61,73			

x - não houve propriedade com 50% ou mais de sua área ocupado por um mesmo tipo de solo; Cd - classe de declive; CX - Cambissolo Háplico; CH - Cambissolo Húmico; NF - Neossolo Flúvico; NL - Neossolo Litólico; PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; RRPS - Redução Relativa de Perda de Solo; IRAF - Incremento Relativo de Área de Floresta

No cenário 15, observa-se, que, a RRPS foi pouco afetada com o IRAF, ou seja, com exceção das propriedades na classe de declividade Alta e com predominância de solo CH, NL e PVA, todas as demais apresentaram RRPS menor do que o IRAF. Em relação às propriedades que tiveram RRPS maior do que o IRAF, com exceção das propriedades com tipo de solo CH (que apresentaram RRPS cerca de 20% superior ao IRAF), a diferença entre esses dois índices foi relativamente pequena.

Analisando as médias por classes, verifica-se que a perda de solo é praticamente igual para as classes de declividade Média e Alta, contudo, com RRPS de 62,17% e 70,88%; e IRAF de 85,22% e 66,14% respectivamente. Mais uma vez pode ser observado que áreas menores de floresta (dependendo se sua localização) podem propiciar maiores contribuições no que concerne a conservação do solo, corroborando com Mingoti (2009). Gharabaghi et al. (2000), Robinson et al. (1996) e Lim et al. (1998), embora tenham estudado faixas de área de pastagem, para a redução da erosão, também verificaram resultados semelhantes.

Na Tabela 23, podem ser observados os valores de perda de solo, RRPS e IRAF para o cenário 33.

Tabela 23 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 33

Cd	Solo	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	RRPS (%)	IRAF (%)	Média por classe de declividade		
					Perda de solo	RRPS	IRAF
Baixa	CX	6,06	86,50	90,56	7,64	88,82	85,01
	CH	x	x	x			
	NF	7,22	85,10	77,60			
	NL	x	x	x			
	PVA	9,63	94,86	86,88			
Média	CX	6,09	90,66	89,72	5,93	85,35	85,22
	CH	x	x	x			
	NF	x	x	x			
	NL	x	x	x			
	PVA	5,77	80,05	86,12			
Alta	CX	8,67	92,84	72,78	4,55	78,46	66,14
	CH	3,41	59,15	46,95			
	NF	x	x	x			
	NL	2,80	93,40	83,09			
	PVA	3,32	68,44	61,73			

x - não houve propriedade com 50% ou mais de sua área ocupado por um mesmo tipo de solo; Cd - classe de declive; CX - Cambissolo Háptico; CH - Cambissolo Húmico; NF - Neossolo Flúvico; NL - Neossolo Litólico; PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; RRPS - Redução Relativa de Perda de Solo; IRAF - Incremento Relativo de Área de Floresta

Verifica-se para este cenário que a menor RRPS ocorreu para as propriedades com predominância do tipo de solo CH, na classe de declividade Alta, que por sua vez, também apresentaram o menor IRAF. A maior RRPS ocorreu na classe de declividade Baixa para as propriedades com predominância do tipo de solo PVA.

Analisando-se as médias por classe, verificam-se os maiores valores de RRPS e IRAF para as classes de declividade Baixa e Média, estando estes, relativamente próximos, para ambas essas classes.

Comparando as médias por classe do cenário 15 e 33, onde a única diferença entre esses cenários é a consideração da pastagem conservada no cenário 33, verifica-se que o fato de se optar pela conservação da pastagem, implicou em RRPS de 24,83%; 23,18% e 7,58% superiores, respectivamente, para as classes de declividade Baixa, Média e Alta.

Na Tabela 24 pode se observar, para o cenário 19, os valores de perda de solo e RRPS das propriedades. Nesse cenário o uso e cobertura do solo é igual ao do cenário 1 (0% de IRAF), porém com pastagem conservada.

Tabela 24 - Perda de solo, RRPS e IRAF nas propriedades da sub-bacia das Posses em função das classes de declividade e tipos de solo, para o cenário 19

Cd	Solo	Perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	RRPS (%)	Média por classe de declividade	
				Perda de solo	RRPS
Baixa	CX	4,32	39,99	10,88	51,93
	CH	x	x		
	NF	12,18	55,52		
	NL	x	x		
	PVA	16,14	60,28		
Média	CX	12,50	56,44	12,01	55,27
	CH	x	x		
	NF	x	x		
	NL	x	x		
	PVA	11,52	54,10		
Alta	CX	15,33	56,54	15,46	55,76
	CH	8,66	53,07		
	NF	x	x		
	NL	19,53	54,13		
	PVA	18,34	59,30		

x - não houve propriedade com 50% ou mais de sua área ocupado por um mesmo tipo de solo; Cd - classe de declive; CX - Cambissolo Háplico; CH - Cambissolo Húmico; NF - Neossolo Flúvico; NL - Neossolo Litólico; PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; RRPS - Redução Relativa de Perda de Solo

Verifica-se neste cenário, que a menor contribuição da pastagem para a conservação do solo ocorreu nas propriedades localizadas na classe de declividade Baixa e com predominância

do tipo de solo CX. Também nessa classe de declive, verifica-se que as propriedades com predominância do tipo de solo PVA apresentaram a maior RRPS; além disso, constata-se ainda, que, com exceção das propriedades na classe de declividade Baixa e predominância dos solos CX, para todas as demais, a RRPS apresentou valores relativamente próximos.

Em relação à média por classes, consta-se, que as RRPS foram bastante semelhantes para todas as classes de declividade, com valor médio próximo ao da RRPS observada no cenário 19 (57%), quando se analisou a sub-bacia como um todo, indicando que a potencialidade da pastagem para a conservação do solo teria resultados bastante expressivos para as três classes de declividade onde se optasse por essa prática. Inácio et al. (2007), Braidá e Cassol (1999), Schäffer et al. (2001), Lim et al. (1998) e Robinson et al. (1996) em seus estudos, também verificaram uma grande contribuição da pastagem para a redução da erosão do solo.

Em relação a efetividade do programa “Conservador das Águas”, no que diz respeito a conservação do solo das propriedades (redução dos processos erosivos) da sub-bacia das Posses, as Figuras 20A e B ilustram de maneira bastante clara o potencial de conservação do solo e conseqüentemente do provimento desse serviço ambiental na sub-bacia das Posses. Nessas figuras seguem apresentadas a distribuição da perda de solo, nos cenários 1 e 31, para todas as propriedades da sub-bacia.

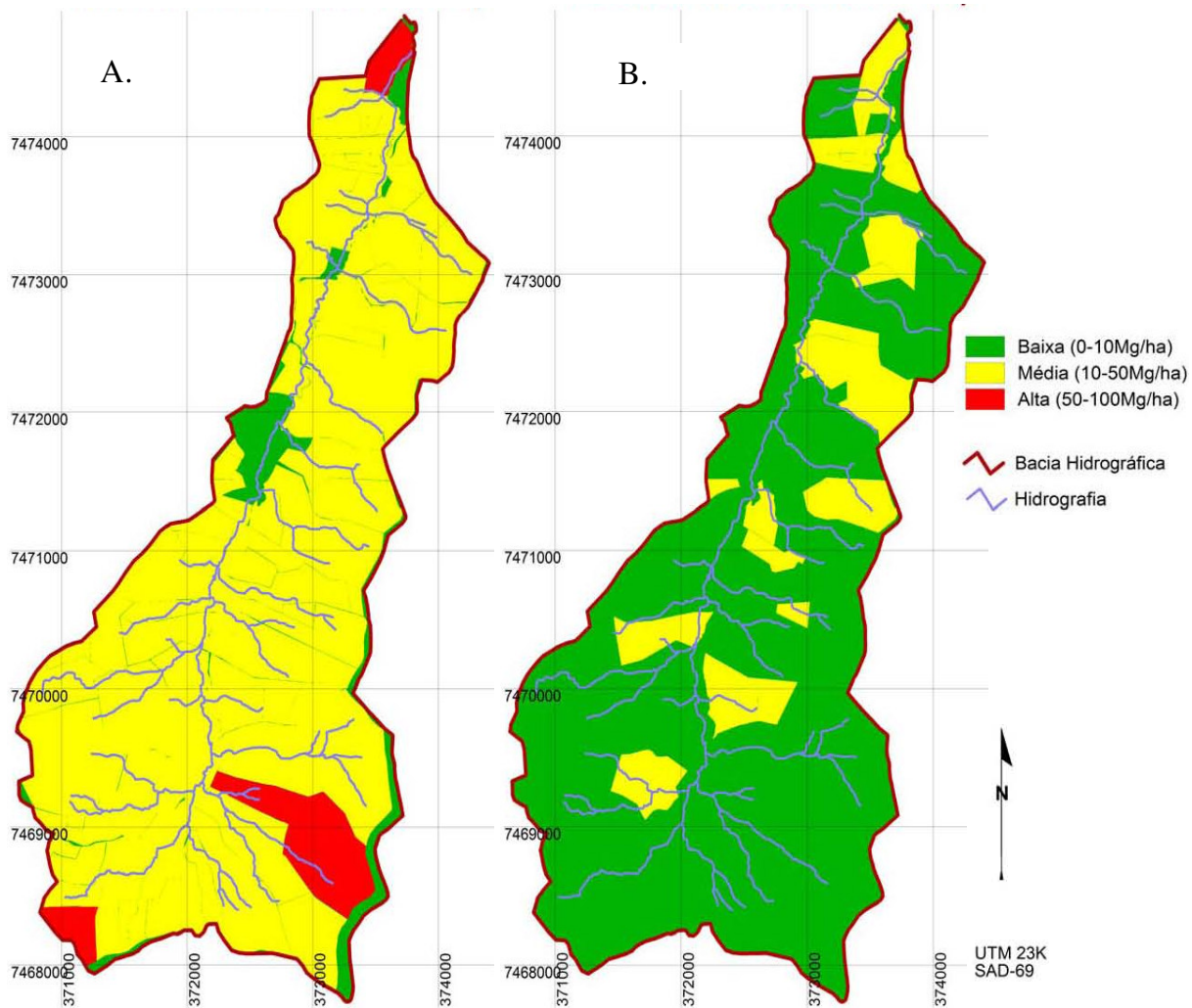


Figura 20 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Poses, cenário 1 (A) e cenário 31 (B)

É possível visualizar, no cenário 1, que a maioria das propriedades da sub-bacia das Poses apresentam expectativa de perda de solo Média (10 e 50 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), e que apenas algumas propriedades apresentam expectativa de perda de solo Baixa (dentro dos limites de tolerância). Verifica-se, também, que para algumas propriedades a montante e jusante da sub-bacia, há expectativa de perda de solo Alta. Essa propriedades por sua vez são propriedades críticas em relação a perda de solo, e estratégicas para a implementação de práticas conservacionistas, tendo em vista o potencial para redução de perda de solo.

No cenário 31, fica evidente a relevância que as políticas implementadas pelo projeto “Conservador das Águas” terão para a conservação do solo da sub-bacia das Poses e concomitantemente, para o provimento desse serviço ambiental. Verifica-se, para esse cenário, que a maior parte das propriedades apresentaram expectativa de perda de solo Baixa, ou seja,

dentro dos limites de tolerância, o que é um indicador da efetividade do projeto e da sustentabilidade futura da sub-bacia das Posses.

Observa-se ainda, que as duas propriedades que estavam a montante da sub-bacia e apresentavam expectativa de perda de solo Alta no cenário 1, passaram a apresentar expectativa de perda de solo Baixa, enquanto que uma outra propriedade a jusante da sub-bacia, e que também apresentava expectativa de perda de solo Alta, passou a apresentar expectativa de perda de solo Baixa. Isso ocorreu, pois nestas propriedades, os usos do solo foram praticamente a floresta e a pastagem conservada, esses fatores conjuntamente com o fato dessas propriedades estarem localizadas na classe de declividade Alta, foram bastante expressivos para a redução da perda de solo. Minoti (2006) e Mingoti (2009) observaram resultados semelhantes no que concerne a influência da declividade e importância da localização da floresta sobre a perda de solo.

Para a visualização das propriedades mais influenciadas pela implementação de determinado cenário, segue apresentada e discutida, com base no cenário 1, a distribuição da perda de solo nos cenários 19 e 32 (para as propriedades da sub-bacia das Posses). Visando facilitar a observação do “comportamento” (distribuição) da perda de solo nas propriedades e ao longo da bacia, de uma forma integrada, por conveniência o cenário 1 será repetido.

Na Figura 21, pode ser observada a distribuição da perda de solo das propriedades da sub-bacia das Posses, para os cenários 1 e 19.

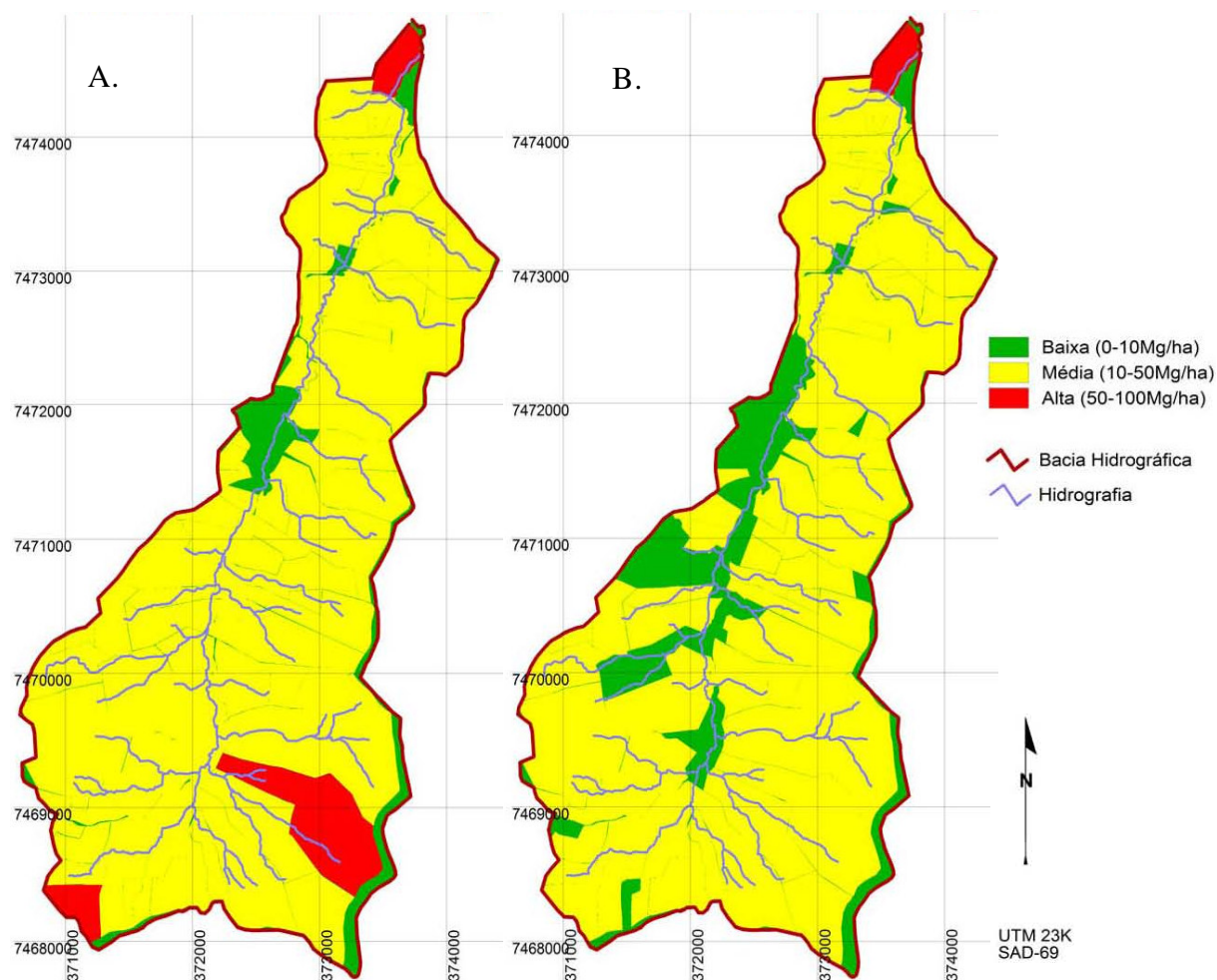


Figura 21 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Posses, cenário 1 (A) e cenário 19 (B)

Verifica-se, que, no cenário 19, as propriedades com expectativa de perda de solo Alta, localizadas a montante da sub-bacia das Posses, passaram a apresentar expectativa de perda de solo Média, além disso, no lado esquerdo da sub-bacia das Posses, seguindo de montante para a jusante, verifica-se aumento das propriedades com expectativa de perda de solo Baixa. Para esse cenário, todas as propriedades que apresentaram reduções importantes de perda de solo, possuem maior potencialidade para o provimento desse serviço ambiental.

Na Figura 22, segue apresentada a distribuição da perda de solo das propriedades da sub-bacia das Posses, para os cenários 1 e 32.

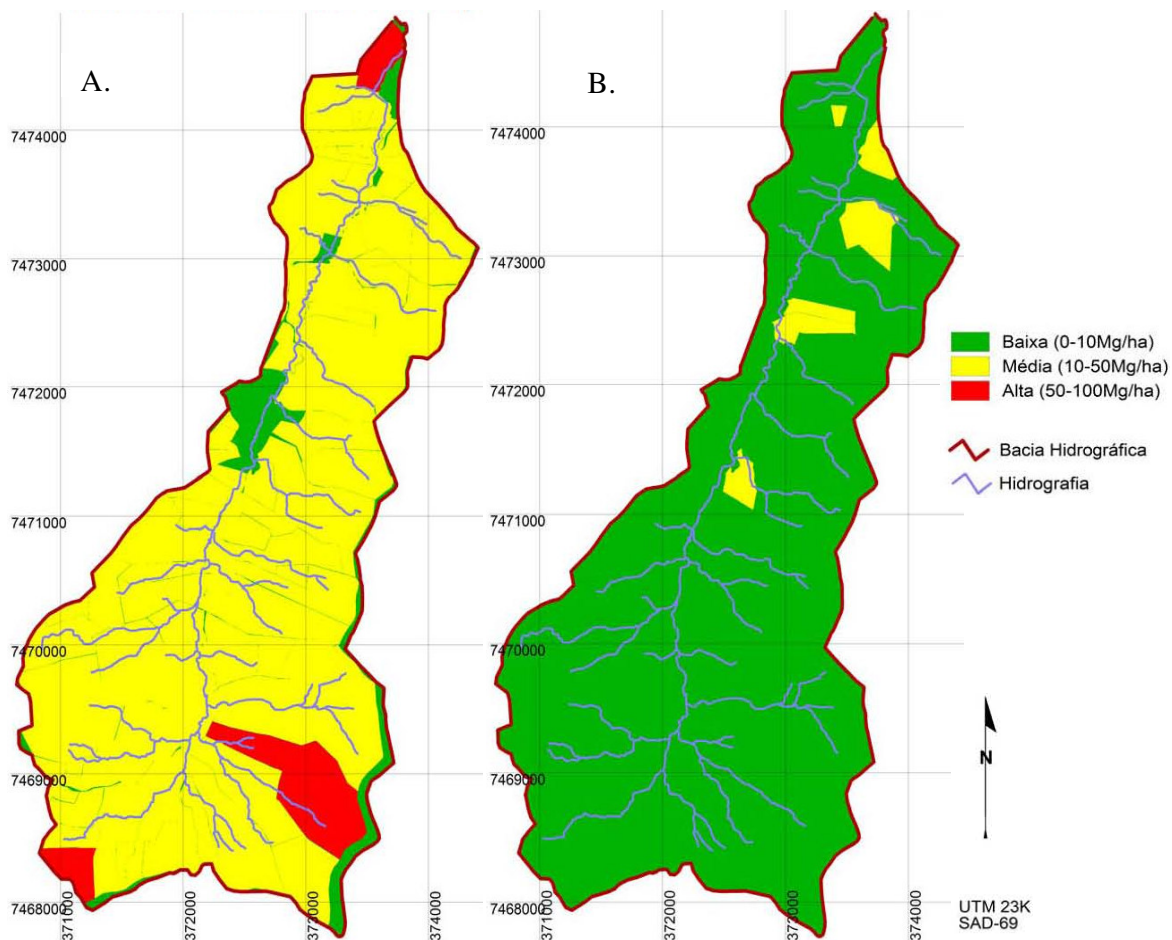


Figura 22 - Distribuição da perda de solo para as propriedades da sub-bacia das Posses, cenário 1 (A) e cenário 32 (B)

Observa-se, para o cenário 32, que apenas cinco propriedades apresentaram expectativa de perda de solo Média, enquanto todas as demais apresentaram expectativa de perda de solo Baixa. Além disso, verifica-se, que não houve propriedades com expectativa de perda de solo Alta.

O cenário 32, foi o que exerceu maior influência sobre a perda de solo das propriedades da sub-bacia das Posses, contudo, esse cenário, juntamente com o cenário 14, foi o que apresentou a maior área de floresta (cerca de 850 ha). Essa maior área de floresta, por sua vez, se mostrou mais efetiva para a proteção da sub-bacia das Posses, concordando com as observações da Perlis (2008), pois segundo essa organização, as florestas protegidas ou bem manejadas, como cobertura de uma bacia hidrográfica são inigualáveis para proteção do solo, melhoria dos aspectos hidrológicos e qualidade da água.

Vale à pena observar que, uma vez que no conceito de PSA esta contemplada a idéia de remuneração/premiação do serviço ambiental que efetivamente é provido, os resultados

apresentados permitem identificar as propriedades que apresentam maior potencial para conservação do solo e conseqüentemente para o provimento desse serviço ambiental, e possibilita também, considerar esse potencial na remuneração/premiação dos provedores (proprietários de áreas estratégicas para a conservação do solo) de serviços ambientais.

Outro ponto que deve ser considerado para a remuneração dos serviços ambientais, diz respeito ao marco referencial de comparação, ou seja, pode-se considerar, tanto a potencialidade de RRPS para as diferentes propriedades, quanto o valor absoluto de perda de solo. Em outras palavras, tanto a RRPS quanto a redução de determinados $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de solo, podem ser considerados como serviço ambiental efetivamente provido, no entanto, 90% de RRPS para propriedades com expectativa de perda de solo de $30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ é bastante diferente de 90% de RRPS para propriedades com expectativa de perda de solo de $15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; em termos relativos, ambos proveram o mesmo serviço ambiental; mas em termos absolutos, não.

Para os projetos de PSA com foco na conservação do solo, visando melhor os aspectos de quantidade e qualidade da água, como é o caso do programa “Conservador das Águas, em tese, seria mais conveniente, considerar (para a premiação/remuneração dos serviços ambientais) os valores absolutos de perda de solo, pois isso impacta mais diretamente os aspectos quantitativos e qualitativos dos mananciais de abastecimento.

É importante salientar, também, que a utilização de SIGs para a otimização de projetos de PSA, se apresenta como uma possibilidade muito interessante, por permitir a análise conjunta de diferentes políticas de conservação e gestão do solo, tendo como foco, o manejo integrado de bacias hidrográficas. Contudo, é de fundamental importância, que as análises, tais como a do presente trabalho, sejam feitas na fase de planejamento dos projetos de PSA, de forma que as práticas conservacionistas a serem implementadas nas bacias ou sub-bacias hidrográficas, sejam feitas de modo a permitir o maior benefício (provimento de serviços ambientais) em função das possibilidades de investimento de capital (área de floresta, práticas de conservação do solo e água, etc.).

Salienta-se, ainda, que para a análise da efetividade das políticas de conservação do solo a serem implementadas nos projetos de PSA, é importante analisar em qual parte da bacia ou sub-bacia hidrográfica essas práticas promoveriam a otimização do provimento desse serviço ambiental.

3 CONCLUSÕES

A otimização da conservação do solo pode ser feita adotando-se práticas conservacionistas na pastagem.

Para a otimização do provimento do serviço ambiental de conservação de solo em função do tamanho e locação da área de floresta, é necessária uma análise conjunta e integrada visando identificar a localização, para a área de floresta, que proporcione a melhor relação custo benefício, ou seja, área de floresta VS redução de perda de solo.

A utilização do SIG para a avaliação dos projetos de Pagamento de Serviços Ambientais permite otimizar o provimento do serviço ambiental de conservação de solo e identificar soluções técnicas e economicamente viáveis.

A expectativa de perda média de solo na sub-bacia das Posses, para as condições de uso e cobertura do ano de 2005, foi de $30,63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e após a implementação do programa “Conservador das Águas” foi de $7,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Após a implantação do programa “Conservador das Águas” a expectativa de redução de perda de solo na sub-bacia das Posses é de 91%.

A conservação da pastagem teve grande importância para a proteção do solo na sub-bacia das Posses, reduzindo em 57% as perdas de solo por erosão.

A Redução Relativa de Perda de Solo aumenta com o Incremento Relativo de Área de Floresta, porém, em taxas cada vez menores.

O efeito da floresta sobre a redução de perda de solo é variável em função de sua área e da declividade do terreno em que for alocada.

Foi possível identificar, para os cenários estudados, as propriedades com maior potencialidade para o provimento do serviço ambiental de conservação do solo.

A Redução Relativa de Perda de Solo aumentou quando a floresta foi alocada em áreas com declividades maiores ou iguais a 30%.

REFERÊNCIAS

ALCAMO, J.;DÖLL, P. ;HENRICH, T. ; KASPAR, F. ;LEHNER, B. ; . RÖSCH T ;SIEBERT, S. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. **Hydrological Sciences Journal**, London, v.48, p. 317-338, 2003a.

ALCAMO, J.;DÖLL, P. ;HENRICH, T. ; KASPAR, F. ;LEHNER, B. ; . RÖSCH T ;SIEBERT, S. Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. **Hydrological Sciences Journal**, London, v.48, p.339-348, 2003b

ALVIM, M.J.; PACIULLO, D.S.C.; CARVALHO, M.M.; AROEIRA, L.J.M.; CARVALHO, L.A.; NOVAES, L.P.; GOMES, A.T.; MIRANDA, J.E.C.; RIBEIRO, A.C.C.L. **Sistema de produção de leite com recria de novilhas em sistemas silvipastoris**. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/LeiteRecriadeNovilhas/index.htm>>. Acesso em: 10 set. 2010.

AMAZONAS (Estado). Fundação Amazonas Sustentável: **Bolsa Floresta**. Disponível em: <<http://www.fas-amazonas.org/pt/>>. Acesso em: 31 ago. 2010.

ANA. **GEO Brasil**: recursos hídricos. Brasília: MMA; ANA, 2007. 60 p. (Resumo executivo)
ANA. **Programa Produtor De Água**: Manual Operativo. Brasília: ANA, 2008.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009**. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/>>. Acesso em: 8 ago. 2010.

ANA. Programa Produtor de Águas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/produagua/>>. Acesso em: 10 ago. 2010.

ANDRADE, G.C. **Efeitos do reflorestamento e do desmatamento sobre a hidrologia, erosão de solo e fluxo de nutrientes em microbacias no semi-árido do Rio Grande do Norte**. 1991. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991.

AQUINO, C.M.S.; OLIVEIRA, J.G.B.; SALES, M.C.L.; Estimativa da erosividade das chuvas (R) nas terras secas do Estado do Piauí. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 37, n. 3, p. 287-291, 2006.

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

ARNELL, N.W. Climate change and global water resources: SRES scenarios and socio-economic scenarios. **Global Environmental Change**, Southampton, v.14, p. 31-52, 2004.

ASPIAZÚ, C.; ALVES, L.M.; VALENTE, O.F. Modelos digitais de terrenos conceituação e importância. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 21, p.27-36, dez. 1990.

ASSUNÇÃO, A.L.C.; SPAROVEK, G. Relação entre vegetação remanescente no Estado de São Paulo com potencial de degradação dos solos estimado pela U.S.L.E. In: SIICUSP SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 14., 2006, São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, 2006. 1 CD-ROM.

AZEVEDO, T.S. **Legislação e Geotecnologias na Definição das Áreas de Preservação Permanente e das Reservas Legais:** Aplicação à Bacia do Córrego das Posses, Município de Extrema – MG. 2008. 168p. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" Rio Claro, 2008.

BARRETO NETO, A.A. **Modelagem dinâmica de processos ambientais.** 2004. 123 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

BEASLEY, D.B., HUGGINS, L.F., MONKE, E.J. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v.23, n. 4, p.938–944, 1980.

BENDA, F.; ALVES, M.G.; CORRÊA, F.P. Carta de potencial à erosão laminar utilizando sistema de informação geográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 2307-2314.

BERTOL, I. Índice de Erosividade (EI30) para Lages (SC) - 1ª Aproximação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 28, n. 4, p. 515–521, 1993.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator c para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.45-552, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 2008. 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JR. **Equação de perdas de solo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975. 25p. (Boletim Técnico, 21).

BORDAS, M.P.; SEMMELMANN, F.R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFGS; São Paulo: USP/ABRH, 2007. p.915-43.

BORROUGH, P.A. Principles of Geographical Information Systems: methods and requirements for land use planning. **Geocarto International**, Oxford v.1, n.3, p. 54, 1986.

BRAIDA, J.A.; CASSOL, E.A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.711-721, 1999.

BRANDÃO, D. **Risco de degradação dos recursos hídricos na Bacia do Ribeirão Pinhal-Limeira (SP): uma proposta metodológica**. 2001. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Proambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=33&idConteudo=8034&idMenu=8486>>. Acesso em: 30 ago. 2010.

BROCHI, D.F. Análise entre o comitê PCJ federal e o consórcio PCJ. In: SIMPÓSIO EXPERIÊNCIAS EM GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS POR BACIA HIDROGRÁFICA, 2007. São Pedro, SP. **Anais...** São Pedro: Consórcio PCJ, 2007.

BROOKS, K.N.; FFOLLIOTT, P.F.; GREGERSEN, H.M. ;THAMES, J.L. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames: Iowa State University Press, 1991. 392 p.

BUENO, C.R.P.; STEIN, D.P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 1-5, 2004.

CALHEIROS, R.O. **Projeto de monitoramento da evolução das características hidrológicas em relação à recarga de água, características do solo quanto às perdas por erosão hídrica e da quantidade e qualidade da água produzida na microbacia do ribeirão das posses, Extrema, Minas Gerais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2009. 151 p.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. **Fundamentos de geoprocessamento**[curso]. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/fundamentos/>>. Acesso em: 15 abr. 2010.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A.M.V. (Ed.). **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>>. Acesso em: 15 dez. 2008.

CAMPOS, M.C.C.; MARQUES, J.J.; MARTINS FILHO, M.V.; ZIGOMAR, G.T.P.; BARBIERI, M.S.D.M. Variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 9, p. 2485-2492, dez. 2008.

CBH-PCJ. **Relatório da situação dos recursos hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá—2002/2003**. Piracicaba: IRRIGART, 2004. v. 2.

CHISTOPHERSON, R.W. **Geosystems: an introduction to physical geography**. 4th. ed. Upper Saddle River ;New Jersey: Prentice Hall, 2002. 626 p.

COLODRO, G.; CARVALHO, M.P.; ROQUE, C.G.; PRADO, R.M. Erosividade da chuva: distribuição e correlação com a precipitação pluviométrica de Teodoro Sampaio (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.809-818, 2002.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTONKK, P.; MARJAN BELT, M.V. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, Washington, D.C. v. 387, p.253-260, may. 1997.

CRUZ, J.B.C. **Avaliação operacional da Revisão da Equação Universal de Perda de Solo (REUPS) para o LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico de Ponta Grossa, PR**. 2003. 68 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

DESMET, P.J.J. ;GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.51, n.5, p. 427-43, 1996.

DILLAHA, T.; FERRARO, P.; HUANG, M.; SOUTHGATE, D.; UPADHYAYA, S; WUNDER, S. **Payments for watershed services regional syntheses, USAID**, 2007. Disponível em: <<http://www.oired.vt.edu/sanremcrsp/documents/PES.Sourcebook.PDF.pdf>>. Acesso em 14 mar. 2010.

DOMINGOS, J.L. **Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em uma bacia hidrográfica**. 2006. 67 p. Monografia (Bacharel em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

DOYLE, F.J. Digital terrain models: an overview. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, New Jersey, v.44, n.12, p.1481-1485, 1978.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA, Produção de Informação, 1999.

ERNST, C.; GULLICK, R.; NIXON, K. Conserving forests to protect water. **American Water Works Association**, Denver, v. 30, n. 5,p. 1-7 May. 2004.

EUROPEAN UNION: EU Water Framework Directive: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. **EU Official Journal**, Iceland, v.3, p. 327, 2000.

EXTREMA (Cidade). Departamento de meio ambiente. **Projeto água é vida: diagnóstico sócio ambiental em sub bacias hidrográficas no município de Extrema**. Extrema, 2005.

EXTREMA (cidade). Lei municipal n. 2.100, de 21 de dezembro de 2005. Cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Programa-Conservador-Aguas_Extrema-MG.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2008.

FAO. **Paying farmers for environmental services**. Rome, 2007. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/010/a1200e/a1200e00.htm>>. Acesso em: 5 abr. 2010.

FERNÁNDEZ, G.A.V. **Análise da erosão do solo usando a EUPS, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento.** 1996. 143 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1996.

FOB. **Projeto Oásis.** Disponível em:

<<http://internet.boticario.com.br/portal/site/fundacao/menuitem>>. Acesso em: 30 jul. 2008.

FOLEGATTI, M.V.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; ZOLIN, C. A.; GONZÁLEZ, A.M.G.O. Tranposição de água e disponibilidade hídrica das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivarí e Jundiá (BH-PCJ). In: CONGRESO LATINOAMERICANO Y DEL CARIBE DE INGENIERÍA AGRÍCOLA - CLIA, 9.; CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA - CONBEA, 34., 2010, Vitória. **Trabalho completo...** Vitória: SBEA, 2010. p. 1-10.

FORUM REGIONAL, 2003, Arequipa, Peru. **Payment schemes for environmental services in watersheds...** Rome: FAO, 2004. 76 p. Disponível em:

<ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/lwdp3_es.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2010.

FREITAS, D.A.F.; OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.L.N.; SILVA, M.A.; LIMA, G.C.; GOMIDE, P. H.O.; PEREIRA, P.H.; SANTOS, D.G.; VEIGA, F. . Aptidão agrícola das terras na sub-bacia das Posses, no município de extrema, região sul do estado de minas gerais... In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, 17., 2008, Lavras, **Anais...**Lavras: UFLA, 2008. p. 1-4. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/produagua/>. Acesso em: 10 mai. 2010.

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

GALDINO, S.; VIEIRA, L.M.; PADOVANI, C.R.; SORIANO, B.M.A. Erosão potencial laminar hídrica na Bacia do Alto Taquari. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 125-133, jun. 2004.

GAMEIRO, M.G. **Avaliação de métodos para obtenção dos fatores “L” e “S” da EUPS numa microbacia, via geoprocessamento e banco de dados.** 1997. 116p. Dissertação (Mestrado em Geoprocessamento) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1997.

GARCIA, A.R.; MACHADO, C.C.; SILVA, E.; SOUZA, A.P.; SÉRGIO, R. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 535-542, Ago. 2003.

GHARABAGHI, B.; RUDRA, R.P.; WHITELEY, H.R.; D DICKINSON, T. Sediment removal efficiency of vegetative filter strips. **Annual Research Report**, Guelph Turfgrass Institute, Guelph, p. 32-40, Feb. 2000.

GLEICK, P.H. How much water is there and whose is it? In: _____. **The world's water 2000-2001**. Washington: Island Press, 2000. p. 19-38.

GOBIN, A.; GOVERS, G.; JONES, R.; KIRKBY, M.; KOSMAS, C. **Assessment and Reporting on Soil Erosion**: Background and workshop report. Copenhagen: European Environmental Agency, 2003. 103 p. (Technical Report, 94).

GRIGG, N.S. **Water resources management**: principles, regulations, and cases. New York: McGraw-Hill Book, 1996. 540 p.

GUIMARÃES, E.; TOMAZONI, J.C. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v.57, n.3, p. 235-244, dez. 2005.

HAMILTON, L.S. A Thematic study prepared in the framework of the Global Forest Assessment 2005. In: FAO. **Forest and Water**. Rome: FAO Forestry paper, 2008. p. 1-78. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/forestsandwater/en/>>. Acesso em: 23 abr. 2010.

INÁCIO, E.S.B; CANTALICE, J.R.B; PAULO G.S.; NACIF, ARAUJO, Q.R.; ARLETE C. BARRETO, A.C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.4, p.355-360, jul. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Noções Básicas de Cartografia**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/manual_nocoas/representacao.html>. Acesso em: 28 ago. 2010.

KUHNLE, R.A.; BINGER, R.L.; FOSTER, G.R. & GRISSINGER, E.H. Effect of land use changes on sediment transport. **Water Resource Management**, Washington, v.32, p. 3189-3196, 1996.

KUNDZEWICZ, Z.W.; MATA, L. J.; ARNELL, N. W.; DÖLL, P.; KABAT, P.; JIMÉNEZ, B.; MILLER, K. A.; OKI, T.; SEN, Z.; SHIKLOMANOV, I. A. : Freshwater resources and their management. **CLIMATE CHANGE 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Fourth In: **ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE**, M.L. PARRY, O.F. CANZIANI, J.P. PALUTIKOF, P.J. VAN DER LINDEN AND C.E. HANSON,(Ed.) , Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2007. p. 173-210.

LAGROTTI, C.A.A. **Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP**: estudo de caso na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jardim2000. 124 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

LAL, R. Soil erosion on alfisols in western Nigeria. III. Effects of rainfall characteristics. **Geoderma**, Amsterdam, v.16, p.389-401, 1976.

LAL, R.; ELLIOT, W. Erodibility and erosivity. In: LAL, R. **Soil erosion research methods**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1994. p. 180–208.

LIM, T.T.; EDWARDS, D.R.; WORKMAN, S.R.; LARSON, B.T.; DUNN, L. Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. **Transactions of ASAE**. St. Joseph, v. 41, p. 1375–1381, 1998.

LIMA, W.P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas** Piracicaba: ESALQ, 2008. 245 p.

LOMBARDI NETO, F. Degradação de pastagens. In: ENCONTRO SOBRE RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS, 1., 1993, Nova Odessa. **Anais...** Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1993. p. 49-60.

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

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

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., 1980. Recife. **Anais...** Recife, 1980. p.13.

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

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná**. 2002. 206 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

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

MARCOMIN, F.E. **Análise ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pinheiros (Municípios de Orleans e São Rudgero, SC) com base na caracterização e diagnóstico dos elementos da paisagem e da perda de solo por erosão laminar**. 2002. 155 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

MARQUES, J.F.; NETO, F.L.; BACELLAR, A.A.A.; Erosão do solo: indicadores físicos e econômicos. In: MARQUES, J.F.; SKORUPA, L.A.; FERRAZ, J.M.G. (Ed.). **Indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2003. p. 129-153.

MINGOTI, R. **Produção de sedimentos em microbacias hidrográficas em função do relevo e da cobertura florestal**. 2008. 101 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MINOTI, R.T. **Abordagens qualitativa e quantitativa de microbacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do Médio Mogi-Superior/SP**. 2006. 231 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MORGAN, R.P.C., QUINTON, J.N., RICKSON, R.J., 1990. Structure of the soil erosion prediction model for the European community. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATER EROSION, SEDIMENTATION AND RESOURCE CONSERVATION, 9., 1994, Dehradun. **Proceedings...**Dehradun: CSWCRTI, 1990. p. 49–59.

NEARING, M.A.; FOSTER, G.R.; LANE, L.J. A process-based soil erosion model for USDA water erosion prediction project. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v.32, n.5, p. 1587–1593, 1989.

OAS. **Sustainability in Agriculture, Forestry and Tourism**. San Jose, 2005. 5 p. Disponível em:
<http://www.oas.org/dsd/MinisterialMeeting/Documents/Theme3/Agricultureforestry%20and%20tourism%20-%20final.pdf>. Acesso em 20 mai. 2010.

OKI, T., Y.; AGATA, S. ;KANAE, T.; SARUHASHI ;K.; MUSIAKE, Global water resources assessment under climatic change in 2050 using TRIP. In: FRANKS, S.; BLÖSCHL, G.; KUMAGAI, M.; MUSIAKE, K.; ROSBJERG, D. **Water Resources: Systems Water Availability and Global Change**. Wallingford: IAHS Publication, 2003: chap. 3, p. 124-133.

ORELLANA GONZALEZ, A. M.G ; SÁNCHEZ-ROMÁN, R M ;FOLEGATTI, M.V.;SILVA, R T; ZOLIN, C A. Efeitos das variações nas quantidades de água revertidas das bacias PCJ à bacia do Tietê. In: SCPG CENA-USP, 1., 2008, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: CENA-USP, 2008.

PAIVA, C.F.E.; OLIVEIRA, V.S.; VENDRAME, I.R.; AULICINO, L.C.M. Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica na bacia do rio Uma Taubaté-SP com o emprego de sensoriamento remoto. In: SBSR SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 1407- 1414.

PECCOL, E.; BIRD, C.A.; BREWER, T.R.. Geographic Information Systems (GIS) and landscape mapping: a case study. In: C.I.G.R. WORLD CONGRESS AND AGENG'94 CONFERENCE ON AGRICULTURAL ENGINEERING, 12., 1994, Milan. **Anais...** Milan: CIGR, 1994. p.59-67.

PERLIS, A. An international journal of forestry and forest industries. **Unasyuva**, Rome, v.58, n. 229, p. 1-72, 2007.

PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D.; TEIXEIRA, A.F.; SILVA, J.M.A.; CECÍLIO, R.A.; SILVA, D.F. Plúvio 1.3: chuvas intensas para o Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 31., 2002, Salvador. **Anais...** Salvador: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2002. 1 CD-ROM.

PSIAC (Pacific Southwest Inter-Agency Committee). **Report of the Water Management Subcommittee on Factors Affecting Sediment Yield in the Pacific Southwest Area and Selection and Evaluation of Measures for Reduction of Erosion and Sediment Yield: Report of the Water Management Subcommittee**. USA: ASCE 98, 1968. 10 p.

RANIERI, S.B.L. **Avaliação de Métodos e Escalas de Trabalho Para Determinação de Risco de Erosão em Bacia Hidrográfica Utilizando Sistema de Informações Geográfica (SIG).**

1996. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

RANIERI, S.B.L. **Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os Modelos USLE e WEPP.** 2000. 95 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

RANIERI S.B.L.; SPAROVEK, G.; SOUZA, M.P.; DOURADO NETO, D.; Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n.4, p. 751-760, 1998.

REIS, L.V.S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba.** 2004. 215 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

RENARD, K.G.; MEYER, L.D.; FORSTER, G.R.. Introduction and history. In: RENARD, K.G.; FORSTER, G.R.; WEESIES, G.A; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation, planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE).** Washington: USDA, ARS, 1997. p. 2–18. (Agriculture Handbook, 703).

ROBINSON, C.A.; GHAFFARZADEH, M.; AND CRUSE, R.M. Vegetative filter strip effects on sediment concentration in cropland runoff. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 51, p. 227–230, 1996.

ROCHA, J.V. Sistema de informações geográficas no contexto do planejamento integrado de bacias hidrográficas. In: ORTEGA, E. (Org.). **Engenharia ecológica e agricultura sustentável.** Campinas: [s.n.], 2003. cap. 20, p. 1-13.

SALAMA, R. Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a Mediterranean environment by Stevan M. de Jong. **Geomorphology**, Utrecht, v.14, n. 3, p. 271-273. 1994.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M.; FOLEGATTI, M.V. **Sustentabilidade da agricultura irrigada nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí**: Uma análise em Dinâmica de Sistemas. 2008. 106 p. Relatório (Pós-Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M.; FOLEGATTI, M.V.; ORELLANA GONZÁLEZ, A.M.G. Water Resources Assessment at Piracicaba, Capivari and Jundiáí River Basin: A Dynamic Systems Approach. In: CENTURY WATERSHED TECHNOLOGY: IMPROVING WATER QUALITY AND ENVIRONMENT CONFERENCE CONCEPCIÓN, 21., 2008, Chile. **Anais...** St. Joseph: ASABE, 2008.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M.; FOLEGATTI, M.V.; ORELLANA GONZÁLEZ, A.M.G. Water Resources Assessment at Piracicaba, Capivari and Jundiáí River Basin: A Dynamic Systems Approach. **Water Resources Management**, New York, v.24, n.4, p. 761-773. jun. 2009.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. São Paulo, 1991. 182p. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_carrega.exe?f=/index/index.html&lwgactw=132.64620071768007>. Acesso em: 10 mai. 2010.

SCHÄFFER, M.J.; REICHERDT, J.M.; CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F.; REINERT, D.J. Erosão em sulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p.419-430, 2001.

SHIKLOMANOV, I.A. **World water resource: a new appraisal and assessment for the 21st Century**. Paris: UNESCO, 1988. 37p.

SHIKLOMANOV, I.A., World fresh water resources. In: GLEICK, P.H. (Ed). **Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources**. New York: Oxford Univ. Press, 1993. p. 13–24.

SILVA, M.A.; LIMA, G.C.; SILVA, M.L.N.; FREITAS, D.A.F.; OLIVEIRA, A.H.; SANTOS, W.J.R.; PEREIRA, P.H.; SANTOS, D.G.; VEIGA, F. Levantamento de solos e diagnóstico da degradação do solo e da água em função do uso. In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, 17., 2008, Lavras. **Anais...** Lavras: UFLA, 2008. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/produagua/>. Acesso em: 10 mai. 2010.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.M.; FERREIRA, M.M. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p. 1208-1220, jun. 2000.

SIVIERO, M.R.L.; COIADO, E.M. Estimativa do volume de sedimentos por equações propostas (Garde;Raju, 1985) defronte com valores mensurados numa estação de medição - rio Atibaia /SP /Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003.1 CD-ROM.

SOPHOCLEOUS, M. Global and Regional Water Availability and Demand: Prospects for the Future. **Natural Resources Research**, Minnesota, v. 13, n. 2, Jun. 2004.

SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q.J. Definition of tolerable soil erosion values. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 467-471, 1997.

SPAROVEK, G.; WEILL, MM.; RANIERI, S.B.L.; SCHNUG, E.; SILVA, E.F. THE LIFE-TIME CONCEPT AS A TOOL FOR EROSION TOLERANCE DEFINITION. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.54, n. Especial, p. 130-135, jun. 1997.

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

TNC, THE NATURE CONSERVANCY. **ICMS Ecológico**. Disponível em: <<http://www.icmsecológico.org.br/>>. Acesso em: 24 ago. 2010.

TNC. **TNC fecha convênio com prefeitura do município de Extrema para conservação de bacia hidrográfica**. Disponível em: <<http://www.nature.org/wherewework/southamerica/brasil/press/press2776.html>>. Acesso em 21 ago. 2010.

UNESCO. **Water for People, Water for Life: UN World Water Development Report**. Paris: WWDR, 2003. 36 p.

UNITED NATIONS. Johannesburg Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. United Nations, 2002. 72 p. Disponível em: <www.un.org/esa/sustdev/documents/.../WSSD_PlanImpl.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2010.

UNITED NATIONS. **World Water Development Report 2: Water, a shared responsibility**. Paris: UNESCO, 2006. 601 p.

VÖRÖSMARTY, C.J.;GREEN, P.J.;SALISBURY; J; LAMMERS, R.B. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **Science**, Durham, v.289, n.5477, p.284-288, jul. 2000.

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (piracicaba, sp). I - estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos 97 fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 801-814, 2008a.

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (piracicaba, sp). II – interpretação da tolerância de perda de solo utilizando o método do índice de tempo de vida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 815-824, 2008b.

WISCHMEIER, W.H. ; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**: guide selection of practices for soil and water conservation. Washington: USDA, 1965. 44 p. (Agriculture handbook, 282)

WISCHMEIER, WH. ;SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion loses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58p. (Agriculture handbook, 537)

WORLDWATER COUNCIL, 2006, Mexico. **Final Report of the 4thWorldWater Forum...** Mexico: National Water Commission of Mexico, 2006. 262 p.

WUNDER, S. **Payments for environmental services**: Some nuts and bolts. Bogor, Indonesia: CIFOR. 2005. p.24. (occasional paper, 42).

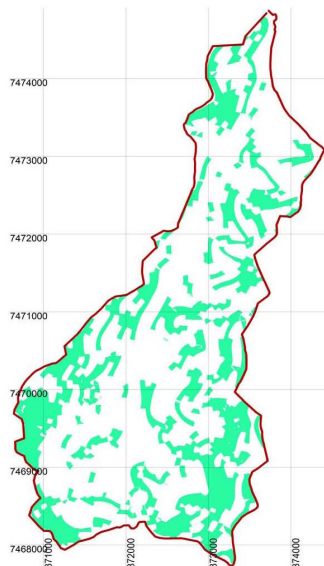
WUNDER, S. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. **Conservation Biology**, Washington, v. 21, n. 1, p. 48-58. Mai. 2007.

YOUNG, R.A., ONTSAD, C.A., BOSCH, D.D., ANDERSON, W.P. Agricultural Non- Point- Source Pollution Model: a watershed analysis tool. Washington DC, USA: U.S. Department of Agriculture, 1987. 80 p. (Conservation Research Report, 35).

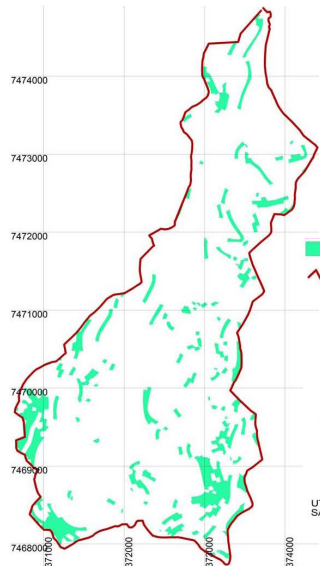
ANEXOS

ANEXO A

Áreas com declividade $\geq 30\%$



Áreas com declividade $\geq 40\%$

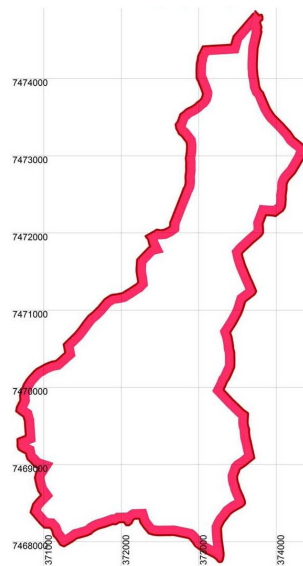


Declividade
Bacia Hidrográfica

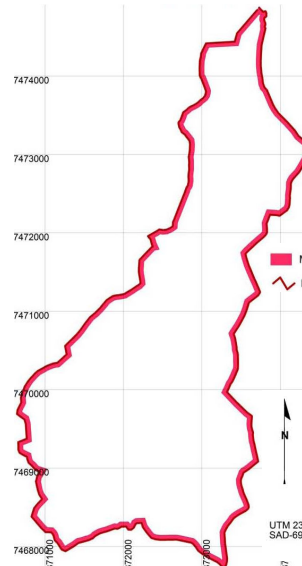


UTM 23K
SAD-69

Mata de Topo (100%)



Mata de Topo (50%)

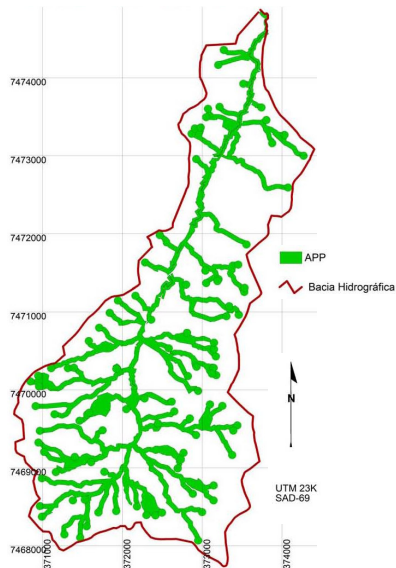


Mata de Topo
Bacia Hidrográfica



UTM 23K
SAD-69

Áreas de Preservação Permanente (APP)



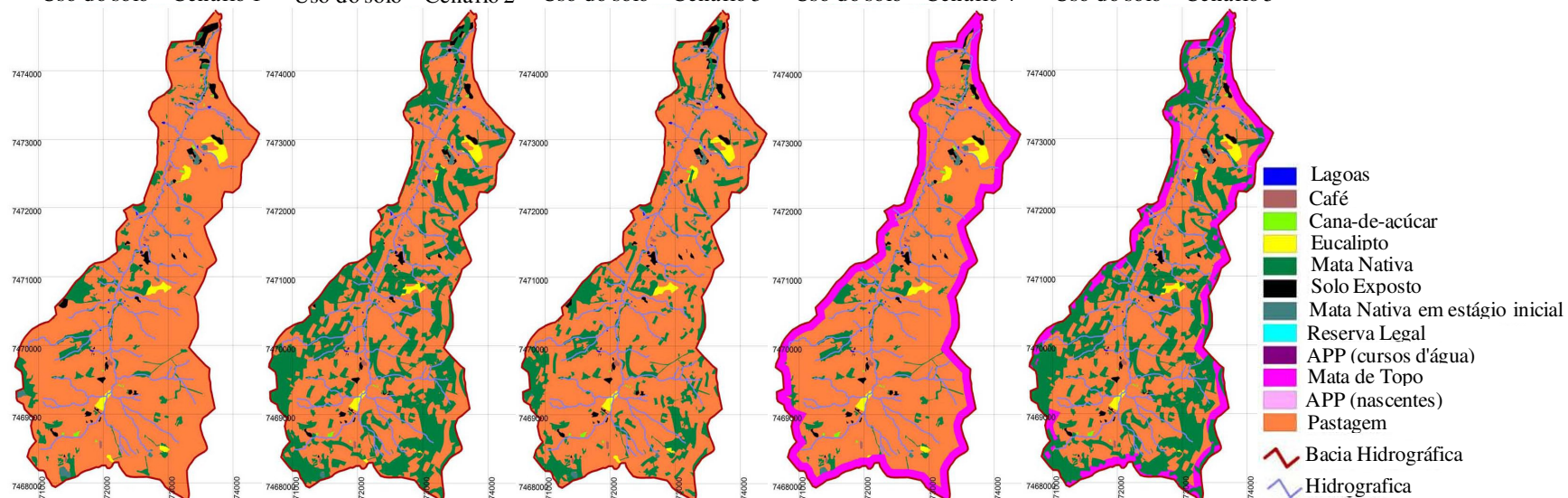
APP
Bacia Hidrográfica



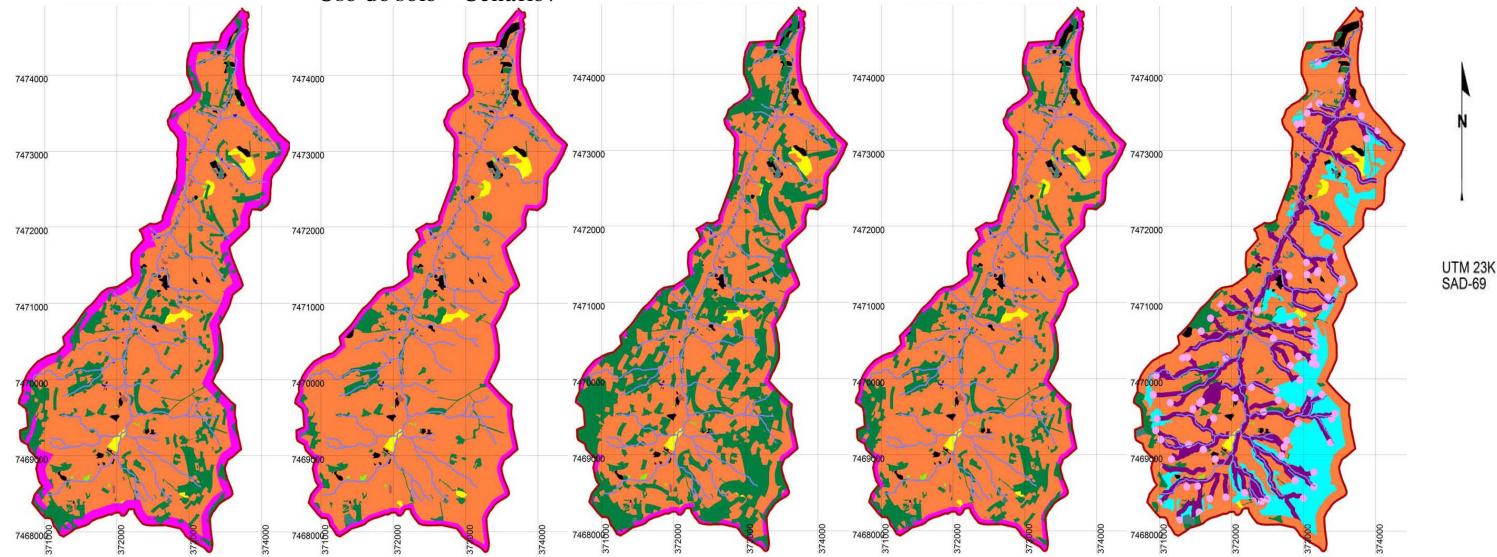
UTM 23K
SAD-69

ANEXO B

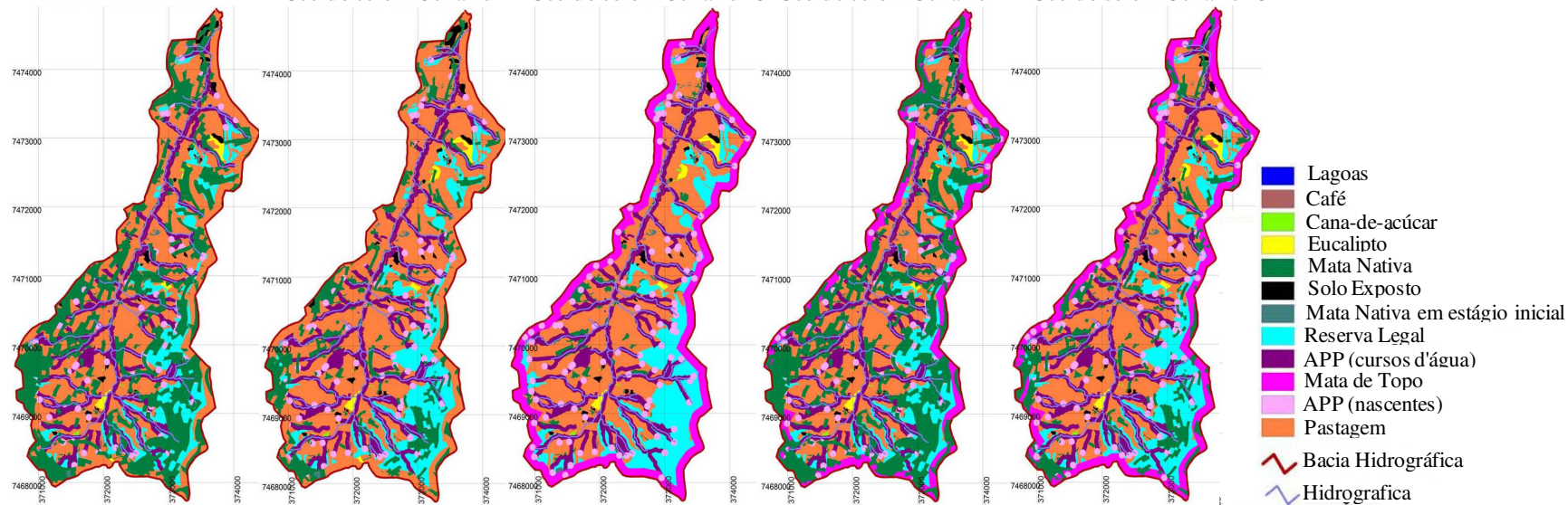
Uso do solo - Cenário 1 Uso do solo - Cenário 2 Uso do solo - Cenário 3 Uso do solo - Cenário 4 Uso do solo - Cenário 5



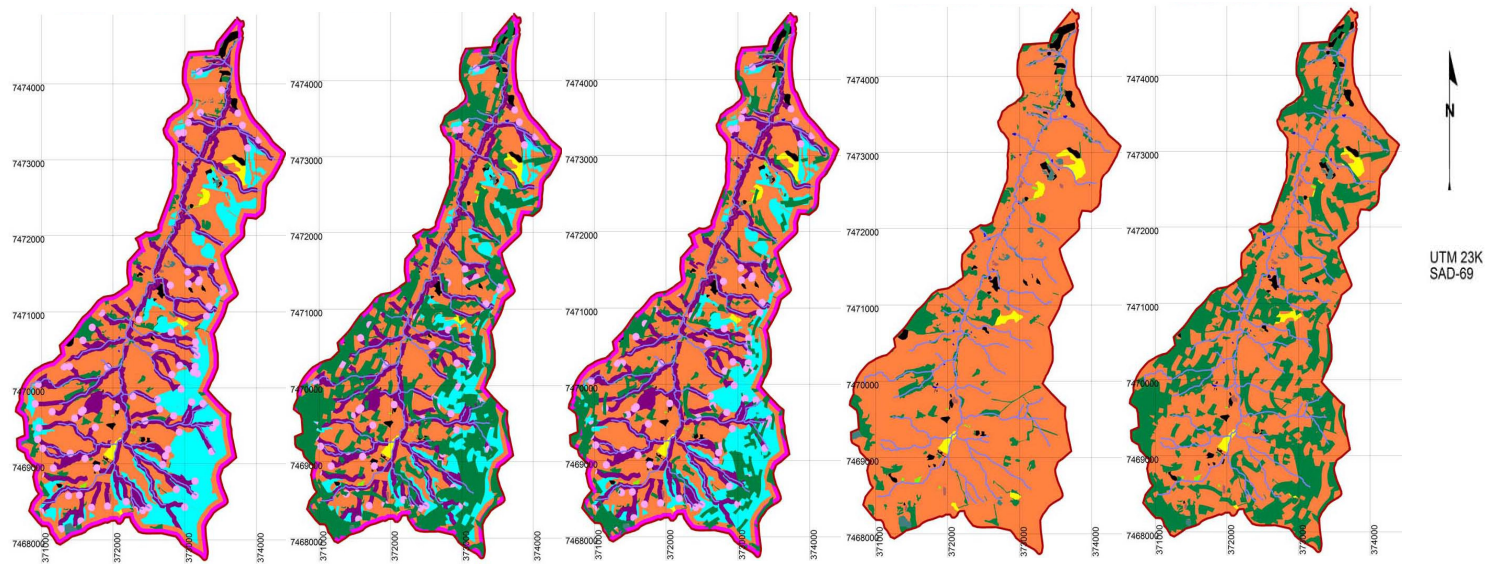
Uso do solo - Cenário 6 Uso do solo - Cenário 7 Uso do solo - Cenário 8 Uso do solo - Cenário 9 Uso do solo - Cenário 10



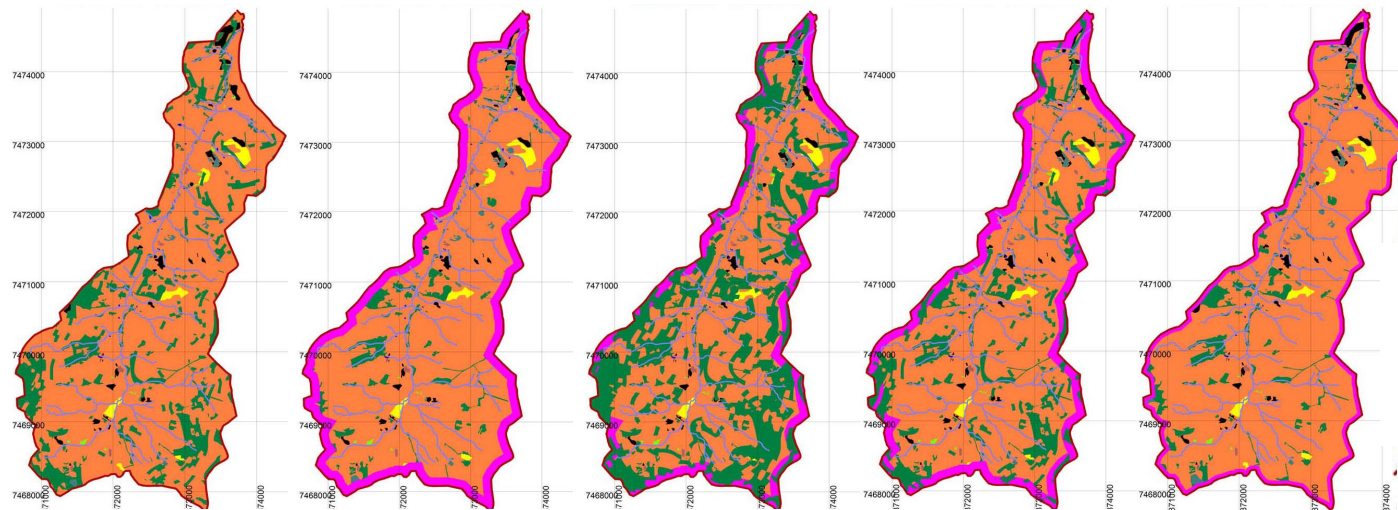
Uso do solo - Cenário 11 Uso do solo - Cenário12 Uso do solo - Cenário 13 Uso do solo - Cenário 14 Uso do solo - Cenário 15



Uso do solo - Cenário 16 Uso do solo - Cenário17 Uso do solo - Cenário 18 Uso do solo - Cenário 19 Uso do solo - Cenário 20

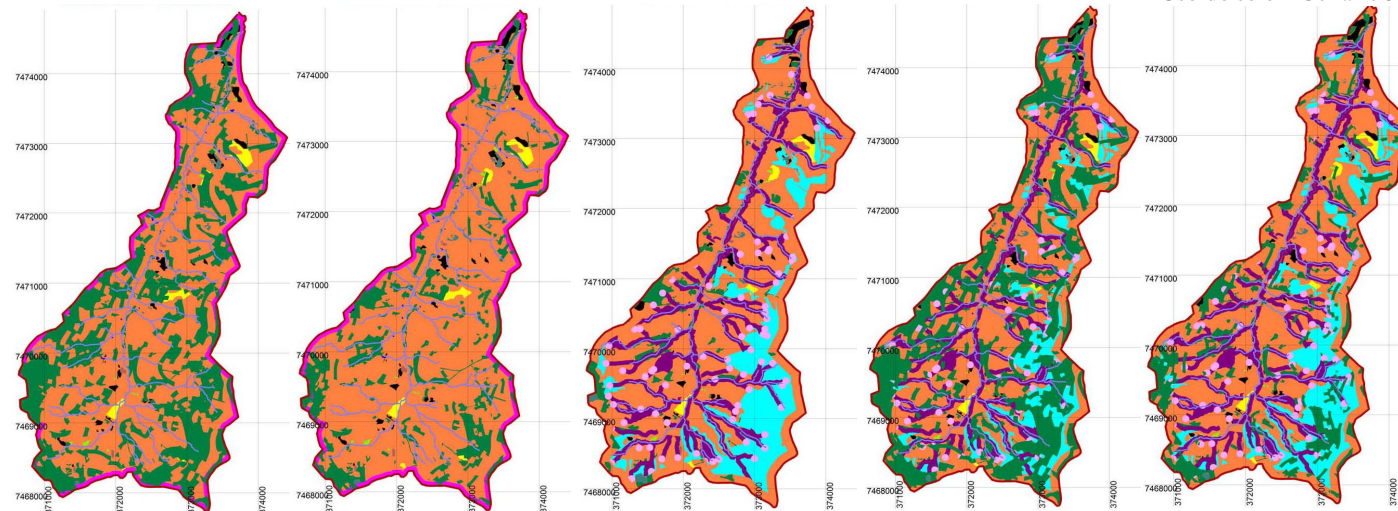


Uso do solo - Cenário 21 Uso do solo - Cenário 22 Uso do solo - Cenário 23 Uso do solo - Cenário 24 Uso do solo - Cenário 25

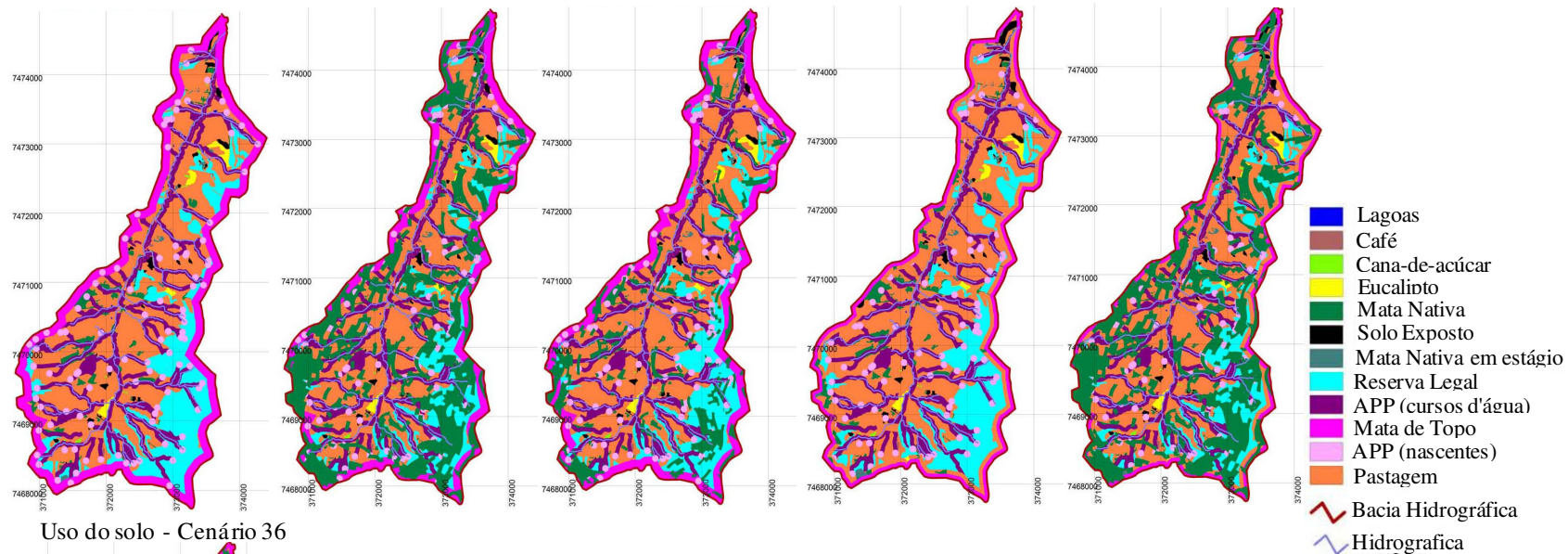


- Lagoas
- Café
- Cana-de-acúcar
- Eucalpto
- Mata Nativa
- Solo Exposto
- Mata Nativa em estágio inicial
- Reserva Legal
- APP (cursos d'água)
- Mata de Topo
- APP (nascentes)
- Pastagem
- Bacia Hidrográfica
- Hidrográfica

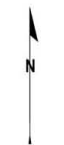
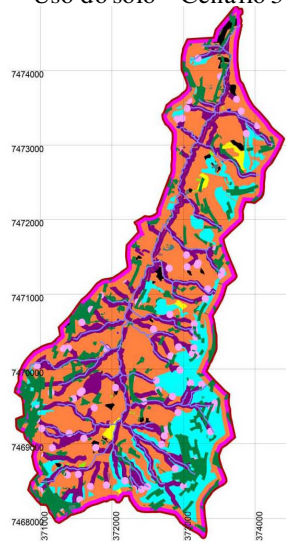
Uso do solo - Cenário 26 Uso do solo - Cenário 27 Uso do solo - Cenário 28 Uso do solo - Cenário 29 Uso do solo - Cenário 30



Uso do solo - Cenário 31 Uso do solo - Cenário 32 Uso do solo - Cenário 33 Uso do solo - Cenário 34 Uso do solo - Cenário 35



Uso do solo - Cenário 36



UTM 23K
SAD-69

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)