

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**Análise da produção de água e sedimentos em microbacias
experimentais com o modelo SWAT**

Nadia Hidemi Yano Lopes

Orientador: Masato Kobiyama, Dr

Florianópolis
2008

Nadia Hidemi Yano Lopes

ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE ÁGUA E SEDIMENTOS EM MICROBACIAS
EXPERIMENTAIS COM O MODELO SWAT

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Masato Kobiyama, Dr. – UFSC

Florianópolis
2008

Nadia Hidemi Yano Lopes

ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE ÁGUA E SEDIMENTOS EM MICROBACIAS
EXPERIMENTAIS COM O MODELO SWAT.

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Masato Kobiyama – Orientador
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –
UFSC

Dr. Jean Paolo Gomes Minella
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH

Prof. Dr. Péricles Alves Medeiros
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –
UFSC

Prof. Dr. Peter Batista Cheung
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –
UFSC

Florianópolis
2008

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Masato Kobiyama pela orientação, pelas oportunidades oferecidas e pela amizade.

Ao Fabio Bertini Godoy pelo companheirismo, amor e compreensão e pelo apoio técnico nos *softwares* como ArcGIS e o Matlab.

Ao meu pai, mãe e irmão pelo carinho, amizade e apoio nos momentos difíceis.

Aos colegas do LabHidro que colaboraram tanto na coleta dos dados em campo e quanto de alguma forma para o desenvolvimento deste trabalho.

À empresa Battistella Florestal S.A. pelo incentivo ao estudo.

Ao Prof. Irani dos Santos do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Paraná pelo auxílio em campo.

Ao Prof. Ademir dos Reis do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina, à doutoranda Deisy Regina Tres e à mestre Eliziane Carla Scariot pelo auxílio na identificação da cobertura vegetal na região de estudo.

Ao Prof. Péricles A. Medeiros do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina pelas sugestões na medição da vazão.

Ao Prof. Davide Franco do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina pelo auxílio estatístico.

Aos pesquisadores Mike White e Nancy Sammons do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos pelo apoio técnico com o modelo SWAT.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Muito obrigada.

RESUMO

A produção de água e sedimentos é afetada pelas alterações nos usos e cobertura do solo. Neste contexto, o monitoramento e a modelagem fornecem suporte ao manejo hidrossedimentológico. O objetivo do trabalho foi analisar a produção de água e sedimentos em microbacias hidrográficas experimentais (duas de vegetação nativa, N1 e N2, duas de reflorestamento de pinus, P1 e P2, uma de agricultura, A, e duas mistas, M1 e M2) localizadas na região norte do Estado de Santa Catarina com o modelo SWAT. Os métodos aplicados foram monitoramento hidrológico, geração de dados matriciais e tabulares, definição das sub-bacias, calibração e validação do modelo, análises estatísticas, avaliação espacial da produção de água e sedimentos e aplicação do índice de Hack. O modelo SWAT gerou dados simulados que acompanharam os dados observados de vazão. As simulações calibradas e validadas apresentaram valores médios nas funções objetivo e nas correlações. A partir das simulações foi possível conhecer as sub-bacias que produziram maior quantidade de água e de sedimentos. A limitação do modelo SWAT para pequenas bacias foi verificada devido à perda de sensibilidade na resposta da bacia e ao grande número de parâmetros necessários para calibração. Na microbacia M2, os meses de maio, novembro e dezembro apresentaram maior produção de água (750 l/s). A produção de sedimentos foi de até 10 kg/ha·mês, exceto em duas sub-bacias (200 kg/ha·mês). Na microbacia M1, a produção de água próximo ao exutório é constante de janeiro a maio (70 a 105 l/s). A produção de sedimentos foi de até 1 kg/ha·mês, no entanto sub-bacias com agricultura apresentaram, no início do cultivo, maior contribuição de sedimentos (105 kg/ha·mês), com o passar dos meses, a contribuição diminuiu (40 kg/ha·mês) até estabilizar com o restante da bacia. A microbacia A apresentou maior produção de água e de sedimentos. As microbacias N1 e N2 armazenaram maior quantidade de água. A microbacia P2 apresentou maior produção de sedimentos, possivelmente pela declividade do rio principal (0,86 m/m). A produção de sedimentos nas microbacias apresentou valores toleráveis à perda do solo, com exceção para uma sub-bacia na M2 para os meses de maio e outubro. Portanto, a medida de controle a ser aplicada é estabelecer e manter as áreas de preservação permanente ao longo dos cursos d'água, relacionar a agricultura com a aptidão, mercado e sustentabilidade ambiental e aprofundar a orientação sobre as práticas de conservação de vegetação, solos e água. As microbacias experimentais apresentaram baixos valores de *SDR* que variaram entre 0,06% e 0,40%. A diminuição do *SDR* com a área não foi claramente evidenciada. Comparando-se a modelagem ao índice de Hack, evidencia-se que nas microbacias M2 e M1 a produção de sedimentos está relacionada aos usos e cobertura do solo. E apenas em uma sub-bacia da microbacia M2 a produção de sedimentos está relacionada à geomorfologia.

Palavras-chave:

microbacia experimental; hidrossedimentologia; usos do solo; SWAT, índice de Hack.

ABSTRACT

The analysis of water and sediments yield is affected with the land use changes. The monitoring and the modeling provide support in hydrosedimentology management. The objective of the present work was to analyze the water and sediments yield in experimental watersheds (two with native vegetation, N1 and N2, two with pine reforestation, P1 and P2, one with agriculture A, and two mixture, M1 and M2) located in the north region of Santa Catarina State with the SWAT model. The hydrological monitoring, generation of numeric and raster data, sub-basin definition, model calibration and validation, statistic analyses, water and sediments yield spatial evaluation and Hack's index application were carried out. The SWAT model generated simulated data that were compared with the observed data of discharge. The calibration and validation presented average values in the statistical analyses. With the simulation, it was possible to identify the water and sediment yield in each sub-basin. The limitation of the SWAT use for small watersheds was verified due to the response sensibility lost and to a large number of parameters necessary for calibration. The M2 watershed presented the highest water yield (750 L/s) in May, November and December. The sediments yield was less than 10 kg/ha-month, except in two sub-basins (200 kg/ha-month). In the M1 watershed, the water yield near its exit was constant from January to May (70 to 105 L/s). The sediments yield was until 1 kg/ha-month, nevertheless sub-basins with agriculture presents, in the start of cultivate, increased sediments contribution (105 kg/ha-month), with the cross of the months decrease (40 kg/ha-month), until establish with the whole watershed. The A watershed presented high water and sediments yield. The N1 and N2 watersheds stored high quantity of water. The P2 watershed presented high sediment yield, probably because of the main river slope (0.86 m/m). The sediment yield in watersheds showed tolerant values for soil loss with exception for one sub-basin in M2 in May and October. Therefore, the necessary control practices are: (i) to establish and to maintain the riparian vegetation, (ii) to adapt an actual agriculture with land-use planning maps, market and environmental sustainability, and (iii) to guide the conservation practices of vegetation, soil and water. The simulation showed that experimental watersheds possessed small values of sediment delivery ratio (SDR) that varies between 0.06 and 0.40%. The decrease of SDR with area was not very clear. Comparing the modeling with the Hack's Index, it is clear that in M2 and M1 the watersheds the sediments yield is related to land use and only one sub-basin in watershed M2, the sediments yield is related to geomorphology.

Keywords:

experimental watershed; hydrosedimentology; land use; SWAT; Hack's Index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Relação entre <i>SDR</i> e <i>A</i> nos estudos de Walling (1983).....	18
Figura 2 – Ilustração do índice de gradiente do rio.....	34
Figura 3 – Localização das microbacias experimentais.....	38
Figura 4 – Bacia hidrográfica do Paraná e Bacia Alto Rio Negro.....	39
Figura 5 – Localização das microbacias experimentais no contexto de bacias hidrográficas.....	39
Figura 6 – Localização das microbacias experimentais nas Bacias hidrográficas dos rios Bituva e Corredeiras.....	41
Figura 7 – Normais climatológicas da estação de Rio Negrinho durante 1990 a 2006 e erosividade da chuva.....	42
Figura 8 – Geologia das microbacias experimentais.....	44
Figura 9 – Pluviógrafo e a coleta dos dados.....	49
Figura 10 – Fluxograma metodológico.....	52
Figura 11 – Localização das estações hidrossedimentológicas e meteorológicas.....	53
Figura 12 – Fluxograma do modelo SWAT.....	75
Figura 13 – Classes texturais do solo.....	79
Figura 14 – Vista superior da calha Parshall.....	86
Figura 15 - Sistema vertedor-calha Parshall: (a) desenho frontal do vertedor; e (b) perfil longitudinal da calha Parshall.....	87
Figura 16 – Sistema vertedor - calha Parshall.....	88
Figura 17 – Aferição do nível de água registrado no sensor de nível.....	88
Figura 18 – Curva-chave da microbacia M2.....	89
Figura 19 – Curva-chave da microbacia M1.....	90
Figura 20 – Curva-chave da microbacia A: (a) relação exponencial; e (b) relação potencial.....	91
Figura 21 – Usos e cobertura do solo nas microbacias experimentais: (a) microbacias de vegetação nativa; e (b) microbacias de reflorestamento de pinus.....	94
Figura 22 – Usos e cobertura do solo nas microbacias experimentais M1 e A.....	95
Figura 23 – Usos e cobertura do solo na microbacia experimental M2.....	95
Figura 24 – Tipos de solo nas microbacias experimentais: a) em Mafra; e b) em Rio Negrinho.....	97
Figura 25 - Média mensal de janeiro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	108
Figura 26 – Média mensal de fevereiro de 2007 na microbacia M2: (a) Produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	109
Figura 27 – Média mensal de março de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	110

Figura 28 – Média mensal de abril de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	111
Figura 29 – Média mensal de maio de 2007 na micobacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	112
Figura 30 – Média mensal de junho de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	113
Figura 31 – Média mensal de julho de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	114
Figura 32 – Média mensal de agosto de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	115
Figura 33 – Média mensal de setembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	116
Figura 34 – Média mensal de outubro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	117
Figura 35 – Média mensal de novembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	118
Figura 36 – Média mensal de dezembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	119
Figura 37 – Fator topográfico da microbacia M2.....	120
Figura 38 – Média mensal de janeiro de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	121
Figura 39 – Média mensal de fevereiro de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	122
Figura 40 – Média mensal de março de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	123
Figura 41 – Média mensal de abril de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	124
Figura 42 – Média mensal de maio de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.....	125
Figura 43 – Fator topográfico da microbacia M1.....	126
Figura 44 – Valores dos pares <i>SDR</i> e área das microbacias experimentais.....	127
Figura 45 – Anomalias encontradas na microbacia M2.....	130
Figura 46 – Anomalias encontradas na microbacia M1.....	131
Figura 47 – Características geomorfológicas da microbacia M2: (a) curva hipsométrica; (b) perfil longitudinal do rio principal; e (c) relação entre o $RDE_{segmento}/RDE_{total}$ do rio.....	132
Figura 48 – Características geomorfológicas da microbacia M1: (a) curva hipsométrica; (b) perfil longitudinal do rio principal; e (c) relação entre o $RDE_{segmento}/RDE_{total}$ do rio.....	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação entre a área (km ²) e a taxa de transferência de sedimento (%).....	17
Tabela 2 – Resultados sobre a alteração da cobertura vegetal em quatro países com variadas condições fisiográficas.....	24
Tabela 3 – Modelos utilizados na hidrossedimentologia.....	29
Tabela 4 – Aperfeiçoamento do modelo SWAT no decorrer dos anos.....	31
Tabela 5 – Pesquisa bibliográfica dos diversos autores que fizeram o estudo do SWAT.....	32
Tabela 6 – Características dos grupos hidrológicos.....	59
Tabela 7 – Valores de <i>P</i> para determinada declividade do solo (%).....	71
Tabela 8 – Termos gerais da textura do solo em relação às classes texturais.....	78
Tabela 9 – Classificação textural e capacidade de água no solo.....	79
Tabela 10 – Relação entre textura, estrutura e condutividade hidráulica.....	80
Tabela 11 – Funções objetivas utilizadas para analisar o desempenho.....	82
Tabela 12 - Modelos de regressão, coeficiente de determinação e de correlação e nível de significância.....	92
Tabela 13 – Variação de altitude, declividade do rio e tempo de concentração das microbacias experimentais.....	93
Tabela 14 – Valores do fator <i>C</i> do USLE adotados de acordo com os usos e cobertura do solo.....	96
Tabela 15 – Tipos de solo na área de estudo e seu símbolo.....	96
Tabela 16 – Porcentagem das partículas do solo, classificação das classes hidrológica e textural, estrutura e erodibilidade do solo de acordo com o tipo de solo em cada microbacia experimental.....	99
Tabela 17 – Período utilizado na calibração e validação.....	99
Tabela 18 – Valores das variáveis utilizadas na calibração manual e automática para as microbacias N1, N2, P1 e P2.....	101
Tabela 19 – Valores das variáveis utilizadas na calibração manual e automática para as microbacias A, M1 e M2.....	102
Tabela 20 – Funções objetivas, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da calibração manual.....	103
Tabela 21 – Funções objetivas, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da calibração automática.....	103
Tabela 22 – Funções objetivas, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da validação manual.....	105
Tabela 23 – Funções objetivas, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da validação automática.....	105
Tabela 24 – Produção média anual de água e sedimentos e a porcentagem da taxa de transferência de sedimentos nas microbacias experimentais.....	127

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. OBJETIVO GERAL.....	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. JUSTIFICATIVA	4
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
4.1. MICROBACIA EXPERIMENTAL.....	6
4.2. PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS.....	10
4.2.1 <i>Monitoramento ambiental</i>	13
4.2.2 <i>Taxa de transferência de sedimento</i>	15
4.3. INFLUÊNCIAS DOS USOS DO SOLO NOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS ..	19
4.4. MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA	25
4.4.1 <i>Modelo Soil and Water Assessment Tool – SWAT</i>	30
4.5 ÍNDICE DE HACK	33
5. MATERIAIS E MÉTODOS	37
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	37
5.1.1 <i>Localização geográfica</i>	37
5.1.2 <i>Clima</i>	41
5.1.3 <i>Geologia e geomorfologia</i>	43
5.1.4 <i>Solos</i>	45
5.1.5 <i>Usos e cobertura vegetal</i>	46
5.2 MATERIAIS	48
5.3 MÉTODOS.....	51
5.3.1 <i>Calibração e validação do modelo SWAT</i>	53
5.3.1.1 <i>Monitoramento ambiental</i>	53
5.3.1.2 <i>Aplicação do modelo SWAT</i>	56
5.3.2 <i>Avaliação espacial dos processos hidrossedimentológicos</i>	85
5.3.3 <i>Aplicação do índice de Hack</i>	85
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	86
6.1 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO SWAT	86
6.1.1 <i>Monitoramento ambiental</i>	86
6.1.2 <i>Aplicação do modelo SWAT</i>	93
6.2 AVALIAÇÃO ESPACIAL DOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS.....	107
6.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE HACK	130
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	135
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	138
APÊNDICES	147

1. INTRODUÇÃO

A hidrossedimentologia tem grande importância mundial devido à complexidade dos fenômenos envolvidos no ciclo da água e dos sedimentos. A produção de sedimentos causa diversos problemas, dos quais se pode citar perda de solo na agricultura, assoreamento de corpos d'água, influência no tratamento de água para abastecimento e modificação no ambiente fluvial. Portanto, o conhecimento da produção de água e sedimentos em uma bacia hidrográfica é determinante para alcançar o manejo da água e do solo.

No Brasil, as primeiras investigações com a hidrossedimentologia começam em 1950 com a finalidade de prever o assoreamento em reservatórios. Com os anos, esta ciência recebe importância nas regiões mais habitadas do centro e do sul devido à interferência antrópica com o mau uso do solo que acarreta consequências como erosão, transporte de sedimento nos cursos d'água, depósitos em locais indesejáveis e assoreamento dos rios, lagos e reservatórios (CARVALHO, 1994).

As transformações no ambiente natural contribuem para a modificação do ciclo hidrossedimentológico na bacia hidrográfica como a alteração do hidrograma, da evapotranspiração e da taxa de erosão. Além de comprometer a qualidade da água no solo e no rio.

O conhecimento da produção de água e de sedimentos é de fundamental importância para estudos na bacia hidrográfica, por isso a modelagem auxilia neste entendimento. Neste contexto, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi desenvolvido no início da década de 90 pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) (ARNOLD et al., 1998; NEISTCH et al., 2005).

A finalidade deste modelo é auxiliar os gestores de recursos hídricos na avaliação de impactos de práticas de manejo do solo em relação à água, ao sedimento e ao agrotóxico em bacias hidrográficas complexas não instrumentadas. Este modelo permite simular espacialmente uma

bacia hidrográfica com mosaico complexo, com diversos usos e coberturas do solo e tipos de solo, e possibilita a análise de cenários alternativos de manejos.

Na construção do conhecimento de práticas de manejo sustentável, o Laboratório de Hidrologia (LabHidro) pertencente a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a empresa Battistella Florestal iniciaram o Projeto Hidrologia Florestal nas cidades de Rio Negrinho e Mafra, no qual o presente trabalho é parte integrante.

A partir das características da bacia e a obtenção de séries temporais é possível conhecer os parâmetros envolvidos no ciclo hidrossedimentológico, por isso estudos ambientais por meio de monitoramento e modelagem em bacias florestais é importante na compreensão destes fenômenos.

O presente trabalho pretendeu estudar a produção de água e sedimentos em sete microbacias experimentais com o modelo SWAT com a finalidade de conhecer a relação entre os usos e cobertura do solo, as características geomorfológicas e os processos hidrossedimentológicos.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar a produção de água e sedimentos em microbacias hidrográficas experimentais na região norte do estado de Santa Catarina com o modelo SWAT.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Calibrar e validar o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*);
2. Avaliar espacialmente os processos hidrossedimentológicos;
3. Aplicar o índice de Hack.

3. JUSTIFICATIVA

A água é um dos principais elementos do sistema ambiental, essencial à existência humana e grande modeladora das paisagens. Os processos de desagregação das rochas e o transporte de sedimentos pela água são influenciados por atividades bióticas e antrópicas que podem aumentar ou diminuir a quantidade desses processos e dos sedimentos na água. O uso do solo interfere de forma direta ou indireta nas relações de equilíbrio ambiental, por isso é justificada a importância de análise dos processos hidrossedimentológicos.

O monitoramento ambiental obtém informações sobre as variáveis ambientais e a modelagem matemática representa a realidade. Estas são ferramentas importantes na identificação de problemas e no planejamento racional da exploração dos recursos naturais da região. Portanto, auxiliam a alcançar o manejo sustentável da bacia hidrográfica.

A modelagem matemática, especificamente o SWAT, foi adotada neste trabalho por ser uma ferramenta útil para estimar a produção de água e sedimentos em diversas sub-bacias da bacia hidrográfica.

Estes dados permitem identificar espacialmente as sub-bacias que estão em um nível crítico de produção de água e sedimentos. Para atingir este objetivo é necessário obter dados confiáveis dos parâmetros hidrológicos, por isso, tem-se a necessidade do monitoramento. A partir dos dados de vazão de um período de tempo, é possível calibrar o modelo e obter estimativas de produção de água e sedimentos para uma bacia complexa. Neste contexto, consegue-se obter um diagnóstico das condições hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica.

Em relação ao aspecto jurídico, o presente trabalho se enquadra nas Leis nº 6.938 e nº 9.433. A primeira, de 31 de agosto de 1981, apresenta como princípio, mencionado no art. 2º, a manutenção do equilíbrio ecológico, a racionalização do uso do solo e dos recursos naturais, o planejamento do uso dos recursos naturais e a proteção dos ecossistemas. No art. 4º dispõe o objetivo da Política Nacional do Meio Ambiente que consiste em estabelecer normas relativas

ao uso e manejo de recursos ambientais e preservar e restaurar os recursos ambientais com vistas à sua utilização racional e disponibilidade permanente, concorrendo para a manutenção do equilíbrio ecológico propício à vida (BRASIL, 1981).

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, tem como um dos objetivos mencionados no art. 2º a utilização racional e integrada dos recursos hídricos com vistas ao desenvolvimento sustentável e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. O art. 3º dispõe sobre as diretrizes para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, dentre outras, menciona a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo (BRASIL, 1997).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos é um instrumento desta lei. Este plano tem como objetivo assegurar às atuais e futuras gerações a disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos com base no manejo integrado dos recursos hídricos, para isso é seu dever estabelecer diretrizes, programas e metas (MMA, 2006a).

No contexto social, a intervenção humana nas áreas rurais como as atividades agroflorestais em áreas com grande declividade e o desmatamento de encostas e margens de rios causa a redução da taxa de infiltração da água e, conseqüentemente, o aumento do escoamento. Esses fatores favorecem os processos de erosão do solo, que desestabilizam encostas e conferem maior carga sedimentar ao fluxo de água no curso d'água (KOBAYAMA et al., 2007). O conhecimento da dinâmica de sedimentos beneficia a sociedade, este benefício é alcançado pela aplicação de técnicas de controle da erosão que contribuem para a diminuição da perda do solo.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica foi organizada de acordo com as palavras-chave.

4.1. MICROBACIA EXPERIMENTAL

A microbacia experimental é uma bacia hidrográfica de pequena dimensão que possui monitoramento contínuo, de no mínimo, da precipitação e vazão.

A bacia hidrográfica é uma área definida topograficamente e fechada num ponto do curso de água, denominado exutório, onde toda a vazão afluyente é descarregada. A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde ocorrem os processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos. Neste sistema ocorre o balanço hídrico que possui como entrada o volume de água precipitado e a saída o volume de água escoado pelo exutório e as perdas intermediárias como os volumes evaporados, transpirados e infiltrados profundamente (GARCEZ e ALVAREZ, 1988; TUCCI, 2004). Na bacia hidrográfica ocorrem, simultaneamente, os processos hidrológicos, sedimentológicos e biológicos.

O fluxo de matérias do solo, da água e dos nutrientes e suas interações são coordenados dentro dos contornos da bacia hidrográfica em uma dinâmica estabelecida pelo comportamento da água. Esta dinâmica é uma representação da unidade ecossistêmica da paisagem, por isso a bacia hidrográfica é a unidade ideal para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos (HEWLETT, 1982; LIMA, 1997; KOBAYAMA, 1999).

Em relação ao conceito de microbacia hidrográfica, Ponce (1989) considerou algumas características como a distribuição da precipitação, o tempo de concentração, o escoamento superficial e os processos de armazenamento nos rios.

No contexto hidrológico, a bacia hidrográfica pode ser considerada pequena se apresentar algumas ou todas as características descritas por Ponce (1989):

- (i) A precipitação pode ser considerada como uniformemente distribuída no tempo e no espaço, sobre toda bacia;
- (ii) A duração das tormentas geralmente excede o tempo de concentração da bacia;
- (iii) O escoamento superficial ocorre principalmente nas vertentes;
- (iv) Os processos de armazenamento nos cursos d'água são pouco importantes.

A microbacia hidrográfica é dificilmente definida por um limite máximo devido à variabilidade natural da declividade e dos usos e coberturas do solo, portanto, não existe um valor universalmente aplicável. Na prática, o tempo de concentração e a área da bacia têm sido utilizados para definir o limite máximo de uma microbacia hidrográfica. Alguns autores sugerem que a bacia com tempo de concentração igual ou menor de uma hora pode ser denominada microbacia. Para outros, a bacia com área menor que $2,5 \text{ km}^2$ é considerada pequena. Invariavelmente, qualquer um destes limites pode ser adotado (PONCE, 1989).

As bacias experimentais são bacias instrumentalizadas que possuem monitoramento contínuo, de no mínimo, das variáveis precipitação e vazão, nestas bacias são realizadas estudos detalhados para conhecer os processos do ciclo hidrológico.

Segundo Toebe e Ouryvaev (1970), as bacias experimentais são estabelecidas pela relativa homogeneidade em relação ao solo e à vegetação e por apresentar características físicas uniformes. Nas bacias experimentais algumas características naturais são alteradas para estudar o efeito destas modificações no comportamento hidrológico do sistema. Estas bacias possuem normalmente um tamanho restrito de no máximo 4 km^2 devido ao custo de adquirir ou arrendar uma área para realizar as alterações necessárias para o estudo.

Os objetivos da bacia experimental são conhecer, prever e realizar pesquisa básica sobre os efeitos das alterações dos usos do solo nos processos hidrológicos.

As bacias experimentais são geralmente estabelecidas com objetivos de (TOEBES e OURYVAEV, 1970):

- (i) Estudar os efeitos de mudanças culturais nos processos hidrológicos, tais como desmatamento e/ou modificação no uso do solo – envolve uma mudança antrópica de uma ou

mais características da bacia, e inclui qualquer alteração no uso do solo como o desmatamento e/ou o manejo do solo e as influências sobre os recursos hídricos;

(ii) Prever os processos hidrológicos – as bacias experimentais configuram um excelente laboratório para validar, testar e calibrar modelos hidrológicos;

(iii) Realizar pesquisa básica – estudos detalhados de processo físicos, químicos e/ou biológicos dentro do ciclo hidrológico.

Faz aproximadamente um século que a bacia experimental tem sido utilizada para compreender os processos hidrológicos.

A primeira bacia hidrográfica considerada unidade experimental foi implantada em 1909 no Colorado nos Estados Unidos da América com a finalidade de conhecer a influência da floresta no suprimento de água. A bacia experimental tem contribuído consideravelmente para o entendimento do ciclo hidrológico e seus efeitos sobre o uso do solo (HEWLETT, LULL e REINHART, 1969).

Desde então, a bacia experimental tem sido utilizada como um método para: (i) avaliar as influências dos usos e coberturas do solo na evolução dos recursos hídricos (KELLY e GLYMPH, 1965; ARCOVA, LIMA e CICCIO, 1998; CEBALLOS e SCHNABEL, 1998; OKI, 2002; GARCÍA-RUIZ et al., 2005; LANA-RENAULT e REGÜES, 2007), da produção de sedimentos (ERSKINE, MAHMOUDZADEH e MYERS, 2002; JEN et al., 2005), e do balanço de sedimentos (WALLING et al., 2002); (ii) entender os fatores que controlam a geração de vazão e os processos de transporte de sedimentos (WILLIAMS, 1989; SEEGER et al., 2004; BANASIK, BARSZCZ e HEJDUK, 2006), e (iii) obter informações detalhadas de diferentes parâmetros para a modelagem hidrológica (WILLIAMS, 1977; SUN e CORNISH, 2005).

A bacia experimental é essencial para o conhecimento dos processos hidrológicos, pois com os resultados obtidos é possível diagnosticar a bacia hidrográfica, isto permite estabelecer técnicas de controle de erosão e manutenção dos recursos hídricos.

A partir do monitoramento em bacias experimentais é possível estabelecer práticas adequadas para as diferentes atividades visando à manutenção da qualidade dos recursos hídricos (CÂMARA, 2004). O importante aspecto no estudo em uma bacia experimental é que

qualquer modificação é precedida pelo período de pré-calibração (TOEBES e OURYVAEV, 1970).

A partir dos resultados experimentais, as práticas são estabelecidas em condições onde seria possível quantificar os impactos e os efeitos de medidas mitigadoras. Partindo deste pressuposto, a microbacia hidrográfica, como unidade geomorfológica natural, é a área experimental adequada para a quantificação de possíveis impactos, destacando-se neste caso, os impactos da atividade florestal (CÂMARA, 2004). Este conhecimento auxilia no planejamento e manejo dos recursos naturais visando o desenvolvimento sustentável.

O monitoramento que tem como finalidade conhecer os efeitos das alterações dos usos do solo sobre os processos hidrológicos deve ser realizado em bacias hidrográficas localizadas no mesmo contexto hidrológico, pedológico, geológico e botânico.

Simplesmente comparar o escoamento total para as áreas de bacias hidrográficas com diferentes características pode conduzir a conclusões errôneas devido às diversas possibilidades do escoamento nas bacias, ao efeito da vegetação na vazão e à variabilidade espacial e temporal da precipitação (BRUIJNZEEL, 1990).

Por isso, para minimizar os erros, as pesquisas que tem como finalidade conhecer a relação entre os usos e cobertura do solo e a produção de água e sedimentos em bacias experimentais são geralmente realizadas em estudos de comparações e, portanto, algumas vezes estas bacias são operadas em grupos de duas ou mais bacias, sendo este método denominado bacias pareadas (TOEBES e OURYVAEV, 1970; FUKUSHIMA, 2006).

Este método consiste em comparar hidrológicamente duas ou mais bacias de características similares em relação ao tamanho, geologia, declividade e vegetação e, preferencialmente, situadas próximas umas das outras. Nesta técnica, uma bacia é submetida à alteração do uso do solo, denominada experimental, enquanto a outra é mantida preservada, denominada controle (TOEBES e OURYVAEV, 1970; BRUIJNZEEL, 1990; McCULLOCH e ROBINSON, 1993).

Portanto, a bacia experimental é uma prática consolidada na qual a informação obtida auxilia na implantação de técnicas para o manejo sustentável dos recursos naturais.

4.2. PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS

Os processos hidrossedimentológicos são resultados da interação entre os processos hidrológicos e sedimentológicos. A água é um dos principais agentes causadores do desprendimento de partículas de rochas e solos, estas irão percorrer a encosta da bacia até atingir os cursos d'água e, finalmente, alcançar o exutório e irão contribuir para a produção de sedimentos da bacia.

A erosão é o fenômeno da desagregação, destacamento e mobilização das partículas de solo. A erosão pode ocorrer devido aos agentes ativos, principalmente a água e o vento, e passivos, destacam-se a topografia, o tipo de solo e a cobertura vegetal. A erosão ocorre em três etapas, sendo a primeira a desagregação, posteriormente, o transporte e, finalmente, a sedimentação das partículas. A erosão pode ser geomorfológica, que ocorre em um processo natural, ou acelerada, que é provocada pela intervenção humana (CARVALHO, 1994).

A erosão geralmente ocorre em regiões de relevo declivoso, e sua deposição acontece em regiões de relevo plano como, por exemplo, depressões e vales próximos a sua origem, lagos naturais ou artificiais, planícies de inundação e dentro dos cursos d'água (GLYMPH, 1954).

A erosão pode ocorrer devido à água, ao vento, à declividade da encosta e às correntes dos cursos d'água. Segundo Carvalho (1994), existe quatro tipos de erosão que pode se processar: (i) erosão hídrica superficial, causada pelo escoamento superficial; (ii) erosão eólica, provocada pelo vento; (iii) remoção em massa, provocada pela gravidade e de saturação de água; (iv) erosão fluvial, ocasionada pela ação das correntes dos rios; e (v) erosão por preparo, gerada pela mobilização de sedimentos devido ao cultivo do solo. No presente trabalho foi analisado a erosão hídrica.

Os processos de erosão hídrica estão relacionados com os caminhos que a água percorre em seu curso pela cobertura vegetal e seu movimento sobre a superfície do solo. A erosão hídrica inicia-se no ciclo hidrológico, pois o impacto das gotas da precipitação que atinge o solo diretamente ou pelo gotejo das folhas causa a desagregação das partículas do solo, esta ação é denominada salpicamento. Uma fração da água que alcança o solo irá infiltrar até atingir a saturação, neste momento, o excesso se desloca lateralmente pelo interior do solo no sentido

da inclinação, como fluxo subsuperficial, ou contribui para o deflúvio superficial provocando erosão hídrica superficial (CARVALHO, 1994; COOPER, 2008).

A erosão hídrica ocorre quando há ruptura do equilíbrio natural existente no solo. Conforme Pereira et al. (2003), as forças advindas de fatores climáticos, como a chuva e o vento, são suficientes para alterar esse sistema. Estas forças associadas a outros fatores relativos às condições do terreno sobre o qual a chuva incide determinam a intensidade do processo erosivo.

A erosão causa impacto no local de ocorrência ou em outras localidades. De acordo com Vente et al. (2008), o impacto local está relacionado à perda de solo no campo, ao rompimento da estrutura do solo, e ao declínio da matéria orgânica e dos nutrientes, conseqüentemente, ocorre o declínio da fertilidade. Os impactos em outras localidades incluem os problemas de sedimentação nos canais dos rios, aumento do risco de inundação e redução da vida útil dos reservatórios.

Os sedimentos em suspensão gerados na erosão causam malefícios, como a degradação da qualidade de água, e benefícios, pois após a renovação de sedimentos que juntamente transportam nutrientes auxiliam a fertilizar o solo.

O transporte de sedimento pode causar, pelas partículas em suspensão, a degradação da qualidade de água para os usos humanos (consumo, atividade industrial e agrícola, além da recreação); além de impedir a penetração da luz e calor, reduzindo a atividade da fotossíntese necessária à salubridade dos corpos d'água e alterar a vida aquática. O sedimento do leito pode prejudicar a navegação ou elevar o nível de água provocando enchentes locais mais freqüentemente. No entanto, existe um efeito benéfico, os sedimentos carregam nutrientes, que fertilizam o solo e, dependendo da concentração de sedimentos, permite transportar microrganismos ou matéria orgânica que melhora a fauna fluvial, conforme Carvalho (1994).

Desde a década de 40, tem sido estudo os fatores que afetam a erosão. De acordo com Bruijnzeel (1990), em 1947, Musgrave¹ foi o pioneiro nestes estudos, com o avanço do

¹ MUSGRAVE, C. W. Quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. **J. Soil Wat. Conserv.** v.2, n.3, p.133-138, 1947.

interesse neste assunto conclui-se que os fatores clima, solo, topografia, cobertura, tipos de canais, escoamento superficial e manejo influenciam na erosão.

O clima irá afetar a erosão conforme o regime pluviométrico que pode variar com o tipo, ocorrência sazonal, intensidade e quantidade da chuva. O solo tem a sua participação em relação ao material constituinte, textura, quantidade de matéria orgânica e constituintes químicos que influenciarão a capacidade de infiltração de água no solo e a resistência do solo à ação erosiva da chuva (GLYMPH, 1954; WILLIAMS, 1989; PEREIRA et al., 2003).

A topografia interfere no processo erosivo devido ao tamanho, forma e densidade de drenagem da bacia, comprimento e declividade e forma da encosta e distância percorrida pelo escoamento superficial. A cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica pode ser permanente ou não, em ambos os casos, haverá influência devido às características da vegetação ou do cultivo e do seu crescimento, idade, densidade, rugosidade superficial e porcentagem de cobertura do solo existente na época da ocorrência da chuva (GLYMPH, 1954; PEREIRA et al., 2003).

Os tipos de canais de drenagem são caracterizados devido à forma e tamanho da seção transversal e à declividade e erodibilidade do fundo. O escoamento superficial interfere devido a velocidade, duração e quantidade. Por fim, as práticas de manejo do solo e da cobertura e as práticas de conservação e medidas de tratamento em bacias hidrográficas são determinantes no controle da erosão (GLYMPH, 1954; WILLIAMS, 1989).

Existem estudos que indicaram o aumento da produção de sedimentos e outros que apresentaram a redução da produção de sedimentos com a modificação dos usos do solo. Esta discrepância pode refletir a importância de conhecer os processos de transferência de sedimentos em amenizar o aumento da mobilização de sedimentos a jusante (WALLING, 1983), de forma que muita adição de sedimentos mobilizados dentro da bacia pode ser armazenada dentro do sistema, em depressões do relevo e em pequenos rios tributários, em planícies de inundação do curso d'água principal, e não alcançará o exutório da bacia (WALLING, 1999).

O conhecimento das mudanças da produção de sedimentos é importante para o estudo das taxas de desenvolvimento do relevo, das entradas terrestres para os oceanos e para o balanço

dos elementos globais, mas tais mudanças pode também ter implicação ambiental, econômico e social relacionado à degradação do solo e a redução da produtividade agrícola, aumentando as taxas de sedimentação de reservatórios, a destruição dos ambientes aquáticos, o manejo dos rios e seus efeitos adversos na qualidade da água nos rios (BRAUNE e LOOSER, 1989).

Portanto, o conhecimento da dinâmica e da qualidade da água e do sedimento transportado é de fundamental importância para estudos na bacia hidrográfica, projetos de obras hidráulicas e estudos ambientais. Qualquer manejo dos recursos naturais necessita de avaliação precisa em relação aos aspectos sedimentológicos para alcançar o desenvolvimento sustentável. A compreensão da dinâmica da produção de sedimentos é alcançada pela coleta de informações hidrossedimentológicas obtidas pelo monitoramento e pela determinação da taxa de transferência de sedimentos.

4.2.1 Monitoramento ambiental

O monitoramento ambiental é a aquisição contínua de dados ambientais num determinado intervalo de tempo. A partir do monitoramento, as séries temporais são obtidas e permitem conhecer o comportamento dos parâmetros hidrológicos e a descarga de sedimentos de uma bacia hidrográfica.

O estudo dos processos hidrossedimentológicos envolve o monitoramento dos parâmetros precipitação, vazão e concentração de sedimentos em suspensão. O intervalo de tempo entre os dados medidos está relacionado com o tamanho e as características físicas, que influenciam na determinação do tempo de concentração da bacia.

A vazão pode ser determinada pela curva-chave para médias e grandes vazões, por dispositivo hidráulico como calha Parshall e vertedor recomendado para pequenas vazões e por equações hidráulicas como Fórmula de Manning, estas são aplicadas quando as condições forem satisfeitas. A concentração de sedimentos em suspensão pode ser determinada por coleta de amostras representativas ou equações que calculam a descarga sólida em suspensão.

A curva-chave relaciona a vazão com o nível d'água por isso é necessário a medição de velocidades em níveis d'água baixos e altos. A concentração de sedimentos em suspensão é influenciada pela vazão decorrente à precipitação, assim a coleta de amostras deve ser

realizada em períodos chuvosos e secos, sendo que em períodos chuvosos a frequência da coleta deve ser maior.

A respeito do comportamento dos processos hidrossedimentológicos, autores analisaram a relação entre o escoamento e a concentração de sedimento em suspensão e concluíram que há diferenças sazonais e de evento para evento e ocorre maior produção de sedimentos nas fortes precipitações.

As concentrações de sedimento e as vazões são influenciadas pela intensidade das precipitações e por sua distribuição; pela taxa de escoamento superficial; pelas distâncias percorridas; pelo armazenamento/mobilização dos sedimentos disponíveis e pela taxa de sedimentação (WILLIAMS, 1989).

Steege et al. (2000) obtiveram consideráveis diferenças sazonais para a relação entre a vazão do rio e a concentração de sedimento em suspensão para uma pequena bacia hidrográfica agrícola. De acordo com Williams (1989), o estudo e a compreensão de como variam as concentrações de sedimento com relação à variação das vazões de um curso d'água possibilitam esboçar seu regime hidrossedimentológico.

Zabaleta et al. (2007) mostraram a variabilidade na produção de sedimentos em suspensão em uma bacia hidrográfica de evento para evento, e associaram esta variação a diferentes caminhos em proporção aos fatores físicos e antropogênicos que controlam a produção e o transporte de sedimentos que interagem em cada evento. De acordo com Bruijnzeel (1990) e Carvalho (1994), 70% a 90% de todo o sedimento transportado pelos cursos d'água ocorrem no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

Portanto, a precipitação determina a vazão e a descarga de sedimentos em suspensão, como a precipitação é um processo estocástico é necessário a utilização de aparelhos que registrem estes parâmetros em curtos intervalos de modo que os eventos de diversas características possam ser analisados.

Devido esta necessidade foi desenvolvida a automatização de aquisição destes parâmetros. Atualmente, com os recursos tecnológicos, os parâmetros precipitação, vazão e concentração

de sedimentos em suspensão são monitoradas automaticamente em intervalos constantes através de medidores de volume de chuva, sensores de nível e turbidez, respectivamente, que armazenam os dados coletados em um *data logger*.

A precipitação pode ser registrada facilmente pelo pluviógrafo. No entanto, a vazão e a concentração de sedimentos requerem maiores esforços, pois, se a curva-chave for adotada, a vazão é determinada pela medição das velocidades e da área da seção transversal e a concentração de sedimentos em suspensão é determinada pela coleta de amostras representativas. Portanto, as velocidades, a área e as amostras precisam ser determinadas durante os diversos eventos que ocorrem na bacia.

Por isso, segundo Minella (2007), o monitoramento de alta frequência está relacionado às dificuldades logísticas e ao custo de coleta e da análise da concentração de sedimentos. Outra dificuldade relacionada à determinação da concentração de sedimentos em suspensão está em realizar a análise da concentração de sedimentos em suspensão logo após a coleta e o intervalo de tempo entre a coleta e a análise deve ser o mesmo para todas as amostras.

Devido às dificuldades expostas, a coleta de amostra em rios para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão deve ocorrer quatro vezes ao ano, no mínimo, e devem incluir estágios de alta e baixa vazão. Numa condição ótima, a coleta deve ser realizada semanalmente (MÄKELÄ e MEYBECK, 1996).

Carvalho (1994) recomenda que a medição *in situ* deve ser realizada a partir de medidas em vários pontos para se obter amostras representativas. Por isso, além da frequência, também deve ser adotado uma técnica de amostragem que seja uniforme e representativa na seção transversal do curso d'água.

4.2.2 Taxa de transferência de sedimento

O sedimento gerado em toda a bacia hidrográfica será depositado ou transportado até o exutório, para a compreensão destas partes foi estabelecida uma relação entre a produção de sedimentos e a erosão total na bacia, esta relação é denominada taxa de transferência de sedimentos.

A taxa de transferência de sedimento (*Sediment Delivery Ratio - SDR*) é uma porcentagem que relaciona a produção de sedimento no ponto específico de medição na bacia hidrográfica e a erosão total que ocorre a montante do ponto estabelecido (ROEHL, 1962; GLYMPH, 1954). Para Chow (1964), a taxa de transferência de sedimento é a razão entre a quantidade de sedimentos transportados em uma determinada seção e o total de solo erodido na bacia de contribuição da seção de medição.

A produção de sedimentos é definida como o sedimento total que passa pelo exutório da bacia hidrográfica. A produção de sedimentos é função da quantidade de erosão total dentro da bacia e a eficiência do sistema de drenagem em transportar os materiais erodidos para fora da bacia (GLYMPH, 1954; CHOW, 1964). O sedimento gerado no relevo declivoso será depositado na vertente e cabe o sistema de drenagem redistribuir o sedimento armazenado.

Em outras palavras, uma parte do sedimento erodido dentro da bacia de drenagem encontrará seu caminho no exutório e será representado como produção de sedimento. Outra parte do sedimento erodido poderá ser depositado e armazenado, temporariamente ou permanentemente, nas encostas ou nos próprios canais (WALLING, 1983).

A produção de sedimentos é influenciada também pela cobertura vegetal. Segundo Mishra et al. (2006), a vegetação dissipa a energia da precipitação, aumenta a porosidade pelo sistema de raiz e reduz a umidade do solo devido à evapotranspiração. Portanto, a produção de sedimentos varia de bacia para bacia conforme a combinação de diversos fatores.

Além da cobertura vegetal, outros fatores estão relacionados à produção de sedimentos. A magnitude da taxa de transferência de sedimento para uma bacia será influenciada pelos fatores geomorfológicos, ambientais e hidrológicos. O primeiro representa extensão e localização das fontes de sedimento, relevo e características da declividade, padrão de drenagem e condições dos canais. O segundo refere-se à cobertura vegetal, aos usos do solo e à textura do solo. Finalmente, a precipitação é o principal fator hidrológico (WALLING, 1983).

A taxa de transferência de sedimento (*SDR*) é uma taxa adimensional e pode ser expressa matematicamente (Equação (1)) pela relação entre a produção de sedimento no exutório (*Sed*) (t/mês) e a erosão bruta na bacia (*Sed_{total}*) (t/mês) (CHOW, 1964).

$$SDR = \frac{Sed}{Sed_{total}} \quad (1)$$

A taxa de transferência atua como um parâmetro escalar, que varia de 0 a 1. Diversos autores estudaram a relação entre o *SDR* e a área e concluíram que quando a área aumenta, o *SDR* diminui. O *SDR* funciona como um indicador, pois segundo Walling (1999) um baixo valor da *SDR* indica que a bacia possui bom sistema de retenção de sedimentos.

No estudo realizado por Glymph (1954), sobre os valores de erosão e produção de sedimentos, foi concluído que as taxas de erosão na bacia não são numericamente iguais às taxas de produção de sedimentos. Com exceção de uma área muito pequena, as taxas de produção de sedimentos são menores que as taxas de erosão.

ASCE (1975)² citado por Robinson (1977) estudou a relação entre a área da bacia e a taxa de transferência de sedimento e concluiu que estas variáveis são inversamente proporcionais. Quanto menor a área, maior a taxa de transferência de sedimento como apresenta a Tabela 1.

Tabela 1 – Relação entre a área (km²) e a taxa de transferência de sedimento (%).

Área da bacia hidrográfica (km ²)	Taxa de transferência de sedimento (%)
0,1	53,0
0,5	39,0
1,0	35,0
5,0	27,0
10,0	24,0
50,0	15,0
100,0	13,0
500,0	8,5

Um método largamente utilizado para estimar o *SDR* é estabelecer uma relação empírica entre o *SDR* e a área da bacia (Equação 2).

$$SDR = j \cdot A^l \quad (2)$$

² ASCE (American Society of Civil Engineers). Sediment Engineering. Capítulo IV. Sediment sources and sediment yields: ASCE, 345 East 47th Street, Nova Iorque, 1975.

na qual A é a área da bacia (km^2), j e l são parâmetros empíricos (ROEHL, 1962; WALLING, 1983).

O expoente l contém informação física sobre os processos de transporte de sedimentos na bacia e está próximo da interligação dos processos precipitação – vazão. Regressões estatísticas baseado em monitoramento de sedimentos mostram que o expoente l varia, principalmente, de -0,01 a -0,25 (WALLING, 1983; LU, MORAN e PROSSER, 2006). Isto confirma o resultado do ASCE (1975)² que o *SDR* diminui com a área da bacia.

Na realidade, a taxa de transferência de sedimento não depende da área de drenagem. O *SDR* está intimamente relacionado com a topografia, clima, solo, cobertura vegetal e condições de usos do solo (LU, MORAN e PROSSER, 2006), conforme foi mencionado anteriormente por Walling (1983). A Figura 1 mostra a relação inversa entre o *SDR* e a área da bacia em quatro países.

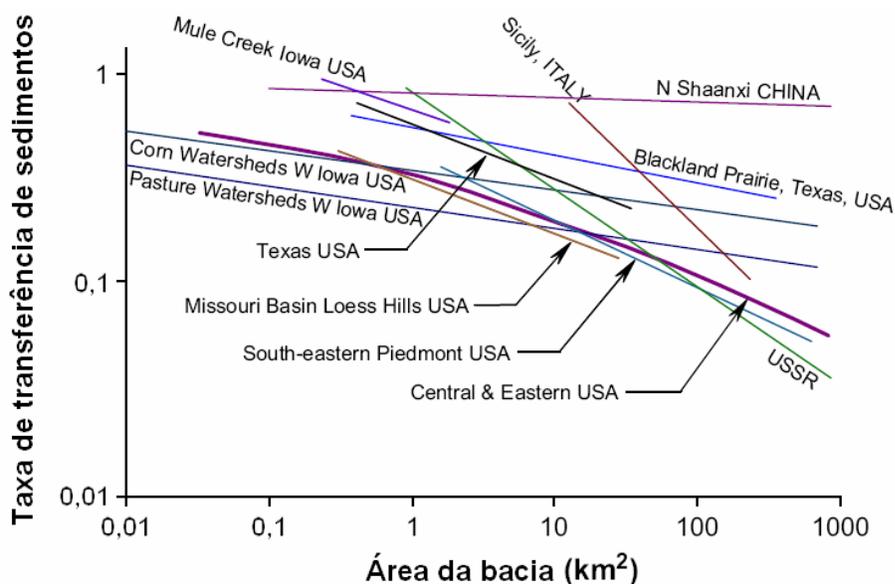


Figura 1 – Relação entre *SDR* e A nos estudos de Walling (1983) (LU, MORAN e PROSSER, 2006).

A *SDR* é uma forma simples de conhecer a dinâmica de sedimentos dentro da bacia e a sua interação com as características físicas. No entanto, a *SDR* apresenta limitações em seus resultados. Segundo Walling (1983), a limitação da aplicação da Equação (2) ocorre devido à complexidade dos processos de transferência de sedimentos e suas interações com as características da bacia. Ainda, o conceito da *SDR* envolve diversos problemas como a falta

de estudos empíricos dos processos, caminhos, deposições e constância temporal envolvidos nos processos de transferência, por isso estas relações devem ser estudadas.

Portanto, a taxa de transferência de sedimentos auxilia na aplicação de técnicas no manejo de bacias hidrográficas devido ao conhecimento da produção e do armazenamento de sedimentos, esta taxa deve ser aplicada cuidadosamente e, preferencialmente, com valores empíricos para que ocorra mínimo erro na estimativa e na relação encontrada.

4.3. INFLUÊNCIAS DOS USOS DO SOLO NOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS

A floresta regula o equilíbrio hidrossedimentológico por propiciar regularização dos cursos d'água, melhorar a qualidade da água no rio, amenizar a temperatura, fornecer mais umidade para o solo superficial e reter parte do sedimento erodido.

No contexto do ciclo hidrológico, a floresta possui função quantitativa e qualitativa. Segundo Kobiyama (1999), a função quantitativa está relacionada a nivelar a vazão do curso d'água ao longo do tempo, por conseguinte, a floresta evita um aumento brusco na vazão do rio durante a chuva e recarga-o lentamente durante o tempo seco, não deixando-o secar rapidamente. A vazão anual de uma área de floresta é menor que de uma área sem cobertura vegetal devido à transpiração e a interceptação. Além disso, a floresta melhora a qualidade da água, isto é resultado da presença de folhas, galhos e do solo, o qual possui diversos organismos. Dessa maneira, a floresta contribui tanto para o aumento da disponibilidade hídrica quanto para o aspecto qualitativo.

Para Bruijnzeel (1990), a regularização da produção de água é também influenciada pelo complexo formado entre solo florestal, profundidade das raízes e atuação de fornecer resíduo para o solo, estes fatores servem como uma esponja de absorção de água durante os períodos chuvosos e liberação de água durante o período seco.

A floresta ameniza a temperatura por possuir maior capacidade de absorver radiação solar. Segundo os autores Tucci e Clarke (1997) e Kobiyama (2000), a floresta absorve uma maior

quantidade de radiação solar do que outros tipos de cobertura vegetal, conseqüentemente, a floresta mitiga o clima, amenizando a temperatura e aumentando a umidade (TUCCI e CLARKE, 1997; KOBIYAMA, 2000).

Em seus estudos Bruijnzeel (1990) consegue quantificar numericamente a absorção da radiação solar pela floresta. A superfície líquida absorve a radiação solar na ordem de 93 a 95%, a superfície com floresta tropical é de cerca 88% e uma superfície de pasto ou uso agrícola está na ordem de 80 a 85%. Em conseqüência, a energia disponível para a evapotranspiração em florestas é maior. A absorção varia sazonalmente ao longo do ano devido à inclinação solar, da quantidade de nuvens e da latitude.

Outra função da floresta é fornecer umidade para as camadas superficiais do solo. As florestas tropicais podem retirar a umidade do solo em profundidades superiores a 3,6 m, enquanto que a vegetação rasteira como o pasto age sobre a superfície e podem alcançar 20 cm. Assim, as florestas apresentam menor variabilidade na umidade das camadas profundas do solo. De modo similar, a superfície desmatada possui maior flutuação da temperatura e elevada temperatura do solo, que resulta em um forte aumento na demanda da evaporação da atmosfera (TUCCI e CLARKE, 1997; BRUIJNZEEL, 1990).

No contexto hidrológico, outra influência da cobertura florestal é a interceptação. A interceptação da precipitação em florestas é maior. Assim, o volume evaporado da água interceptada tende a ser maior, isto favorece a diminuição do pico do hidrograma, conseqüentemente, reduz enchentes e aumenta a recarga para os rios, além de diminuir a erosão por salpicamento (TUCCI e CLARKE, 1997; KOBIYAMA, 2000).

Portanto, é de se esperar que em conversão de florestas tropicais para pastagens ou cultivos agrícolas exista diferença na partição da energia disponível entre o aumento de calor na camada superficial e a evaporação, existem outros fatores que auxiliam esta diferença como a profundidade das raízes e, conseqüentemente, na capacidade de explorar a umidade do solo durante o período seco. Se a mudança no uso do solo for efetuado sobre uma grande área poderá ocorrer modificações nos padrões de circulação local e regional do ar e, portanto, da precipitação. Contudo, se a floresta for substituída por um tipo de vegetação com características similares de irradiação e evaporação, o efeito na precipitação será muito menor (BRUIJNZEEL, 1990).

Além destas influências, a floresta atenua a poluição atmosférica por fornecer oxigênio e absorver o gás carbônico, previne contra ação do vento e ruídos, pode ser utilizada como recreação e educação, colabora na produção de biomassa e fornece de energia (KOBAYAMA, 2000).

A análise da relação entre alterações dos usos do solo e processos hidrossedimentológicos é necessário o monitoramento de bacias hidrográficas para avaliar o comportamento da dinâmica dos usos e cobertura do solo e a resposta dos dados de produção de água e sedimentos.

A avaliação da magnitude da relação entre os impactos das mudanças dos usos do solo e as atividades humanas é dificultada pela falta de séries históricas, a maioria das séries inicia-se há poucas décadas atrás (WALLING, 1996; 1999).

Hibbert (1967)³, citado por Bosch e Hewlett (1982), contribui com estes estudos pela avaliação do resultado de 39 bacias experimentais existentes no mundo, com o propósito de relacionar os usos do solo com os processos hidrológicos, e concluiu: (i) a redução da cobertura de floresta aumenta a vazão média, (ii) o estabelecimento de cobertura florestal em áreas de vegetação esparsa diminui a vazão média; (iii) a resposta à mudança é muito variável e, na maioria das vezes, não é possível prever.

Bosch e Hewlett (1982) atualizaram o estudo anterior adicionando dados de 55 bacias experimentais utilizadas para verificar a alteração da vazão média, totalizando 94 bacias. A área média dos experimentos foi de 80 ha, que variaram entre 1 ha e 2.500 ha. Os dados foram obtidos de bacias experimentais pareadas e de bacias isoladas, este abrangeu as bacias que não possuem o mesmo período hidrológico, ou foi observado o desmatamento e analisado o seu impacto, ou bacias grandes com experimentos pouco controlados.

Os resultados da análise de Bosch e Hewlett (1982), principalmente das bacias pareadas, foram: (1) confirmadas as duas primeiras conclusões de Hibbert, mas os elementos existentes permitem estimar somente a ordem de magnitude das alterações com base no tipo de

³ HIBBERT, A. R. Forest treatment effects on water yield. In: SOPPER, W. E.; LULL, H. W. (Ed.), **Int. Symp. For. Hydrol.**, Pergamon, Oxford, 1967.

vegetação e na precipitação, (2) não é possível detectar influência na vazão média quando o desmatamento é menor que 20%, (3) a retirada de cobertura de coníferas ou eucaliptos causa aumento de cerca de 40 mm na vazão anual, enquanto que a retirada da rasteira produz aumento de 25 e 10 mm na vazão média, para cada 10% de alteração de cobertura. Esses valores são aproximados e devem ser utilizados como indicadores.

Bruijnzeel (1990) atualizou o estudo de Bosch e Hewlett acrescentando os dados até a data de publicação e conclui que:

- (i) A execução cuidadosa da colheita terá pouca, se algum, efeito na vazão, enquanto o efeito aumenta com a quantidade de árvores removidas;
- (ii) O resultado de Bosch e Hewlett (1982) sobre a remoção da cobertura florestal natural pode resultar em um considerável aumento inicial na vazão (acima de 800 mm/ano), depende principalmente da quantidade de chuva que recebe depois do tratamento;
- (iii) Dependendo do padrão da chuva, existe bastante irregularidade na inclinação do aumento da vazão com o tempo associado com o estabelecimento da nova cobertura, nenhum dado tem sido publicado a respeito do número de anos necessários para o retorno da vazão no período do pré-corte nos casos de recrescimento natural, mais estudos são necessários para poder afirmar um determinado tempo;
- (iv) A vazão depois da maturidade da nova vegetação pode superar a vazão da cobertura original nos casos de conversão para culturas anuais, pastagens e plantações de chá, que retornam para níveis originais;
- (v) A queima do campo de pastagem pode aumentar a vazão, principalmente, devido ao aumento da vazão de tormenta, ou diminuir a vazão devido ao aumento da absorção da água causado pela renovação da biomassa sobre a superfície que ocorre com a queima anual, contudo, mais investigação é necessária.

Portanto, o desmatamento de florestas naturais produz aumento da vazão média na bacia hidrográfica e o aumento do escoamento é ainda maior se o desmatamento for realizado com tratores e se no uso posterior do solo é utilizada mecanização. Isto ocorre porque aumenta a compactação da camada superficial do solo e diminui a infiltração da água da chuva (TUCCI e CLARKE, 1997).

As alterações nos usos do solo interferem tanto no ciclo hidrológico quanto no sedimentológico. De acordo com Walling (1996), existe evidência significativa de aumento

ou diminuição na produção de sedimentos em muitas áreas do mundo como resultado das atividades humanas. Qualquer estudo que possa relatar tais mudanças na produção de sedimentos para a mudança ambiental dentro da bacia hidrográfica pode contribuir no conhecimento da complexidade do sistema de produção de sedimentos.

A presença ou a ausência de boa cobertura vegetal e práticas de conservação do solo estabelecem a quantidade de sedimentos gerados pela erosão superficial. Segundo Bruijnzeel (1990), os efeitos das mudanças nos usos do solo na produção de sedimentos na bacia serão fortemente determinados pela forma de processos de fornecimento e remoção de sedimentos que entra ou sai da bacia sobre condições naturais.

A produção de sedimentos ocorre em condições naturais como resultado da declividade do terreno, das altas taxas de precipitação e dos fatores geológicos como foi mencionado anteriormente. Nos estudos de Douglas (1967) e Dunne (1979), sobre as maiores condições da estabilidade geológica e baixa taxa natural de remoção da cobertura os efeitos das ações humanas podem ser consideráveis.

Os resultados obtidos de estudos em áreas de experimentais (*plot area*) e bacias experimentais sobre a erosão em diferentes áreas do mundo fornecem evidência da sensibilidade da produção de sedimentos relacionada às mudanças de usos do solo como mostra a Tabela 2 que apresenta esta relação em quatro países com variadas condições fisiográficas (WALLING, 1999).

Os dados da Tabela 2 fornecem evidências da complexidade da ligação de causa entre as mudanças de usos do solo e produção de sedimentos em rios. Os dados de dois rios na antiga União Soviética mostram significativo aumento na produção de sedimentos em virtude da mudança de usos do solo e distúrbios do solo, os dados do rio Amarelo demonstram a sensibilidade da produção de sedimentos desta bacia hidrográfica para reduzir mediante as práticas de conservação de solo e de água (WALLING, 1999).

De modo oposto, contudo, os dados dos rios Lech e Upper Yangtze fornecem exemplos de situações onde a perda de sedimentos parece ser essencialmente insensível a mudanças que ocorrem dentro da bacia, isto é um indicativo que os sedimentos produzidos estão sendo armazenados dentro da bacia (WALLING, 1999).

Tabela 2 – Resultados sobre a alteração da cobertura vegetal em quatro países com variadas condições fisiográficas.

Bacia hidrográfica	País	Área (km ²)	Série de dados	Modificações	Implicações
Dema River	Antiga União Soviética	12.500	1949-1985	Expansão de cultivo	Aumento na produção de sedimentos
Dnestr River at Sambur	Ucrânia	850	1950-1983	Desmatamento nas cabeceiras	Aumento de 5x na produção de sedimentos
River Isar at Munchen	Alemanha	2.855	1930-1990	Construção de hidroelétricas e, conseqüentemente, de reservatórios de armazenamento	Redução de 20% na produção de sedimentos
Yellow River	China	497.561	1935-1989	Medidas de conservação do solo e da água desde a década de 70	Redução de 50% na produção de sedimentos
Wuding River	China	29.662	1957-1993	Redução na precipitação (alteração natural)	Redução de cerca de 90% na produção de sedimentos
River Lench	Alemanha	1.422	1924-1990	Alterações nos usos do solo e nas práticas de manejo	Pouca alteração na produção de sedimentos
Upper Yangtze River	China	1.005.501	1950-1991	Alterações nos usos do solo e nas práticas de manejo	Pouca alteração na produção de sedimentos

Fonte: modificado de Walling (1999).

Muitas bacias experimentais são, pela própria estrutura, pequenas em área e envolvem tratamentos específicos ou mudanças de usos do solo aplicados a toda área da bacia a fim de monitorar os seus impactos. De acordo com Walling (1996), os resultados obtidos não podem ser diretamente extrapolados para grandes bacias heterogêneas em condições locais ou regionais distintas, os resultados gerados nas bacias experimentais fornecem informações valiosas na provável magnitude de mudanças na resposta de sedimentos associados com tipos particulares de distúrbio da bacia ou tratamento e práticas específicas de usos do solo.

Os resultados obtidos de estudos de erosão em áreas de experimentais (*plot area*) e bacias experimentais em diversas áreas do mundo fornecem uma evidência clara da sensibilidade das taxas de erosão para os usos do solo e as atividades humanas. O estudo de Walling (1999) concluiu que o desmatamento causa um aumento de até 39 vezes, o reflorestamento aumenta 100 vezes, o desmatamento seguido de cultivo aumenta 310 vezes e a construção de edificação aumenta de 126 a 375 vezes.

As alterações nos usos do solo como corte raso, reflorestamento e cultivo com técnicas convencionais e expansão de áreas impermeabilizadas causam aumento na produção de sedimentos e que a adoção de práticas de conservação do solo e da água contribui para a redução dessa produção (WALLING, 1996).

Existe uma crescente necessidade para o fornecimento de planejamento e implantação de estratégias de manejo do solo que objetiva a redução de mobilização e transferência de sedimentos para os cursos d'água. Uma destas estratégias para minimizar os impactos da produção de sedimentos em locais distantes é a instalação de áreas com plantas resistentes à erosão, tanto em áreas ripárias, quanto ao longo do percurso de transferência dos sedimentos. Esta prática pode ser tão importante como o aumento das taxas de infiltração em locais dentro da bacia que, portanto, reduz a geração de escoamento superficial (MINELLA, WALLING e MERTEN, 2008).

O estabelecimento da visão geral da bacia hidrográfica é fundamental devido ao objetivo de muitos programas de controle de erosão e sedimentos, este objetivo é reduzir a produção de sedimentos à jusante. Em muitas situações, existirá a necessidade de implantar programas de monitoramento nas bacias, a fim de avaliar os impactos das práticas particulares de manejo do solo (MINELLA, WALLING e MERTEN, 2008).

Neste contexto, existe a necessidade de aplicar modelos que possam prever e prever na escala da bacia hidrográfica o efeito da incidência de erosão e o resultado da produção de sedimentos. Desde modo, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi desenvolvido no início dos anos 90 pelo Dr. Jeff Arnold do *United States Department of Agriculture* (USDA) para auxiliar os gestores de recursos hídricos na avaliação de impactos de manejo e clima no abastecimento de água, na controle da produção de sedimentos e na poluição de fontes não pontuais em bacias hidrográficas.

4.4. MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA

A modelagem hidrossedimentológica é uma importante ferramenta para avaliar a produção de água e sedimentos em bacias hidrográficas num tempo e custo acessíveis. Isto é possível

devido ao monitoramento ou à aquisição de série de dados e com a pesquisa ou aplicação de testes para determinar parâmetros obtêm-se diversas variáveis relacionadas ao ciclo hidrossedimentológico.

A modelagem é aplicada devido à complexidade dos processos naturais. Segundo Kobiyama e Manfroi (1999), os fenômenos naturais são complexos, por isso é necessária uma abordagem básica para compreendê-los fisicamente e de forma genérica, com a utilização de leis empíricas e de hipóteses, o que quer a aplicação da modelagem. Qualquer modelo é uma aproximação à realidade, por isso para que aquele tenha um resultado satisfatório é preciso aquisição de dados do fenômeno, que são obtidos com o monitoramento.

O monitoramento é a observação contínua de processos na natureza, os experimentos são realizados em tempo e escala real. O monitoramento fornece informações essenciais à modelagem matemática. A modelagem matemática consiste em representar matematicamente o que acontece na natureza a partir de um modelo conceitual, idealizado com base nos dados de observação de sistema real (PESSOA et al., 1997; KOBİYAMA e MANFROI, 1999; MACHADO, 2002).

O sucesso do modelo depende da qualidade do monitoramento, pois o modelo será calibrado por estes dados para atingir parâmetros mais próximos à realidade, por isso a modelagem e o monitoramento são métodos científicos mutuamente complementares, que são efetuados sempre paralelamente (KOBİYAMA e MANFROI, 1999).

A modelagem representa os processos naturais, por isso, de acordo com Machado (2002), a modelagem permite compreender melhor o sistema e prever situações futuras, algumas vezes também reproduzir o passado, para direcionar as ações de decisão.

A principal vantagem da aplicação de modelos reside na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes e de forma rápida, muitos deles ainda não explorados em experimentos reais. Outra importante vantagem está associada a seu baixo custo. Na maioria das aplicações, o custo de executar um programa computacional é muitas ordens de magnitude menor do que o correspondente custo relativo à investigação experimental. Esse fator adquire maior importância à medida que o problema real estudado apresenta maiores dimensões e

complexidade, além dos custos operacionais mais elevados relativos às pesquisas de campo (PESSOA et al., 1997; KOBİYAMA e MANFROI, 1999).

Os modelos, para representar os fenômenos naturais, podem ser físicos ou matemáticos, empíricos ou teóricos, estocásticos ou determinísticos, concentrados ou distribuídos e linear ou não-linear.

Os modelos podem ser classificados de acordo com o tipo de representação do sistema (físico ou matemático), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou teóricos), o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos), e o tipo de equação diferencial (linear ou não-linear) (RENNÓ e SOARES, 2006).

O modelo físico representa um sistema físico que é assumido para ser significativamente mais simples do que o sistema idealizado, por exemplo, representar o sistema em escala menor. Os modelos matemáticos são representações matemáticas do sistema físico idealizado (PESSOA et al., 1997; TUCCI, 1998).

O tipo de relação entre as variáveis pode ser empírico ou teórico. De acordo com Pessoa et al. (1997), Tucci (1998; 2004), os modelos empíricos (*black box*) utilizam-se de funções empíricas que não estão relacionadas com os fenômenos físicos, mas permitem retratar a saída do sistema em função da entrada ou são aqueles em que se ajustam os valores calculados aos dados observados, através de funções que não tem nenhuma relação com os processos físicos envolvidos.

No modelo onde as equações utilizadas para descrever as fases do ciclo hidrológico não contêm componentes aleatórias é denominado determinístico, assim, para uma determinada situação inicial, o modelo sempre produzirá a mesma resposta final. Nos modelos não determinísticos (estocásticos), as formulações utilizadas na descrição do fenômeno contêm variáveis aleatórias que seguem alguma distribuição probabilística (um valor de entrada gera valores de saída ao acaso) (CHOW, 1964).

O modelo pode levar em consideração a variação espacial, por isso pode ser concentrado ou distribuído. Segundo Tucci (2004), o modelo concentrado é aquele que não leva em conta a

variabilidade espacial, considera os dados de entrada e os parâmetros representativos da bacia como valores médios válidos para toda área de estudo. No modelo distribuído, quando as variáveis e os parâmetros dependem do espaço, os dados de entrada e as características da bacia variam no espaço e estas informações podem ser distribuídas em sub-bacias.

Neste contexto, os modelos hidrológicos e de qualidade da água vêm sendo aplicados e desenvolvidos para prever o impacto da agricultura na quantidade e na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Segundo Machado e Vettorazzi (2003), dentre os muitos modelos que tentam exprimir a ação dos principais fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica, estão os modelos conceituais distribuídos que simulam os diversos processos no ciclo hidrossedimentológico.

A Tabela 3 apresenta alguns modelos utilizados na hidrossedimentologia. Nesta tabela, observa-se que os modelos estão sendo desenvolvidos desde a década de 60. A partir de monitoramento em *plots* foi adquirido os dados necessários para estabelecer relação empírica entre as variáveis pelo modelo de regressão múltipla, o desenvolvimento deste modelo resultou no USLE.

Desde então, o monitoramento e o desenvolvimento de modelo foram evoluindo, isto resultou em uma maior série de dados e modelos complexos, ou seja, modelos que envolvem maior número de variáveis. Por conseguinte, resultou em modelos como MUSLE, CREAMS, ANSWERS, EPIC, SWRRC, GLEAMS que contribuíram para o desenvolvimento do SWAT.

Tabela 3 – Modelos utilizados na hidrossedimentologia.

Nome do modelo	Abreviatura	Escala	Referência
<i>Universal Soil Loss Equation</i>	USLE	Lavoura	Wischmeier e Smith (1965) ⁴ ; (1978) ⁵
<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>	MUSLE	Lavoura	Williams (1975) ⁶
<i>Modified Universal Soil Loss Equation-II</i>	USLE-M	Lavoura	Kinnell e Risse (1998) ⁷
<i>Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems</i>	CREAMS	Bacia hidrográfica	Knisel (1980) ⁸
<i>Areal non-point source watershed environment response simulation</i>	ANSWERS	Bacia hidrográfica	Beasley, Huggins e Monke (1980) ⁹
<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>	EPIC	Bacia hidrográfica	Williams et al. (1984) ¹⁰
<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>	SWRRB	Bacia hidrográfica	Williams, Nicks e Arnold (1985); Arnold et al. (1990) ¹¹
<i>Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems</i>	GLEAMS	Bacia hidrográfica	Leonard et al. (1987) ¹²
<i>Soil and water Assessment Tool</i>	SWAT	Bacia hidrográfica	Arnold et al. (1998)

⁴ WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rock Mountains. **Agriculture Handbook**, 282, 1965.

⁵ WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **Agriculture Handbook**, 282, 1978.

⁶ WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. 1975, p.244-252. In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources: **Proceedings of the sediment-yield workshop**, USDA Sedimentation Lab., Oxford, 1972.

⁷ KINNELL, P. I. A.; RISSE, L. M. USLE-M: empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.62, p.1667-1672, 1998.

⁸ KNISEL, W. G. CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. **USDA Conservation Research Rept.** n.26, 1980.

⁹ BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**.v.23, p.938-944, 1980.

¹⁰ WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Transactions of the ASAE**.v.27, p.129-144, 1984.

¹¹ ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. **SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management**. Texas A&M Univ. Press, College Station, TX. 1990.

¹² LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. **Transactions of the ASAE**.v.30, p.1403-1428, 1987.

4.4.1 Modelo *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo matemático de parâmetro semi-distribuído que foi desenvolvido em escala de bacia hidrográfica com a finalidade de prever o impacto de práticas de manejo do solo em relação à água, sedimentos e produção química agrícola em bacias hidrográficas complexas não instrumentadas com diversas combinações de solos, usos e coberturas do solo e condições de manejo sobre longos períodos de tempo (NEITSCH et al., 2005).

O modelo tem como característica: (i) ser empiricamente baseado pela incorporação de equações de regressão que descrevem a relação entre as variáveis de entrada e saída, pelos processos físicos associados com o movimento da água e dos sedimentos, pelo crescimento vegetal e pela ciclagem de nutrientes que são diretamente modeladas pelo SWAT. Os benefícios devido às estas características são que bacias hidrográficas sem monitoramento podem ser modeladas (não necessita de calibração) e os impactos relativos às alterações nos dados de entrada podem ser quantificados; (ii) utilizar dados de entrada normalmente disponíveis; (iii) ser computacionalmente eficiente, a simulação de grandes bacias ou de bacias com diversas estratégias de manejo podem ser desempenhadas sem um alto investimento de tempo e dinheiro; e (iv) ser contínuo no tempo e capaz de simular longos períodos para determinar os impactos das alterações de manejo (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2004; ARNOLD e FOHRER, 2005).

O SWAT incorpora características de diversos modelos do *Agricultural Research Service* (ARS) e é resultado direto do modelo SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*). Os modelos específicos que contribuíram significativamente para o desenvolvimento do SWAT foram USLE, CREAMS, GLEAMS e EPIC (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2004; ARNOLD e FOHRER, 2005).

O SWAT foi desenvolvido no início da década de 1990 e tem sido continuamente revisado como pode ser visualizado na Tabela 4.

A estrutura do modelo é baseada em comandos para propagar o escoamento, os sedimentos e os produtos agroquímicos pela bacia, estes comandos foram organizados em oito componentes principais. Os componentes principais do modelo SWAT são hidrologia, clima,

sedimentos, temperatura do solo, crescimento vegetal, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola.

Tabela 4 – Aperfeiçoamento do modelo SWAT no decorrer dos anos.

Nome do modelo	Características do respectivo modelo
SWAT94.2	Adiciona as múltiplas unidades de resposta hidrológica (HRUs)
SWAT96.2	Adiciona: auto-fertilização e auto-irrigação como opções de manejo; armazenamento de água nas copas; componente CO ₂ para o modelo de crescimento vegetal para estudos de mudanças climáticas; equação de Penman-Monteith; escoamento lateral da água no solo baseado no modelo de armazenamento cinético; equações do QUAL2E; e propagação de pesticida nos cursos d'água.
SWAT98.1	Adiciona: opções de manejo como pastoreio, aplicações de adubos e drenagem do escoamento de chão; e alteração do modelo para ser utilizado no hemisfério sul. Melhora: rotina de derretimento da neve; propagação da qualidade da água nos cursos d'água; rotinas de ciclagem de nutrientes.
SWAT99.2	Adiciona: remoção de nutrientes de reservatório, lago e <i>wetland</i> ; armazenamento de água nas margens dos cursos d'água; propagação de metais nos cursos d'água; equações do SWMM para usos urbanos. Melhora: rotinas de ciclagem de nutrientes e de <i>wetlands</i> ; alteração de quatro dígitos na referência dos anos.
SWAT2000	Adiciona: rotina de transporte de bactérias; equação de infiltração de Green e Ampt; opção de simular ou inserir os dados de evapotranspiração potencial; equação de Muskingum; capacidade de simular um número ilimitado de reservatórios. Melhora: gerador climático; métodos de evapotranspiração potencial; e modifica o cálculo de dormência para adequação em áreas tropicais.
SWAT2005	Melhora a rotina de transporte de bactérias. Adiciona: simulação de cenários para previsão em longo prazo; gerador de precipitação em intervalos sub-diários; e opção de calcular o parâmetro de retenção como função da quantidade de água no solo ou da evapotranspiração vegetal.

Fonte: modificado de Neitsch et al. (2005) e Arnold e Fohrer (2005).

A Tabela 5 apresenta a pesquisa bibliográfica de diversos autores que aplicaram o modelo SWAT no Brasil e no mundo.

O SWAT pode ser aplicado para bacias grandes e pequenas como apresenta a Tabela 5, pois independentemente à área da bacia, o modelo obteve resultado satisfatório com *Nash* variando de 0,39 a 0,94, com exceção ao *Nash* relativo à produção de sedimentos para uma bacia, R^2 obteve valores na faixa entre 0,44 e 0,94 e com pouca dispersão dos dados por apresentar valores entre -30,9 e 19,54 de D_r .

Tabela 5 – Pesquisa bibliográfica dos diversos autores que aplicaram o modelo do SWAT.

Autor	País	Área da bacia	Tipo de aplicação		Eficiência		Resolução	Cenário
			Água	Sedimentos	Água	Sedimentos		
Machado (2002)	Brasil	59,73 km ²	x	x	$Nash = 0,90$ $D_v = -0,7$ $R^2 = 0,94$	$Nash = 0,83$ $D_v = -3,2$ $R^2 = 0,92$ a 1	20 m	1. APP nas margens dos rios e nas encostas
Minoti (2006)	Brasil	78,3 km ² 47,21 km ²	x	x				1. vegetação natural ocupando toda a bacia 2. cana-de-açúcar por toda a bacia
Baldissera (2005)	Brasil	28.922 km ²	x		$Nash = 0,60-0,78$ $D_v = -0,26$ a $-16,03$ $R^2 = 0,78-0,72^*$		150m	1. Vegetação natural ocupando toda a bacia
Armas (2006)	Brasil	1710 km ²	x	(pesticidas)	$Nash = 0,94$ $R^2 = 0,94$ $D_v = 19,53$		25m	1. Cultivo de cana-de-açúcar
Neves (2005)	Brasil	223 km ²		x (nutrientes)				
Prado (2005)	Brasil	120,15 km ²		x			20 m	1. Vegetação natural ocupando toda a bacia
Abu El-Nars et al. (2005)	Bélgica	465 km ²	x		$Nash = 0,39$ $R^2 = 0,45$		250m	
Green e Van Griensven (2008)	EUA	6,6 ha			$Nash$ R^2 D_v	$Nash$ R^2 ($\alpha = 0,5$)		
		8,4 ha			0,69 0,70 14,3	0,50 0,53		
		7,5 ha	x		0,68 0,69 0,0	0,60 0,61		
		4,6 ha		x	0,63 0,66 -30,9	-2,92 0,44		
		4,0 ha			0,74 0,74 -15,9	0,48 0,72		
		4,6 ha			0,61 0,63 8,9	0,46 0,62		
					0,53 0,53 -7,6	0,60 0,74		
Govender e Everson (2005)	África do Sul	0,677 km ²	x		$R^2 = 0,68$		10 m	
Eckhardt, Fohrer e Frede (2005)	Alemanha	134 km ²	x		$Nash = 0,86$			

*valores de calibração. Na validação, o $Nash$ variou de -0,09 a -4,01, D_v variou de -10,50 a -69,08 e o R^2 variou de 0,003 a 0,14.

4.5 ÍNDICE DE HACK

O Índice de Hack representa a forma de equilíbrio de um determinado perfil longitudinal do curso d'água. Este índice tem sido amplamente utilizado em estudos de análise da relação declividade e área. As bacias hidrográficas em estágio de equilíbrio possuem a diminuição do gradiente dos rios a jusante com o aumento da vazão.

A forma de equilíbrio do perfil longitudinal dos cursos d'água tem sido utilizado para esclarecer a variação dos aspectos da história da paisagem, os fatores que interferem na paisagem são as atividades tectônicas em zonas de colisão e em margens continentais, bem como as alterações no nível do mar (GOLDRICK e BISHOP, 2007).

O Índice de Hack é descrito por uma linha reta em gráfico semi-logarítmico da elevação (normal) pela distância (logarítmico) conforme a Equação (3) (HACK, 1973; GOLDRICK e BISHOP, 2007).

$$h = a - b \cdot \ln L \quad (3)$$

na qual h é a altitude de um dado ponto no perfil longitudinal, L é a distância da nascente até o ponto em análise, a é uma constante, e b é a declividade em linha reta.

A declividade D do curso d'água em um dado ponto é a derivada da equação anterior em relação ao solo e pode ser definido como a Equação (4) (GIAMBONI, WETZEL, SCHNEIDER, 2005).

$$D = \frac{\Delta h}{\Delta L} = \frac{\Delta(a - b \cdot \ln L)}{\Delta L} = \frac{b}{L} \quad (4)$$

A partir da equação anterior segue que $b = DL$, na qual DL é o índice de gradiente do rio. DL é simplesmente o produto da declividade do curso d'água em um dado ponto e o comprimento do curso d'água (GIAMBONI, WETZEL, SCHNEIDER, 2005).

O Índice de Gradiente do Rio (*Stream-Gradient index*) foi desenvolvido por Hack (1973) e estabeleceu um índice fluvio-morfométrico para analisar perfis longitudinais dos rios e refere-

se à relação entre a declividade de um segmento do rio e a distância do mesmo à nascente como apresenta a Equação (5) (ETCHEBEHERE et al., 2006). Neste trabalho o DL foi denominado RDE.

$$RDE = (\Delta h / \Delta l) \cdot L \quad (5)$$

na qual Δh é a diferença altimétrica entre dois pontos de um segmento do curso d'água; Δl é a projeção horizontal da extensão do segmento analisado; e L é a distância entre este segmento e a nascente do rio. A Figura 2 ilustra a determinação do índice de gradiente do rio.

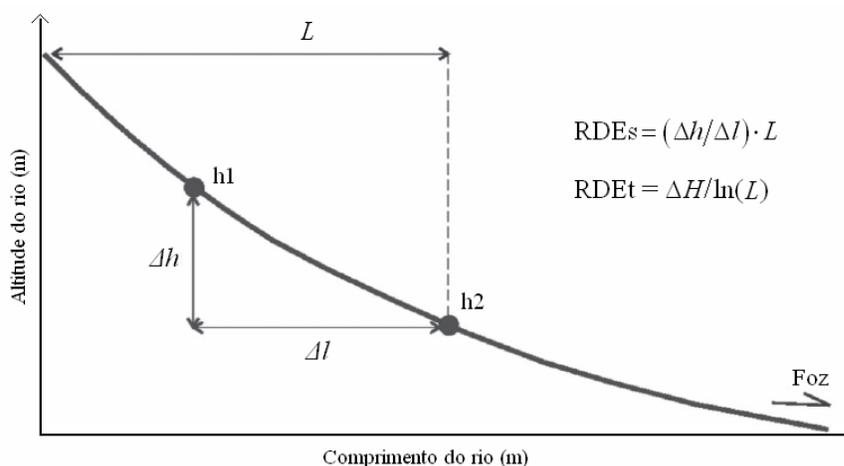


Figura 2 – Ilustração do índice de gradiente do rio. Modificado de Etchebehere et al. (2006).

O índice de gradiente do rio, RDE, está correlacionado à energia do curso d'água. A característica do rio determina a energia no escoamento. Além disso, a capacidade de transporte é influenciada pela geometria e vazão unitária do rio.

Segundo Seeber e Gornitz (1983), McKeown et al. (1988), Etchebehere et al. (2006) e Goldrick e Bishop (2007), o total de energia disponível no curso d'água em um alcance específico reflete na capacidade desta energia erodir o substrato e/ou de transportar a carga sedimentar (contribuindo para a produção de sedimentos), dependerá também da carga que o rio está transportando no momento.

A erosão, a deposição e o transporte de sedimentos também estão relacionados à capacidade e a carga de transporte. Se a capacidade de transporte for maior que a carga transportada ocorrerá erosão, os sedimentos são depositados quando a capacidade de transporte é menor

que a carga de transporte e acontecerá o transporte quando a capacidade e a carga de transporte são iguais.

Em relação à energia do rio, o total ou a disponibilidade da energia do curso d'água é proporcional a declividade do fundo do canal, e existe uma boa correlação entre o comprimento total do canal até a jusante e a vazão na margem, na qual é importante na forma e manutenção dos rios (SEEBER e GORNITZ, 1983; McKEOWN et al., 1988; ETCHEBEHERE et al., 2006; GOLDRICK e BISHOP, 2007).

Os valores do índice de gradiente, contudo, refletem a variação espacial na vazão, mas usualmente este é um resultado da litologia ou do controle tectônico de alcance dos rios. No caso ideal, o perfil longitudinal descreve a forma côncava com diminuição suave da declividade e valores de RDE homogêneos (SEEBER e GORNITZ, 1983; McKEOWN et al., 1988; GIAMBONI, WETZEL, SCHNEIDER, 2005).

O índice pode ser calculado para toda a extensão de um rio sendo considerado a amplitude altimétrica total e o logaritmo natural de sua extensão (McKEOWN et al., 1988). Neste trabalho, o índice de gradiente total foi denominado RDE_t e o índice de gradiente analisado em um determinado segmento foi denominado RDE_s.

Seeber e Gornitz (1983) estudaram a relação entre o RDE_ssegmento (RDE_s) e o RDE_ttotal (RDE_t) e concluíram que $RDE_s/RDE_t = 2$ é o limiar da faixa de anomalias; $2 \leq RDE_s/RDE_t \leq 10$ foi classificado como anomalia de 1ª ordem; e $RDE_s/RDE_t > 10$ foi classificado como anomalia de 2ª ordem. As anomalias são indicadores de áreas suspeitas de atividade deformacional recente.

Os limiares refletem os pontos de queda (*knick points*) ao longo dos cursos d'água, que representam pontos anômalos a seres investigados, inclusive do ponto de vista neotectônico (ETCHEBEHERE et al., 2006).

Os índices RDE_s são indicadores sensíveis de alterações na declividade de um curso d'água que está associada a desembocaduras de tributários de vazão expressiva, a diferentes resistências à erosão hidráulica do substrato lítico e/ou à atividade tectônica. O índice

aumenta onde o rio flui sobre rochas mais resistentes e diminui por onde percorre em substrato macio (ETCHEBEHERE et al., 2006).

Os índices RDEs aplicados a toda a extensão do curso d'água (RDEt) possibilitam uma avaliação regional de grandes áreas. Os segmentos dos cursos d'água (RDEs) tem conotação mais local sendo aplicado a análises tectônicas de detalhe (ETCHEBEHERE et al., 2006).

Portanto, o índice de Hack representa uma caracterização geomorfológica da bacia hidrográfica e tem como finalidade conhecer pontos anômalos dentro da bacia que apresentam potencial à erosão.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

5.1.1 Localização geográfica

A área de estudo está localizada na região norte do estado de Santa Catarina, especificamente, nos municípios de Mafra e Rio Negrinho. As sete microbacias experimentais estão numa latitude média de 26° 26' S e longitude média de 49° 36' W como apresenta a Figura 3.

Segundo CNRH (2003), o Brasil apresenta doze bacias hidrográficas, destas encontra-se a Bacia Hidrográfica do Paraná, onde as microbacias experimentais estão localizadas (Figura 4).

A Bacia Hidrográfica do Paraná apresenta 879.860 km², que corresponde a terceira maior bacia do Brasil representando 10,3% do território brasileiro (MMA, 2006b). O Estado de Santa Catarina representa 1,2% nesta bacia.

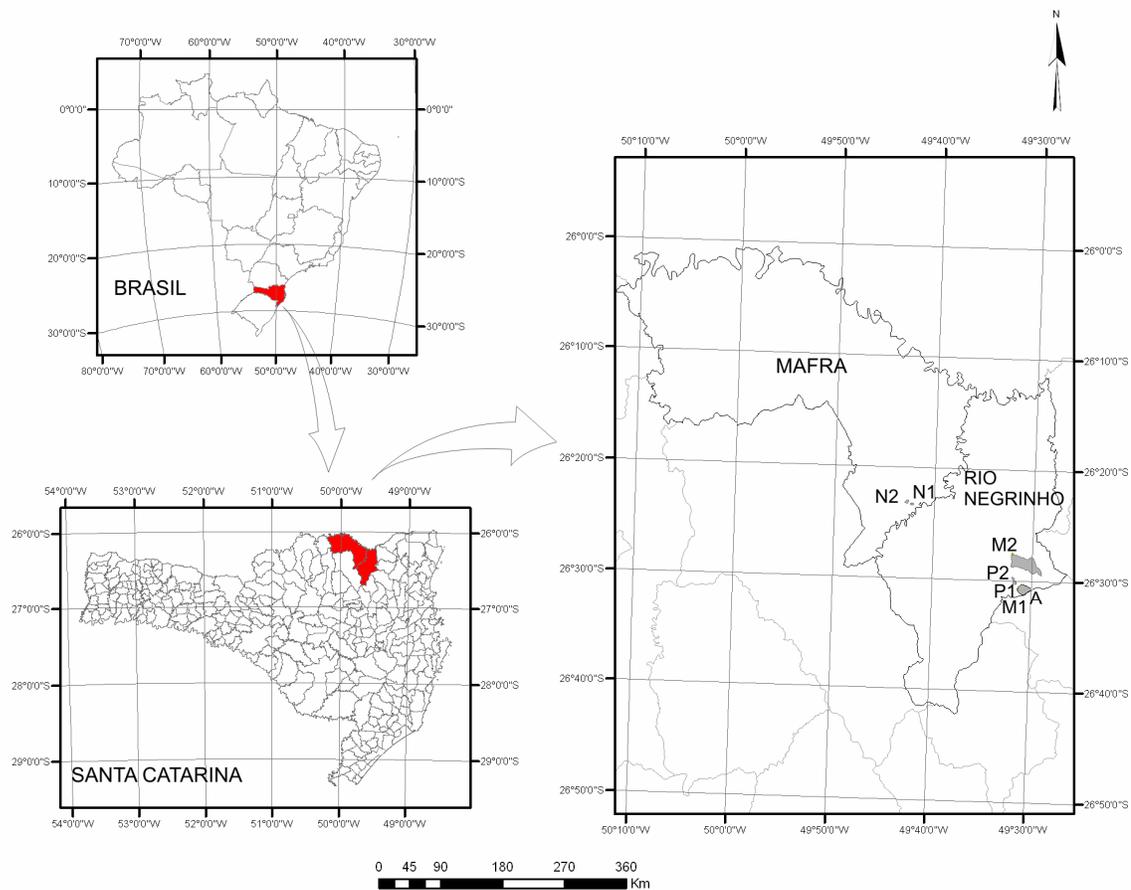


Figura 3 – Localização das microbacias experimentais.

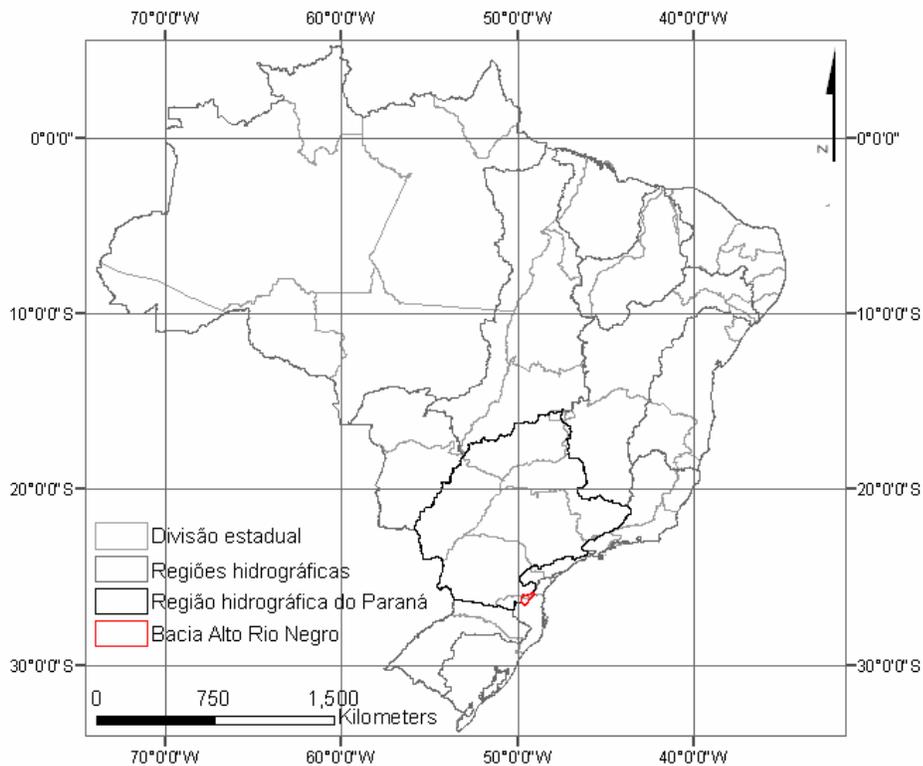


Figura 4 – Bacia hidrográfica do Paraná e a Bacia Alto Rio Negro.

Na Bacia Hidrográfica do Paraná, encontra-se a Bacia do Iguaçu, onde está localizada a Bacia Alto Rio Negro, nesta bacia estão situadas as microbacias experimentais (Figura 5).

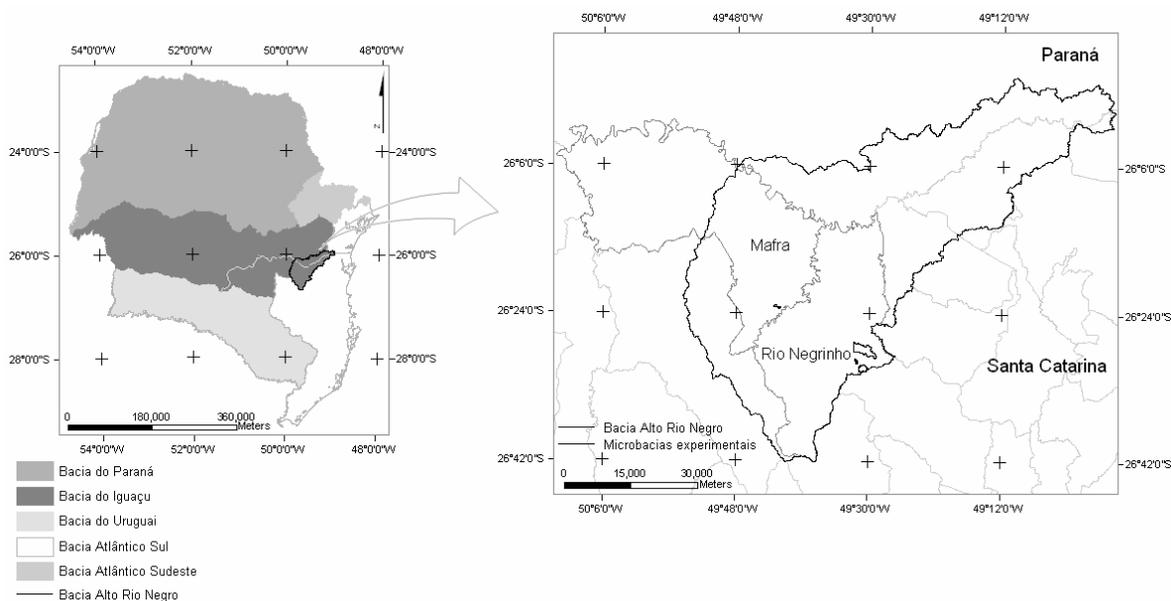


Figura 5 – Localização das microbacias experimentais no contexto de bacias hidrográficas.

No município de Mafra estão situadas duas microbacias experimentais de mata secundária, nomeadas de Nativa 1 (N1 = 14,8 ha) e Nativa 2 (N2 = 24,0 ha), que pertencem à Bacia hidrográfica do rio Bituva.

No município de Rio Negrinho, estão situadas as microbacias experimentais de reflorestamento de *Pinus* sp., nomeada de Pinus 1 (P1 = 10,6 ha) e Pinus 2 (P2 = 21,0 ha), de uso agrícola de milho e soja, nomeada de Agricultura (A = 8,2 ha) e de uso misto que apresenta o mosaico de reflorestamento de pinus, vegetação nativa e agricultura, nomeada de Mista 1 (M1 = 233,8 ha) e uma microbacia experimental de uso misto que apresenta o mosaico de reflorestamento de pinus e vegetação nativa, nomeada de Mista 2 (M2 = 856,1 ha). As microbacias P1, P2, A e M1 estão localizadas na Bacia do rio Feio que juntamente com a microbacia M2 pertencem à Bacia do rio Corredeiras (Figura 6).

Kobiyama et al. (2007) explicaram que estas microbacias foram instrumentalizadas para entender as influências hidrológicas dos diferentes usos do solo nesta região, caracterizada pelo reflorestamento de pinus e pela Floresta Ombrófila Mista.

A escolha das microbacias experimentais foi em função de seu tamanho, da facilidade de acesso ao monitoramento, de apresentar uma seção de rio para a medição da vazão e de todas as bacias possuírem uma região hidrológica homogênea. Nesta condição de região hidrológica homogênea foram analisados o regime pluviométrico, a topografia, os tipos de solos e a representatividade dos usos e cobertura do solo, estes requisitos foram expostos por Toebes e Ouryvaev (1970), Bruijnzeel (1990) e McCulloch e Robinson (1993) no capítulo 4.1.

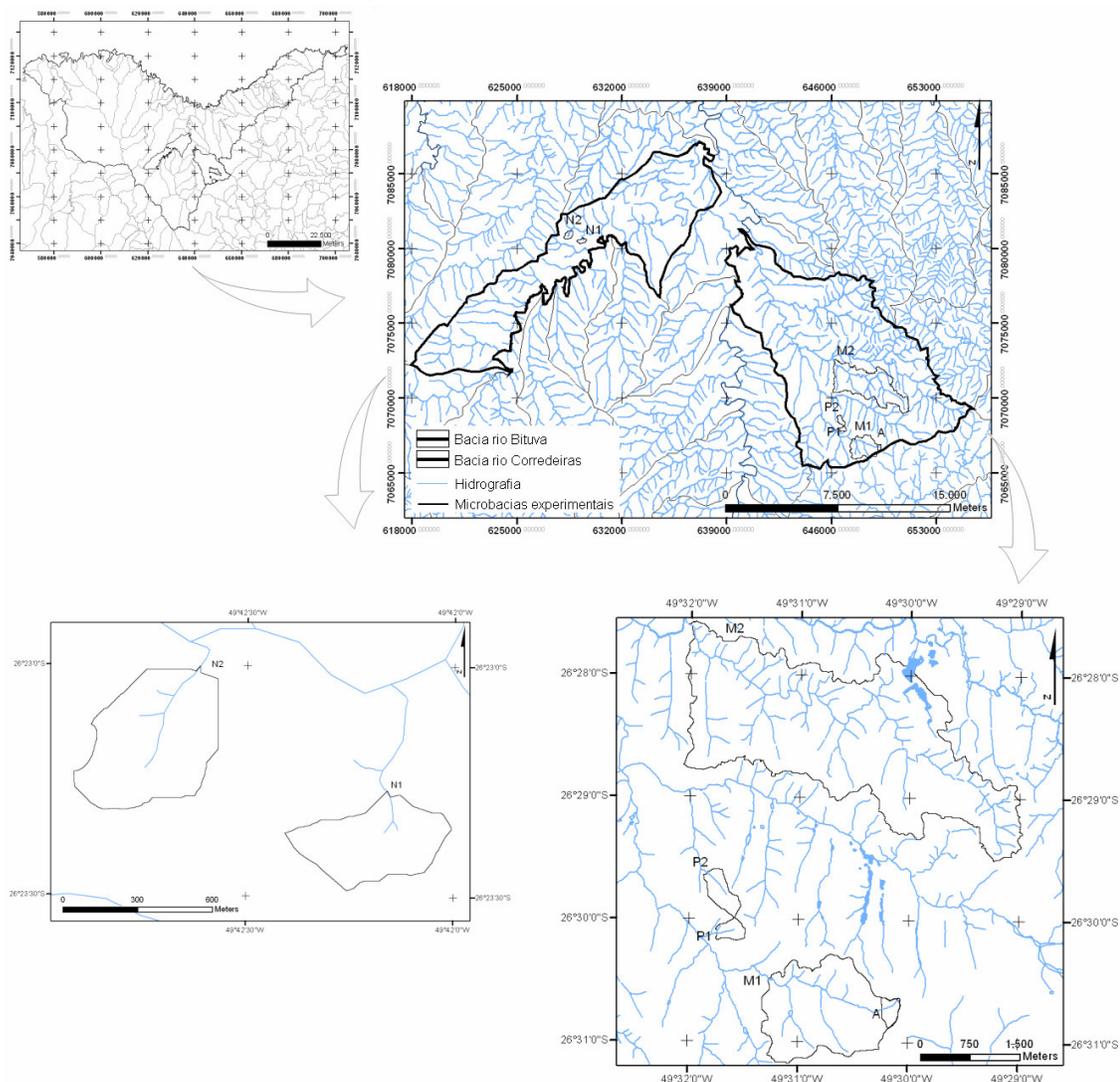


Figura 6 – Localização das microbacias experimentais nas Bacias hidrográficas dos rios Bituva e Corredeiras.

5.1.2 Clima

No Planalto Norte Catarinense predomina o clima temperado e é classificado como mesotérmico úmido, sem estação seca definida e com verão fresco do tipo Cfb, segundo Köppen.

A temperatura média anual varia de 15,5°C a 17,0°C. No mês de janeiro (mês mais quente), a temperatura média oscila de 20°C a 22°C e no mês de julho (mês mais frio), a temperatura média varia de 12°C a 14°C. Existe a ocorrência de geadas com probabilidade de até 10% em

pontos de cotas mais elevadas (SANTA CATARINA, 1986; POSSAMAI, 1989; EPAGRI/CIRAM, 2006; MMA, 2006b).

A precipitação total anual pode variar de 1.300 a 1.900 mm devido à formação topográfica afetar a circulação das massas de ar. Nos municípios de Rio Negrinho e Mafra, o total anual de dias de chuva varia entre 100 e 120 e entre 120 e 140 dias, respectivamente. A umidade relativa do ar pode variar de 80 a 86,2% e o total anual de insolação é de 2.000 a 2.200 horas. Na região, em média, a capacidade de retenção do solo corresponde a 75 mm, os excedentes hídricos anuais pode variar de 300 a 600 mm e não ocorrem deficiências hídricas (SANTA CATARINA, 1986; POSSAMAI, 1989; EPAGRI/CIRAM, 2006, MMA, 2006b).

De acordo com as normais climatológicas cedida pela EPAGRI/CIRAM, no município de Rio Negrinho, a temperatura média durante o ano variou de 12,6 °C a 20,6 °C, a precipitação total anual alcançou 1.803,5 mm com 117 dias de chuva e a umidade relativa do ar média durante o ano atingiu 82,1% (Figura 7).

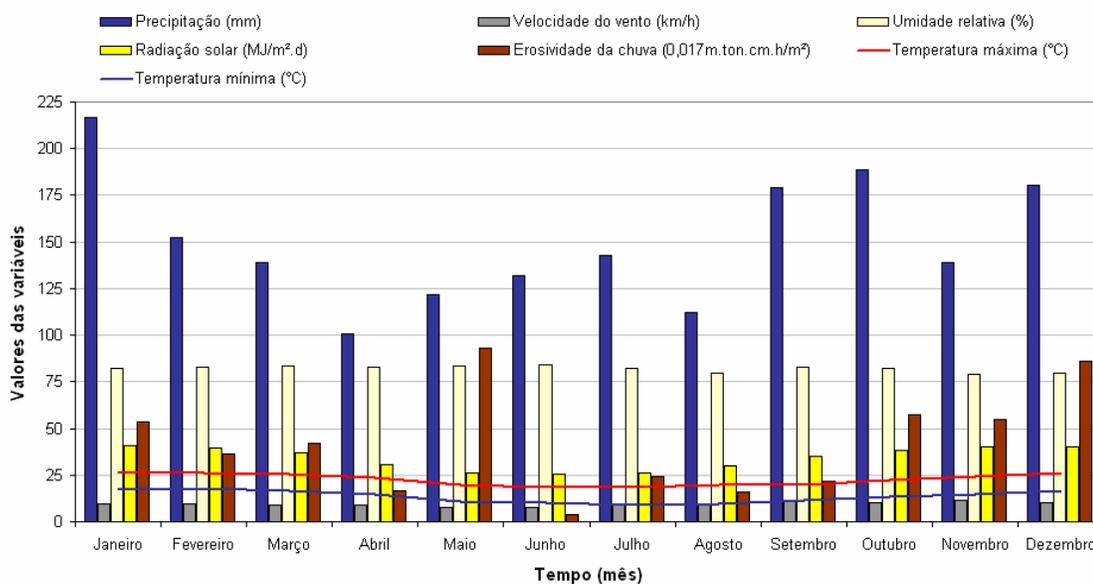


Figura 7 – Normais climatológicas da estação de Rio Negrinho durante 1990 a 2006 e erosividade da chuva.

As normais climatológicas da estação de Rio Negrinho foram retiradas de uma série climatológica de 16 anos que compreendeu entre os anos de 1990 e 2006. A estação encontra-se na coordenadas geográficas 26° 15' S e 49° 35' O e está sob a responsabilidade da EPAGRI/CIRAM que está conveniada com a empresa Battistella e a Prefeitura de Rio

Negrinho. A erosividade da chuva foi calculada a partir das séries temporais de precipitação monitoradas nas três estações instaladas. Na Figura 7, a erosividade da chuva está representada como 10^{-1} de seu valor, esta medida foi adotada devido à escala do gráfico.

As normais de Rio Negrinho mostra a variação temporal da precipitação. Os meses úmidos correspondem a janeiro, setembro, outubro e dezembro, destacando-se o mês de janeiro com maior precipitação média mensal. Os meses secos foram observados em abril, maio, junho e agosto, sendo que o mês de abril apresentou menor precipitação média mensal. Em relação à erosividade da chuva, observa-se que nos meses de maio e dezembro de 2007 apresentaram maiores valores, este resultado indica a ocorrência de chuvas intensas.

5.1.3 Geologia e geomorfologia

O substrato dos municípios de Rio Negrinho e Mafra são formados por rochas sedimentares pertencentes aos grupos Itararé e Guatá, do super Grupo Tubarão. O grupo Itararé abrange as Formações Rio do Sul (Prs), Mafra (CPm) e Campo do Tenente (Cct) e o grupo Guatá engloba as Formações Irati (Pi), Palermo (Pp) e Rio Bonito (Prb), também encontra-se a Formação Rio do Rastro (Prr) pertencente ao Grupo Passa Dois (SANTA CATARINA, 1986; EMBRAPA, 2004). As microbacias experimentais estão situadas nas Formações Mafra e Rio do Sul (Figura 8).

Estas unidades litoestratigráficas compreendem um pacote sedimentar, com extensas e espessas seqüências de sedimentos predominantemente finos, formado por rochas cristalinas originadas em ambiente glacial e periglacial, que se estendeu do Carbonífero Superior ao Permiano Médio (435 a 225 milhões de anos) (SILVA e BORTOLUZZI, 1987; POSSAMAI, 1989; SANTA CATARINA, 1986).

Os sedimentos formaram camadas ou estratos de siltitos, folhelhos, argilitos, arenitos, arcóseos e conglomerados, com intercalações de lentes e camadas de calcário e carvão. Essas rochas sedimentares mostram que a deposição, na região, transcorreu, em geral, sob condições tectônicas de lenta subsidência da crosta, em ambiente marinho de águas rasas, litorâneo, flúvio-deltáico e fluvial (SANTA CATARINA, 1986).

A Formação Mafra (CPm) é uma seqüência flúvio-marinha com idade Permiano Inferior composta predominantemente por arenitos de coloração esbranquiçada, amarelada e avermelhada, com granulometria variável abrangendo finos a grosseiros; e secundariamente por diamictitos de matriz arenosa e argilosa, conglomerados, ritmitos, argilitos e argilitos varvicos. A área aflorante ocorre, principalmente, na divisa com o Paraná (SILVA e BORTOLUZZI, 1987; POSSAMAI, 1989).

A deposição dos sedimentos que ocorreu no período Permiano Médio desenvolveu-se na Formação Rio do Sul (Prs). Esta formação é constituída por folhelhos e argilitos cinza-escuros na parte inferior. Na parte superior, ocorrem diamictitos acinzentados, com matriz arenosa, intercalados com arenitos muito finos. Sobre esta parte, aparecem os folhelhos, normalmente várvidos, arilitos, ritmitos e siltitos (SILVA e BORTOLUZZI, 1987; POSSAMAI, 1989).

Em relação à geomorfologia, as microbacias estão situadas no Patamar de Mafra enquadrado no Patamar oriental da Bacia do Paraná. Esta região corresponde ao relevo corresponde a uma superfície regular, quase plana, de baixa energia de relevo. Em geral, é individualizado como um patamar intermediário, constituído predominantemente por uma superfície colinosa que resultou de um modelado de dissecação homogênea fluvial, que significa não obedecer ao controle estrutural, definida pela combinação das variáveis densidade e aprofundamento da drenagem. A densidade é a relação entre o comprimento total dos canais e a área amostrada; o aprofundamento é definido pela média das freqüências dos desníveis, medidos em perfis transversais aos valores contidos na área amostrada (SANTA CATARINA, 1986).

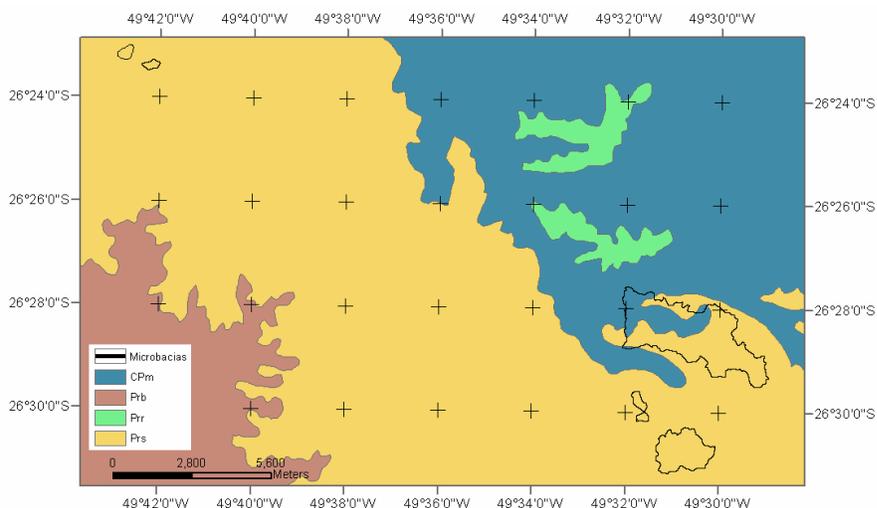


Figura 8 – Geologia das microbacias experimentais.

5.1.4 Solos

Os solos predominantes na região de estudo são os Cambissolos, estes compreendem os solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B incipiente bastante heterogêneo, em relação à cor, espessura e textura, e em respeito à atividade química da fração argila e saturação por bases. Este horizonte é caracterizado pelo baixo gradiente textural, pela média a alta relação silte/argila e pela presença de minerais primários de fácil decomposição. Está situado imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, ou sob horizonte H turfoso, possuindo seqüência A, Bi, C ou H, Bi, C. Estes são derivados de materiais relacionados a rochas de composição e possuem natureza bastante variáveis (EMBRAPA, 2004; SANTA CATARINA, 1986).

Os cambissolos são solos com certo grau de evolução, porém, não o suficiente para decompor completamente minerais primários de mais fácil intemperização, como feldspato, mica, hornblenda, augita e outros. Outra característica, é que estes solos não possuem acumulações significativas de óxidos de ferro, húmus e argilas que permitam identificá-los como possuindo horizonte B textural (EMBRAPA, 2004).

Os cambissolos são bem a moderadamente drenados, pouco profundos a profundos, apesar de ocorrerem perfis rasos (< 50 cm) ou muito profundos (> 200 cm). A espessura do horizonte A pode variar de 15 a 80 cm. Estes solos apresentam cor pouco uniforme devido a heterogeneidade do material de origem e da influência direta ou indireta do clima, no entanto, em geral ocorre a coloração brunada ou vermelho-amarelada, com horizonte superficial espesso e de cor escura devido aos altos teores de matéria orgânica (EMBRAPA, 2004).

Estes solos acham-se distribuídos por quase todo o estado, e ocorrem desde os 20 até 1.600 metros de altitude, tanto em relevo praticamente plano, como os desenvolvidos em depósitos aluvionares, quanto em relevo montanhoso (EMBRAPA, 2004).

O grupo dos cambissolos apresentam diferenças entre si, por isso a EMBRAPA (2004) dividiu-o em doze classes homogêneas em relação a saturação por bases e por alumínio trocável, a atividade da argila, ao tipo de horizonte A e a textura. Destacam-se as classes homogêneas localizadas na área de estudo: (i) Cambissolo Háptico Tb A moderado com texturas argilosa e média, (ii) Cambissolo Háptico Tb A proeminente com texturas muito

argilosa, argilosa e média; e (iii) Cambissolo Háptico Tb A húmico com texturas muito argilosa e argilosa.

Além das características mencionadas, no estudo da erosão, é importante conhecer a erodibilidade do solo. Para Bertoni e Lombardi Neto (2005), a erodibilidade do solo é a sua suscetibilidade à erosão, que é a recíproca da sua resistência à erosão. A erodibilidade do solo provocada pela água é influenciada pelas propriedades do solo como: (i) velocidade de infiltração da água no solo; e (ii) resistência à dispersão, ao salpicamento, à abrasão e às forças de transporte da chuva.

Portanto, um solo com valor alto de erodibilidade do solo sofrerá mais erosão que um solo com baixos valores de erodibilidade, se ambos estiverem expostos a uma mesma chuva. No contexto dos cambissolos, como estes são bem a moderadamente drenados, espera-se encontrar valores médios a altos de erodibilidade do solo, ou seja, os cambissolos são suscetíveis à erosão.

A vegetação está relacionada às variações climáticas, edáficas e topográficas, razão pela qual foram identificados Cambissolos sob floresta subtropical, floresta transicional tropical/subtropical, floresta tropical, campo subtropical e campo subtropical de várzea.

5.1.5 Usos e cobertura vegetal

A cobertura vegetal da região está inserida em um espaço transicional entre as unidades Fitogeográficas de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa, ambas constituintes do bioma Mata Atlântica. A cobertura original da região foi na sua maior parte descaracterizada pela ação antrópica, que desde a colonização vem sendo feita, principalmente, pela exploração descontrolada das florestas para extração de madeiras, bem como pela implantação de culturas cíclicas e pela formação de pastagens para a criação extensiva de gado bovino (SANTA CATARINA, 1986; MMA, 2006b).

A presença de floresta ombrófila mista ocorre, geralmente, em altitudes superiores a 500m, com chuvas bem distribuídas, sem período seco e temperatura média anual amena, com a ocorrência de frio durante quatro a seis meses (temperatura média de 15°C) e com no máximo seis meses quentes (temperatura média de 20°C). Caracterizam-se por suas espécies serem

mais resistentes ao frio, pela coloração mais clara e por serem mais ralas e menos exuberantes em relação às florestas tropicais (SANTA CATARINA, 1986; EMBRAPA, 2004).

A floresta ombrófila mista pode ser subdividida pelo aspecto fisionômico em floresta submontana, montana e altomontana. Na área de estudo predomina a floresta montana com poucos trechos de altomontana que devido à intensa exploração agrícola da floresta primária restam apenas alguns remanescentes. É constituída por três estratos, sendo o superior composto por araucária (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Ocotea porosa*), canela amarela (*Nectandra lanceolata*), canela sassafrás (*Ocotea odorifera*), cedro (*Cedrella fissilis*) e outras espécies folhosas de grande porte; o médio estrato é formado por podocarpus (*Podocarpus latifolius*), erva-mate (*Ilex paraguariensis*), bracatinga (*Mimosa scabrella*) e outras; e o estrato inferior representado por ervas, arbustos, fetos arbóreos, samambaias como o xaxim (*Dicksonia sellowiana*), taquaras (*Merostachys multiramea*) (SANTA CATARINA, 1986; KLEIN, 1978). Destas, encontra-se na lista de extinção a araucária, a canela sassafrás, a imbuia e o xaxim.

No processo de restituição da vegetação original ocorre, inicialmente, o desenvolvimento da samambaia-das-tapeas (*Pteridium aquilinum*) acompanhada, geralmente, pelo capim-rabo-de-burro (*Andropogon biornis*) e outras ervas anuais. Estas plantas modificam o terreno e o propiciam a condições para o estabelecimento dos vassourais que são constituídos por arbustos do gênero *Baccharis* e formam agrupamentos densos. Dentre estes vassourais, cresce, comumente, o capim-dos-pampas ou tiririca (*Cortadeira sellowiana*) que após diversos anos, desenvolvem-se nestes vassourais, árvores que irão formar os capoeirões, onde se destacam, principalmente, as bracatingas (*Mimosa scabrella*) (SANTA CATARINA, 1986).

A cobertura vegetal das microbacias de vegetação nativa está em processo de regeneração devido ao corte seletivo de araucária (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Ocotea porosa*) e cedro (*Cedrella fissilis*) e ao corte raso. Estes cortes ocorreram na região durante as décadas de 1960 e 1970 (REIS, 2007)¹³.

¹³ REIS, A. **Comunicação pessoal**. Professor Titular do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

Por isso, a cobertura vegetal é denominada floresta secundária em estágio avançado com a predominância da bracatinga (*Mimosa scabrella*), sapopema (*Sloanea monosperma*), erva-mate (*Ilex paraguariensis*), sangueiro (*Pterocarpus violaceus*), capororoca (*Rapanea ferruginea*), canela-fedida (*Ocotea corymbosa*), pau-de-andrade (*Persea major*) e pessegueiro bravo (*Prunus sellowii*). Além de apresentar o xaxim (*Dicksonia sellowiana*) e a taquara (*Merostachys multiramea*). Em menor magnitude, encontra-se a araucária (*Araucaria angustifolia*) e a imbuia (*Ocotea porosa*) (REIS, 2007).

A economia da região é movida pelo reflorestamento de *Pinus taeda* que abastece, principalmente, a indústria moveleira (PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO NEGRINHO, 2006).

5.2 MATERIAIS

As estações fluviométricas foram instaladas no exutório de cada microbacia experimental e são constituídas dos seguintes dispositivos para medição da vazão: a) sistema vertedor – calha Parshall de garganta de 3 polegadas; b) duas paredes que convergem para o medidor, estes dois itens são válidos para as microbacias N1, N2, P1 e P2; c) tubo de PVC conectado com a calha Parshall; d) sensor de altura da lâmina de água (sensor de nível); e) sensor de turbidez (turbidímetro); f) *datalogger* modelo SL2000-II; g) placa solar; h) haste de metal.

Os sensores de nível e turbidez registram os dados em intervalos de 10 minutos. A determinação da vazão nas microbacias M1, M2 e A foi realizada pela elaboração da curva-chave.

O sensor de nível adquire os dados a partir da pressão exercida pela coluna de água, posteriormente, ocorre a transmissão eletrônica por meio do cálculo e digitação do sinal emitido pelo sensor, em seguida, o sinal é gravado na memória do suporte eletrônico, e a transmissão do registro é efetuada pela conexão a cabo no computador.

A estação pluviométrica foi instalada numa área adjacente às estações fluviométricas das microbacias experimentais com os seguintes dispositivos: a) haste de metal; b) pluviógrafo de

cubas basculantes que registra em intervalos de 10 minutos; c) placa solar; d) sensor de radiação nas microbacias do rio Corredeiras e do rio Feio; e) *datalogger* modelo SL2000-II conforme apresenta a Figura 9.



Figura 9 - Pluviógrafo e a coleta dos dados.

A variabilidade temporal dos eventos chuvosos torna necessário o uso de equipamento automático, denominado pluviógrafo, que permite medir as intensidades das chuvas durante intervalos de tempo inferiores àqueles obtidos com as observações manuais feitas nos pluviômetros.

O pluviógrafo de cubas basculante é uma das principais técnicas para a medição da precipitação. Este equipamento possui dois recipientes suspensos por um eixo. O conjunto oscila rapidamente quando um dos recipientes contém certa quantidade de água (0,1mm), e enquanto este se esvazia, o outro recebe a água proveniente do coletor. A cada movimento basculante um mecanismo semelhante ao pêndulo faz uma engrenagem avançar exatamente um dente e esse movimento é transmitido para o sensor de precipitação. Após a transmissão

mecânica do sinal, ocorre a gravação dos registros pela memória do suporte eletrônico e, por fim, sua transmissão foi efetuada por uma conexão a cabo no computador.

Segundo Santos et al. (2001), o local para instalação do pluviógrafo deve ser plano, protegido e livre de obstáculos. A distância mínima de instalação em relação ao obstáculo deve ser igual ao dobro de sua altura e que deve haver nenhuma interferência da chuva num raio de 5 metros. O suporte deve estar exatamente na vertical e a área de captação deve estar exatamente na horizontal e a 1,50 m de distância do solo. Estas recomendações foram obedecidas para a instalação.

O material cartográfico do município de Rio Negrinho e de Mafra em escala 1:10.000 com coordenadas geográficas UTM e projeção SAD69 foram disponibilizados pela empresa Battistella Florestal e as ortofotos de abril de 2006 foram fornecidos pela Prefeitura Municipal de Rio Negrinho.

Os mapas de usos e cobertura do solo das fazendas onde estão instaladas as microbacias experimentais, na escala de 1:10.000, foram fornecidos pela empresa Battistella Florestal. O mapa de solos, na escala 1:250.000, foi elaborado a partir dos dados da Embrapa (2004).

A realização da presente dissertação envolveu a utilização dos *softwares*:

- SPRING 4.3.3;
- ArcGIS 9.1;
- Interface ArcSWAT 1.0.6 e SWAT 2005;
- Statística 6.0;
- Matlab R12;
- Pacote Microsoft Office 2003.

O SPRING foi utilizado para elaborar os mapas de usos e cobertura do solo. Estes mapas foram gerados a partir da segmentação das ortofotos de abril de 2006 e a classificação foi estabelecida pelo auxílio dos mapas de usos das fazendas da empresa Battistella. O ArcGIS foi o programa utilizado para integrar o SIG com a modelagem e interpolar as curvas de nível que resultou no modelo digital de terreno (MDT). O ArcSWAT e SWAT permitiram a simulação do modelo. Os programas Statística, Matlab e Excel foram utilizados para a análise dos dados e no Word foi estabelecida a forma escrita do trabalho.

5.3 MÉTODOS

O método utilizado neste trabalho foi empregado nos estudos de Machado (2002), Moro (2005) e Etchebehere et al. (2006), exceto o monitoramento e a coleta de dados hidrossedimentológicos, neste caso, estudos de Zabaleta et al. (2006) e Seeger et al. (2004) foram utilizados como referência.

Este tópico foi organizado conforme os objetivos específicos. A Figura 10 apresenta o fluxograma metodológico do presente trabalho.

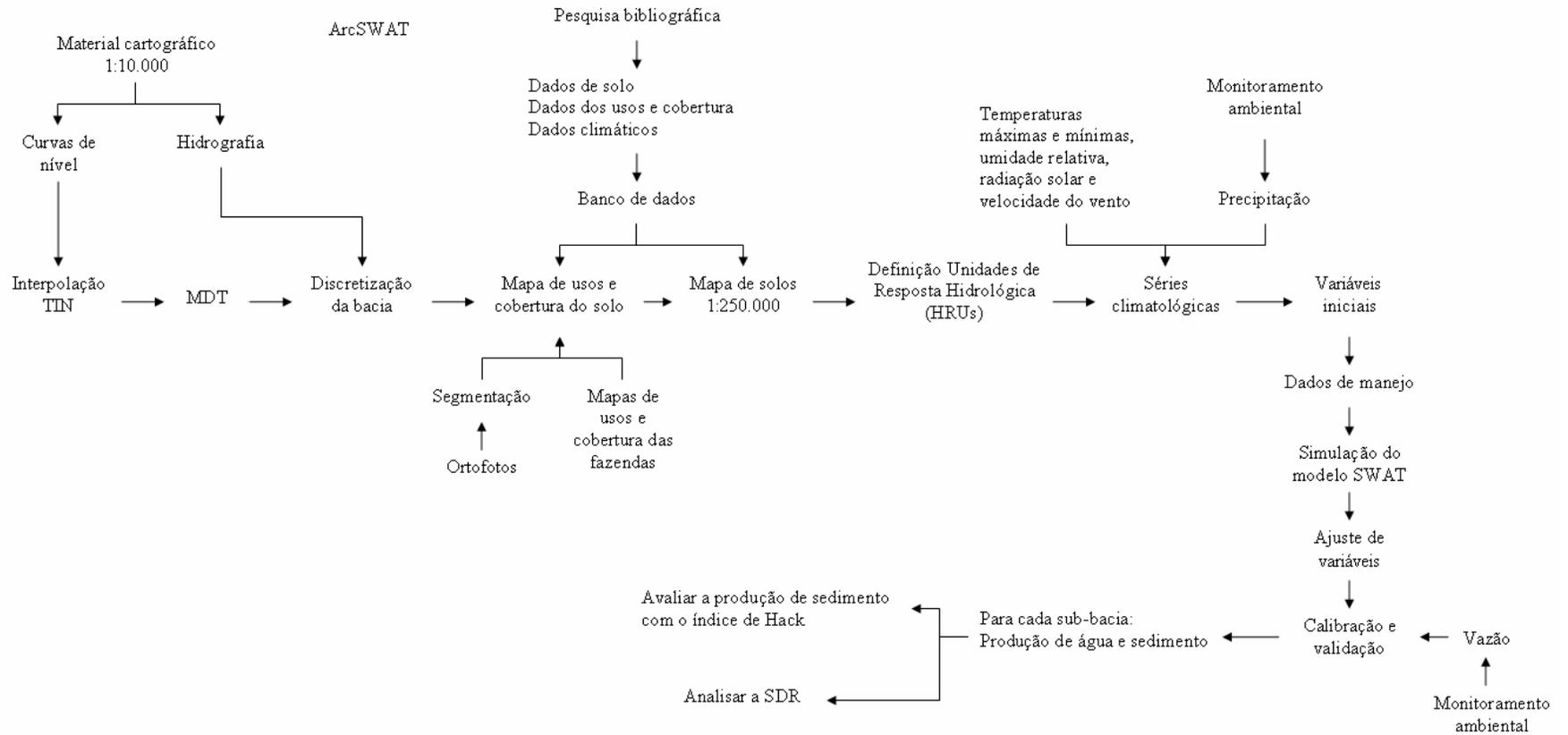


Figura 10 – Fluxograma metodológico.

5.3.1. Calibração e validação do modelo SWAT

5.3.1.1 Monitoramento ambiental

Os dados de precipitação, vazão e concentração de sólidos em suspensão em intervalos de 10 minutos foram coletados quinzenalmente e estão sendo registrados desde agosto de 2006. A localização das estações meteorológicas, pluviométricas e fluviométricas, que foram instaladas nos exutórios das microbacias experimentais, estão apresentadas na Figura 11.

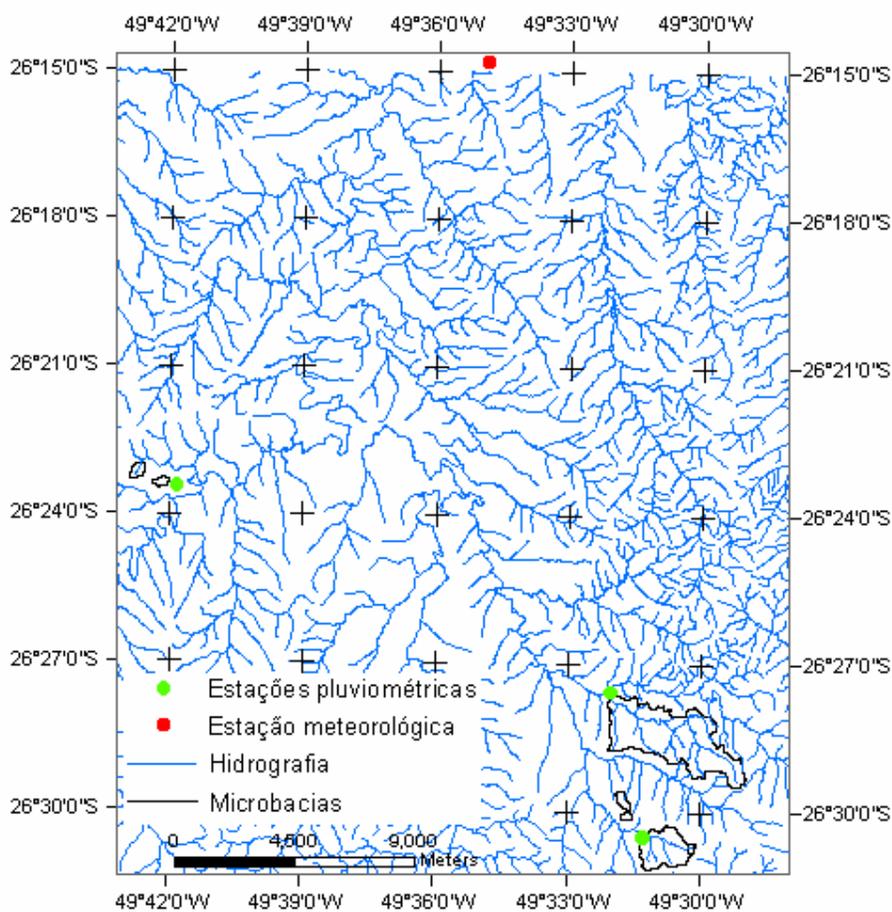


Figura 11 – Localização das estações hidrossedimentológicas e meteorológicas.

As vazões nas microbacias N1, N2, P1 e P2 foram determinadas pela calha Parshall, enquanto que nas microbacias M1, M2 e A, as vazões foram estabelecidas pela curva-chave.

A calha Parshall é um dispositivo hidráulico e tem a característica de apresentar uma relação bem definida entre níveis e vazões. Além disso, não altera significativamente as condições naturais do rio e uma única estrutura permite medir uma ampla faixa de vazões. A vazão é obtida com a equação característica da calha Parshall (Equação (6)).

A calha Parshall foi idealizada, em 1927, por R. L. Parshall e patenteada para vários tamanhos com dimensões padronizadas. No medidor ocorre a passagem da corrente líquida de uma condição subcrítica para supercrítica e, finalmente, para subcrítica, causando um ressalto (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 2002).

$$H = k \cdot Q^n \quad (6)$$

em que k e n são parâmetros.

As medições de velocidade pontual foram determinadas a 60% da profundidade a partir da medição em diferentes níveis d'água com o micromolinete da marca OTT e modelo C2. A calibração do micromolinete se efetuou mediante a medição de oito velocidades diferentes. A relação entre as revoluções do molinete e a velocidade da água foi calculada com a seguinte equação.

$$v = p \cdot r + d \quad (7)$$

na qual v é a velocidade da água (m/s), p é o peso hidráulico da hélice (m), r é o número de revoluções da hélice (s^{-1}) e d é constante (m/s). As constantes p e a dependem do molinete, da hélice e da forma de aplicação do experimento.

Portanto, na equação anterior, restaram duas incógnitas. Conhecido o número de revoluções, determina-se a velocidade. A equação do micromolinete foi dividida em duas faixas de valores de acordo com o número de revoluções (Equações (8) e (9)).

$$\text{Se } r \leq 4,00, \text{ então, } v = 0,1041 \cdot r + 0,012 \quad (8)$$

$$\text{Se } 4,00 \leq r \leq 19,43, \text{ então, } v = 0,1021 \cdot r + 0,020 \quad (9)$$

A determinação da curva-chave foi realizada em local acessível, em leito regular e estável, com pouca alteração ao longo do tempo, em regime permanente e uniforme, este regime é

favorecido se o canal de medição for retilíneo e estável, e sem obstruções à montante e à jusante (MEDEIROS, 2007)¹⁴.

Os métodos de Stevens e logarítmico foram aplicados para a extrapolação superior e inferior da curva-chave. Estes métodos foram descritos conforme Santos et al. (2001) e Tucci (2004).

O método de Stevens utiliza a equação de Chezy (Equação(10)).

$$Q = C \cdot A \cdot \sqrt{R \cdot i} \quad (10)$$

na qual Q é a vazão (m^3/s), C é um coeficiente dimensional ($m^{0.5} \cdot s^{-0.5}$), A é a área da seção transversal (m^2), R é o raio hidráulico (m) e i é a declividade superficial (m/m).

Neste método, supõe-se que $C \cdot \sqrt{i}$ é constante, isto resulta numa relação entre Q e $A \cdot \sqrt{R}$. O resultado satisfatório deste método depende da constante $C \cdot \sqrt{i}$, o que nem sempre acontece, por isso constrói-se uma reta entre os valores de $A \cdot \sqrt{R}$ em função da vazão medida, e a partir deste gráfico, determina-se a vazão para certa altura d'água (m).

O método logarítmico obedece a seguinte equação.

$$Q = f \cdot (H - H_0)^m \quad (11)$$

na qual Q é a vazão (m^3/s), H é a altura d'água (m), e f , H_0 e m são constantes.

As constantes são determinadas com a construção do gráfico entre a vazão e a altura d'água, que resulta em uma relação logarítmica. Ao transformar esta curva em reta, as constantes são obtidas.

A partir da comparação do desvio do erro entre os valores observado e simulado (D_v) cuja fórmula encontra-se na Tabela 11 foi realizada a escolha do método.

Após determinar a vazão, os parâmetros hidrológicos foram transformados para dados diários. A série de precipitação foi utilizada como dado de entrada e a série de vazão foi empregada para a calibração e validação do modelo.

¹⁴ MEDEIROS, P. A. **Comunicação pessoal**. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

Adicionalmente, os parâmetros hidrológicos foram submetidos a uma análise de regressão. A análise de regressão é uma técnica estatística que tem como finalidade modelar e investigar a relação entre duas ou mais variáveis. Esta análise resulta em um modelo de regressão linear que apresenta a relação entre os parâmetros analisados, como o modelo é linear, a relação é representada por uma reta com interseção β_0 e inclinação β_1 , estes são chamados de coeficientes de regressão (MONTGOMERY e RUNGER, 2003; NAGHETTINI e ANDRADE PINTO, 2007).

O modelo de regressão pode ser considerado adequado quando o resíduo (ou erro aleatório) da análise for igual a zero e sua variância for constante. O resíduo (e) é determinado pela relação entre os dados observados (y) e simulados (\hat{y}) como mostra a seguinte equação (MONTGOMERY e RUNGER, 2003; NAGHETTINI e ANDRADE PINTO, 2007).

$$e = y - \hat{y} \quad (12)$$

Deste modo, os parâmetros hidrológicos foram submetidos para a análise de regressão pelo *software* Statistica.

5.3.1.2 Aplicação do modelo SWAT

Primeiramente, foi realizada a caracterização das microbacias experimentais. As características analisadas foram a variação de altitude na bacia, a declividade média do rio e o tempo de concentração. O tempo de concentração foi determinado pela Equação (13) desenvolvida por Kirpich (1940).

$$t_{conc} = 3,989 \cdot \frac{L^{0,77}}{S^{0,385}} \quad (13)$$

na qual t_{conc} é o tempo de concentração (minutos); L é o comprimento do rio principal (km) e S é a declividade do rio principal.

(i) Descrição do modelo SWAT

Os componentes principais do modelo SWAT são hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento vegetal, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. A descrição do modelo

SWAT foi baseada em Arnold et al. (1998), Neitsch et al. (2004), Neitsch et al. (2005) e Arnold e Fohrer (2005).

Hidrologia

O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas do escoamento superficial, percolação, escoamento sub-superficial lateral, escoamento subterrâneo e evapotranspiração (ARNOLD et al., 1998).

A componente hidrológica no modelo SWAT é baseada no balanço hídrico e pode ser representada pela Equação (14).

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (P_i - Q_{sup,i} - ET_i - PER_i - Q_{sub,i}) \quad (14)$$

na qual SW é a quantidade de água no solo em um perfil inteiro, excluindo a quantidade de água mantida no perfil no ponto de murcha (mm), t é o tempo (d), e P , $Q_{sup,i}$, ET , PER e $Q_{sub,i}$ são as quantidades diárias de precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, percolação e escoamento subterrâneo (mm), respectivamente, de um determinado dia.

As bacias hidrográficas complexas são subdivididas para refletir diferentes ET para diversos cultivos, solos, e entre outros; isto é possível devido à continuidade do balanço hídrico. Assim, o escoamento superficial é calculado em duas fases para cada sub-bacia, primeiramente é determinada a fase terrestre e, posteriormente, a fase de propagação nos cursos d'água. Este procedimento aumenta a acurácia e fornece uma melhor descrição física do balanço hídrico.

Escoamento superficial

O escoamento superficial é simulado a partir da precipitação diária pelo método curva número ou número da curva (CN). O método da curva número é resultado de mais que vinte anos de estudo envolvendo a relação precipitação - vazão superficial de pequenas bacias hidrográficas rurais ao longo dos Estados Unidos. O modelo foi desenvolvido para estimar o escoamento superficial a partir do tipo de solo e do uso do solo e pode ser calculado conforme a Equação (15) (NRCS, 2007).

$$Q_{sup} = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)} \quad (15)$$

na qual Q_{sup} é o escoamento superficial total (mm), P é a precipitação total (mm), I_a é a abstração inicial que abrange o armazenamento no terreno, a interceptação e a infiltração no solo antes de iniciar o escoamento superficial (mm), e S é o parâmetro de retenção (mm).

A condição para ocorrer o escoamento superficial é $P > I_a$, conforme NRCS (2007), a abstração inicial (I_a) é adotada como sendo $0,2 \cdot S$, conseqüentemente, a Equação (15) torna-se a Equação (16) e apenas acontecerá escoamento superficial se $P > 0,2 \cdot S$ conforme as Equações (16) e (17).

$$Q_{sup} = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{(P + 0,8 \cdot S)} \quad \text{para } P > 0,2 \cdot S \quad (16)$$

$$Q_{sup} = 0 \quad \text{para } P \leq 0,2 \cdot S \quad (17)$$

O método CN (NRCS, 2007) define três condições de umidade antecedente: (i) CN_1 – condição seca (ponto de murcha), (ii) CN_2 – condição de umidade média, e (iii) CN_3 – condição úmida (capacidade de campo). Os valores tabelados de CN encontram-se na condição CN_2 , para transformá-lo para as condições CN_1 e CN_3 , utilizam-se as Equações (18) e (19), respectivamente.

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 \cdot (100 - CN_2)}{100 - CN_2 + e^{[2,533 - 0,0636 \cdot (100 - CN_2)]}} \quad (18)$$

$$CN_3 = CN_2 \cdot e^{[0,00673 \cdot (100 - CN_2)]} \quad (19)$$

Primeiramente, de acordo com NRCS (2007), o tipo de solo é enquadrado em quatro grupos hidrológicos (A, B, C e D) baseado nas características de infiltração dos solos, esta classificação indica o potencial em gerar escoamento superficial. Os mesmos autores definiram o grupo hidrológico como um grupo de solos que tem similaridade potencial de escoamento superficial sobre a similaridade de condições de tormenta e cobertura do solo.

As propriedades do solo que influenciam o escoamento superficial são aqueles que causam um impacto mínimo na taxa de infiltração para o solo exposto depois de uma prolongada

umidade e quando não está congelado. A Tabela 6 apresenta os grupos hidrológicos e suas respectivas características.

Tabela 6 – Características dos grupos hidrológicos.

Grupos hidrológicos	Características
A	Pouco potencial de escoamento superficial. O solo apresenta alta taxa de infiltração quando está completamente úmido e alta taxa de transmissividade da água. O solo é composto por menos que 10% de argila e mais que 90% de areia ou cascalho.
B	O solo tem moderada taxa de infiltração quando completamente úmido e moderada taxa de transmissividade da água. O solo apresenta argila variando entre 10 e 20% e areia variando entre 50 e 90%.
C	O solo tem baixa taxa de infiltração quando completamente úmido e baixa taxa de transmissividade da água. O solo apresenta argila variando entre 20 e 40% e areia menos que 50%.
D	Alto potencial de escoamento superficial. O solo apresenta taxa de infiltração muito baixo quando completamente úmido o que torna o movimento da água no solo restrito ou muito restrito e apresenta taxa de transmissividade da água muito baixo. O solo é constituído com mais de 40% de argila e menos que 50% de areia.

Fonte: modificado de NRCS (2007).

Parâmetro de retenção

O parâmetro de retenção varia espacialmente devido às mudanças no solo, usos do solo, manejo e declividade e temporalmente devido às mudanças na quantidade de água no solo. O parâmetro de retenção pode ser calculado pela Equação (20).

$$S = S_{max} \cdot \left(1 - \frac{SW}{\left[SW + e^{(w_1 - w_2 \cdot SW)} \right]} \right) \quad (20)$$

na qual S é o parâmetro de retenção de um dado dia (mm), S_{max} é o valor máximo do parâmetro de retenção pode alcançar em um dado dia (mm), SW é a quantidade de água no solo em um perfil inteiro, que exclui a quantidade de água mantida no solo no ponto de murcha, (mm), e w_1 e w_2 são coeficientes de forma.

O valor máximo do parâmetro de retenção (S_{max}) é calculado pela resolução da Equação (23) usando o CN_I .

Os coeficientes de forma são determinados pela resolução da Equação (20), e assumem que: (i) o parâmetro de retenção para condição de umidade I corresponde ao ponto de murchamento na quantidade de água no solo; (ii) o parâmetro de retenção para condição de umidade III corresponde à capacidade de campo na quantidade de água no solo; (iii) o solo tem curva número igual a 99 ($S = 2,54$) quando está completamente saturado (Equações (21) e (22)).

$$w_1 = \ln\left(\frac{FC}{1 - S_3 \cdot S_{\max}^{-1}} - FC\right) + w_2 \cdot FC \quad (21)$$

$$w_2 = \frac{\left[\ln\left(\frac{FC}{1 - S_3 \cdot S_{\max}^{-1}} - FC\right) - \ln\left(\frac{SAT}{1 - 2,54 \cdot S_{\max}^{-1}} - SAT\right)\right]}{(SAT - FC)} \quad (22)$$

na qual w_1 é o primeiro coeficiente de forma, w_2 é o segundo coeficiente de forma, FC é a quantidade de água no solo na capacidade de campo (mm), S_3 é o parâmetro de retenção para CN_I , SAT é a quantidade de água no solo quando completamente saturado (mm), e 2,54 é o valor do parâmetro de retenção para $CN = 99$.

O método CN (NRCS, 2007) defini o parâmetro de retenção conforme a Equação (23).

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (23)$$

na qual CN é um parâmetro adimensional que varia entre 0 e 100 e reflete o tipo e os usos do solo. Quanto maior for o valor de CN , maior será o volume de escoamento superficial.

Vazão de pico

A vazão de pico é estimada pelo método racional modificado (Equação (24)). A vazão de pico é a vazão máxima que ocorre em um evento de chuva. A vazão de pico é um indicador da força erosiva de um evento de chuva e é usado para determinar a perda de sedimentos.

$$Q_{pico} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{sup} \cdot A}{3,6 \cdot t_{conc}} \quad (24)$$

na qual Q_{pico} é a vazão de pico (m^3/s), α_{tc} é a fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração da bacia (adimensional), Q_{sup} é o escoamento superficial (mm), A é a área da sub-bacia (km^2), e t_{conc} é o tempo de concentração da sub-bacia (h).

O método racional assume que a intensidade da chuva i inicia no tempo $t = 0$ e continua indefinidamente, a vazão de pico aumentará até o tempo de concentração ($t = t_{conc}$), neste momento todas as sub-bacias estarão contribuindo para a vazão no exutório (NEITSCH et al., 2005). O método racional modificado relaciona a vazão de pico com a precipitação diária que atinge o solo durante o t_{conc} das sub-bacias, o volume de escoamento superficial diário e o tempo de concentração das sub-bacias.

Tempo de concentração

O tempo de concentração (t_{conc}) é o tempo necessário para que a água precipitada no local mais distante da bacia hidrográfica escoe até seu exutório. O t_{conc} é determinado pela soma do tempo que a água flui na superfície a partir do ponto mais distante na sub-bacia até atingir um curso d'água com o tempo de percurso no curso d'água até atingir a saída da sub-bacia (Equação (25)).

$$t_{conc} = t_{cs} + t_{cc} \quad (25)$$

na qual t_{conc} é o tempo de concentração na sub-bacia (h), t_{cs} é o tempo de concentração na superfície (h) e t_{cc} é o tempo de concentração no curso d'água (h).

O tempo de concentração na superfície é determinado pela Equação (26).

$$t_{cs} = \frac{L_{slp}^{0,6} \cdot n^{0,6}}{18 \cdot slp^{0,3}} \quad (26)$$

na qual L_{slp} é o comprimento da encosta (m), n é o coeficiente de rugosidade de Manning (adimensional), e slp é a declividade média na sub-bacia (m/m ou %).

O tempo de concentração no curso d'água é calculado pela Equação (27).

$$t_{cc} = \frac{0,62 \cdot L \cdot n^{0,75}}{A^{0,125} \cdot slp_{ch}^{0,375}} \quad (27)$$

na qual L é o comprimento do curso d'água a partir do ponto mais distante da sub-bacia até o exutório (km), n é o coeficiente de rugosidade de Manning para o curso d'água (adimensional), A é a área da sub-bacia (km²), e slp_{ch} é a declividade média no curso d'água (m/m ou %).

O SWAT estima a fração da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração como função da fração da chuva intensa de 30 minutos e pode ser determinada pela Equação (28).

$$\alpha_{ic} = 1 - e^{-2 \cdot t_{conc} \cdot \ln(1 - \alpha_{0,5})} \quad (28)$$

na qual α_{ic} é a fração da chuva que ocorre durante o tempo de concentração, t_{conc} é o tempo de concentração da sub-bacia (h), e $\alpha_{0,5}$ é a fração da chuva intensa de 30 minutos.

A chuva intensa de 30 minutos é calculada a partir da distribuição triangular, a qual utiliza dados de precipitação diária e a maior chuva intensa de 30 minutos ocorrida em um determinado mês. A chuva intensa de 30 minutos é calculada somente para os dias em que foi gerado o escoamento superficial. A distribuição triangular utiliza as Equações (29) e (30) para gerar a fração da chuva intensa de 30 minutos.

Se $rnd_1 \leq \left(\frac{\alpha_{0,5mês} - \alpha_{0,5L}}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}} \right)$, então,

$$\alpha_{0,5} = \alpha_{0,5L} + \left[rnd_1 \cdot (\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}) \cdot (\alpha_{0,5mês} - \alpha_{0,5L}) \right]^{0,5} \quad (29)$$

Se $rnd_1 > \left(\frac{\alpha_{0,5mês} - \alpha_{0,5L}}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}} \right)$, então,

$$\alpha_{0,5} = \alpha_{0,5U} - \left(\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5mês} \right) \cdot \left[\frac{\alpha_{0,5U} \cdot (1 - rnd_1) - \alpha_{0,5UL} \cdot (1 - rnd_1)}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5mês}} \right]^{0,5} \quad (30)$$

na qual $\alpha_{0,5mês}$ é a fração de chuva intensa de 30 minutos média para o mês, rnd_1 é um número aleatório gerado pelo modelo a cada dia, $\alpha_{0,5L}$ é o limite inferior da distribuição triangular (=0,02083) e $\alpha_{0,5U}$ é o limite superior da distribuição triangular. O limite superior da distribuição triangular é estabelecido pela Equação (31).

$$\alpha_{0,5U} = 1 - e^{\left(\frac{-125}{R_d + 5}\right)} \quad (31)$$

na qual R_d é a precipitação diária (mm).

A fração de chuva intensa de 30 minutos média para o mês é calculada pela seguinte equação.

$$\alpha_{0,5mês} = adj_{0,5\alpha} \cdot 1 - e^{\left(\frac{R_{0,5\max(mês)}}{\mu_{mês} \cdot \ln\left(\frac{0,5}{ano \cdot dia_{úmido}}\right)}\right)} \quad (32)$$

na qual $adj_{0,5\alpha}$ é o fator de ajuste, $R_{0,5\max(mês)}$ é a chuva intensa de 30 minutos para o mês, $\mu_{mês}$ é a chuva diária média para o mês (mm), ano é o número de anos de dados de chuva utilizado para obter valores de chuvas intensas de 30 minutos máximas mensais, $dia_{úmido}$ é o número de dias de chuva no mês.

A chuva intensa de 30 minutos para um determinado mês é calculada pela Equação (33).

$$R_{0,5\max(mês)} = \frac{R_{0,5x(mês-1)} + R_{0,5x(mês)} + R_{0,5x(mês+1)}}{3} \quad (33)$$

na qual $R_{0,5x}$ é a chuva extrema de 30 minutos para um determinado mês.

Atraso do escoamento superficial

O SWAT incorpora as características do armazenamento do escoamento superficial a um atraso como a porção de escoamento superficial que é liberada no curso d'água principal depois de certo tempo.

Uma vez que o escoamento superficial é calculado, a quantidade de escoamento superficial que atinge o curso d'água principal é determinado pela seguinte equação.

$$Q_{sup} = (Q'_{sup} + Q_{arm,i-1}) \cdot \left[1 - e^{\left(\frac{-surlag}{t_{conc}}\right)} \right] \quad (34)$$

na qual Q_{sup} é a quantidade da descarga de escoamento superficial que atinge o curso d'água principal (mm/d), Q'_{sup} é a quantidade gerada de escoamento superficial em uma sub-bacia

(mm/d), $Q_{arm,i-1}$ é o escoamento superficial armazenado (mm/d), $surlag$ é o coeficiente de atraso do escoamento superficial (adimensional), t_{conc} é o tempo de concentração (h).

Percolação

A componente percolação utiliza a técnica de propagação do armazenamento combinado com o modelo de fluxo na fenda do solo para predizer o fluxo através de cada camada de solo. A percolação existe se a quantidade de água excede a capacidade de campo para cada camada e a próxima camada não pode estar saturada. A água que percola abaixo da zona de raiz é armazenada como água subterrânea ou aparece como escoamento de retorno à jusante do ponto considerado. A técnica de propagação do armazenamento é baseada na seguinte equação.

$$w_{perc,cam} = SW_{cam,excesso} \cdot \left[1 - e^{\left(\frac{-\Delta t}{TT_{perc}} \right)} \right] \quad (35)$$

na qual $w_{perc,cam}$ é a quantidade diária de água que percola para a próxima camada (mm), $SW_{cam,excesso}$ é o volume drenável diário de água na camada de solo (mm), Δt é a duração do intervalo de tempo (h), e TT_{perc} é o tempo de propagação da percolação entre as camadas (h).

O volume de água disponível para percolação em cada camada de solo é calculado conforme as equações a seguir.

$$SW_{cam,excesso} = SW_{cam} - FC_{cam} \quad \text{se} \quad SW_{cam} > FC_{cam} \quad (36)$$

$$SW_{cam,excesso} = 0 \quad \text{se} \quad SW_{cam} \leq FC_{cam} \quad (37)$$

na qual SW_{cam} é a quantidade diária de água na camada do solo (mm), FC_{cam} é a quantidade de água na camada de solo na capacidade de campo (mm).

O tempo de propagação da percolação é único para cada camada e pode ser calculada pela seguinte equação.

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{cam} - FC_{cam}}{K_{sat}} \quad (38)$$

na qual SAT_{cam} é a quantidade de água na camada do solo quando completamente saturado (mm), e K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm/h).

A água que percola para fora da camada mais profunda do solo entra na zona vadosa. A zona vadosa é a zona não saturada entre o fundo do solo e o topo do aquífero.

Escoamento sub-superficial lateral

O escoamento sub-superficial lateral no solo é determinado em até 2 m e é calculado simultaneamente com a percolação. O modelo de armazenamento cinético é utilizado para prever o escoamento lateral de cada camada do solo conforme a equação a seguir.

$$Q_{lat} = 0,024 \cdot \frac{(2 \cdot SW_{cam,excesso} \cdot K_{sat} \cdot slp)}{\phi_d \cdot L_{slp}} \quad (39)$$

na qual Q_{lat} é o escoamento lateral (mm/d), $SW_{cam,excesso}$ é o volume drenável de água armazenada na zona saturada da encosta por unidade de área (mm), slp é a declividade (% ou m/m), ϕ_d é a porosidade drenável do solo (mm/mm), e L_{slp} é o comprimento da encosta (m).

Escoamento da água subterrânea

A contribuição do escoamento da água subterrânea que formará o escoamento total é determinada pela criação do armazenamento do aquífero raso. O balanço hídrico para o aquífero raso é calculado pela Equação (40).

$$Q_{aq,raso,i} = Q_{aq,raso,i-1} + w_{rec,raso} - Q_{sub} - w_{revap} - w_{uso,raso} \quad (40)$$

na qual $Q_{aq,raso,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i (mm), $Q_{aq,raso,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia $i-1$ (mm), $w_{rec,raso}$ é a quantidade de recarga que entra no aquífero raso no dia i (mm), Q_{sub} é o escoamento subterrâneo no canal principal (mm), w_{revap} é a quantidade de água em movimento na zona do solo em resposta a deficiências de água no dia i (mm), e $w_{uso,raso}$ é a quantidade de água removida do aquífero raso para uso na dia i (mm).

O escoamento subterrâneo no estado de equilíbrio é calculado pela Equação (41).

$$Q_{sub} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{sub}^2} \cdot h_{\acute{a}gua} \quad (41)$$

na qual $h_{\acute{a}gua}$ é a altura da coluna de água, e L_{sub} é a distância do cume ou da sub-bacia dividido pelo sistema de água subterrânea no curso d'água principal (m).

O escoamento subterrâneo em resposta a um estado não estacionário ocorre devido à flutuação da coluna de água no solo e pode ser calculado pelas Equações (42) e (43) conforme as respectivas condições de coluna de água.

$$\text{Se } Q_{aq,raso} > Q_{lim} \Rightarrow Q_{sub,i} = Q_{sub,i-1} \cdot e^{(-\alpha_{sub} \cdot \Delta t)} + w_{rec,raso} \cdot [1 - e^{(-\alpha_{sub} \cdot \Delta t)}] \quad (42)$$

$$\text{Se } Q_{aq,raso} \leq Q_{lim} \Rightarrow Q_{sub,i} = 0 \quad (43)$$

na qual $Q_{sub,i}$ é o escoamento subterrâneo que entra no curso d'água principal (mm/d), $Q_{sub,i-1}$ é o escoamento subterrâneo que entra no curso d'água principal no dia $i-1$ (mm/d), α_{sub} é o coeficiente de recessão do escoamento subterrâneo (adimensional), Δt é o intervalo de tempo (d), $w_{rec,raso}$ é a quantidade de recarga que entra no aquífero raso (mm/d), $Q_{aq,raso}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no início do dia i (mm/d) e Q_{lim} é o nível de água limite do aquífero raso para ocorrer contribuição para o curso d'água principal (mm/d).

Na recarga, existe um tempo de atraso (δ_{sub}) que corresponde ao tempo que a água existente no perfil do solo atinge o aquífero raso. Esta variável dependerá da altura da coluna de água e das propriedades hidráulicas do solo.

O SWAT simula o movimento da água na interface entre as zonas saturada e não-saturada com a formação de franjas capilares que fluem em sentido ascendente e é função da demanda de água pela evapotranspiração, este processo é denominado 'revap', sendo Q_{rvp} o coeficiente de 'revap' da água subterrânea.

Evapotranspiração

O modelo permite calcular a evapotranspiração potencial por três métodos: (1) Penman-Monteith (Monteith, 1965¹⁵; Allen, 1986¹⁶; Allen et al., 1989¹⁷), (2) Priestley-Taylor (Priestley-Taylor, 1972¹⁸), e (3) Hargreaves (Hargreaves et al., 1985¹⁹).

O método de Penman-Monteith necessita de dados de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento. Este método combina componentes que avaliam a energia necessária para sustentar a evaporação, o estreito mecanismo requerido para remover o vapor de água e os termos aerodinâmicos e de resistência superficial. A Equação (44) representa o método de Penman-Monteith.

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{liq} - G) + \rho_{ar} \cdot c_p \cdot (e_z^o - e_z) / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (44)$$

na qual λ é o fluxo de densidade do calor latente (MJ/m²·d), E é a altura da taxa de evaporação (mm/d), Δ é a declividade da curva de saturação da pressão de vapor com a temperatura, H_{liq} é a radiação líquida (MJ/m²·d), G é a densidade de fluxo de calor do chão (MJ/m²·d), ρ_{ar} é a densidade do ar (kg/m³), c_p é o calor específico a pressão constante (MJ/kg·°C), e_z^o é a pressão de saturação do vapor no ar na altura z (kPa), e_z é a pressão de vapor da água no ar na altitude z (kPa), γ é a constante psicrométrica (kPa/°C), r_c é a resistência de interceptação vegetal (s/m) e r_a é a resistência aerodinâmica (s/m).

Uma vez que a evapotranspiração potencial é determinada, o modelo calcula a evapotranspiração real. O SWAT primeiro calcula a evaporação de toda a precipitação interceptada pela cobertura vegetal. Posteriormente, calcula a quantidade máxima de transpiração e a quantidade máxima de evaporação do solo.

¹⁵ MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. P. 205-234. In: **The state and movement of water in living organisms**, XIXth Simposio Soc. For Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press. 1965.

¹⁶ ALLEN, R. G. A Penman for all seasons. **J. Irrig. and Drain. Eng.**, ASCE, 112(4):348-368. 1986.

¹⁷ ALLEN, R. G.; JENSEN, M. E.; WRIGHT, J. L.; BURMAN, R. D. Operational estimates of evapotranspiration. **Agron. J.**, 81:650-662. 1989.

¹⁸ PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. **Mon. Weather Rev.**, 100:81-92, 1972.

¹⁹ HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, 1:96-99, 1985.

O armazenamento nas copas pode afetar significativamente a infiltração, o escoamento superficial e a evapotranspiração. O SWAT permite quantificar o volume máximo de água que pode ser mantida no armazenamento nas copas que varia de dia após dia e é função do índice de área foliar como apresenta a seguinte equação.

$$can_{dia} = can_{mx} \cdot \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad (45)$$

na qual can_{dia} é a quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas (mm/d), can_{mx} é a quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas quando estas estão completamente desenvolvidas (mm), LAI é o índice de área foliar para um dado dia e LAI_{mx} é o máximo índice da área foliar para uma certa espécie vegetal.

A evaporação da precipitação interceptada é determinada a partir da evapotranspiração potencial separada em duas condições. Se a evapotranspiração potencial é menor que a quantidade de água livre mantida nas copas, então é utilizado a Equação (44). Se a evapotranspiração potencial é maior que a quantidade de água livre mantida nas copas é utilizada a Equação (46).

$$E_a = E_{cop} = E_0 \Rightarrow R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{cop} \quad (46)$$

$$E_{cop} = R_{INT(i)} \Rightarrow R_{INT(f)} = 0$$

na qual E_a é a quantidade de evapotranspiração real que ocorre numa bacia hidrográfica (mm/d), E_{cop} é a quantidade de evaporação da água livre nas copas (mm/d), E_0 é a evapotranspiração potencial (mm/d), $R_{INT(i)}$ é a quantidade inicial de água livre mantida nas copas (mm/d) e $R_{INT(f)}$ é a quantidade final de água livre mantida nas copas (mm/d).

A transpiração é calculada pela Equação (44) quando o método de Penman-Monteith é selecionado para calcular a evapotranspiração potencial.

A quantidade de evaporação do solo é estimada pela utilização de função exponencial conforme a profundidade do solo e da quantidade de água. Portanto, o SWAT dividi a demanda de evaporação entre os diferentes camadas. A distribuição da profundidade utilizada para determinar a quantidade máxima de água que pode ser evaporada é calculada pela Equação (47).

$$E_{solo,z} = E_s'' \cdot \frac{z}{z + e^{(2,374 - 0,00713 \cdot z)}} \quad (47)$$

na qual $E_{solo,z}$ é a demanda de evaporação na profundidade z (mm), E_s'' é a evaporação máxima da água no solo (mm/d) e z é a profundidade da camada do solo a partir da superfície (mm).

O coeficiente *esco* foi incorporado ao SWAT para permitir que o usuário possa modificar a distribuição da profundidade utilizada para determinar a demanda de evaporação do solo.

Produção de sedimentos

A produção de sedimentos causada pela precipitação e pelo escoamento superficial é calculada com a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (Williams, 1975)⁶. MUSLE é uma versão modificada da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) desenvolvido por Wischmeier e Smith (1965⁴; 1978)⁵. Recentemente, Kinnell e Risse (1998)⁷ aperfeiçoaram a USLE, a qual foi denominada USLE-M.

A USLE estima a média anual da erosão bruta como função da energia da chuva, do manejo, dos usos do solo, dos tipos de solo e do relevo. Na MUSLE, o fator energia da chuva é substituído pelo fator de escoamento superficial. Esta modificação permite estimar a produção de sedimentos e torna possível a aplicação da equação em eventos individuais. A estimativa da produção de sedimentos é permitida porque o escoamento superficial é uma função das condições de umidade antecedente e este fator representa a energia utilizada pela desagregação e transporte de sedimentos.

A ULSE-M tem o potencial de produzir estimativas de erosão bruta mais próximas a realidade, pois a equação modificada considera a variabilidade do escoamento superficial gerado anteriormente.

A Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (Williams, 1995) é calculada pela seguinte equação.

$$Sed = 11,8 \cdot (Q_{sup} \cdot q_{pico} \cdot A)^{0,56} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \cdot CFRG \quad (48)$$

na qual Sed é a produção de sedimentos (t/d), Q_{sup} é o volume de escoamento superficial (mm/ha), q_{pico} é a vazão de pico (m^3/s), A é a área da unidade de resposta hidrológica (HRU) (ha), K é o fator de erodibilidade do solo, C é o fator de cobertura e manejo, P é o fator de práticas conservacionistas, LS é o fator topográfico, e $CFRG$ é o fator de fragmento grosseiro.

O SWAT particiona a bacia hidrográfica em unidades de resposta hidrológica (HRUs) embasadas no cruzamento de dados como usos e cobertura do solo, tipos de solo e declividade. Neste momento, ocorre o reconhecimento pelo modelo destas características da bacia.

O fator de erodibilidade do solo (K) foi determinado a partir da Equação (49) proposto por Williams (1995).

$$K = f_{csand} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgc} \cdot f_{hisand} \quad (49)$$

na qual f_{csand} é o fator que representa solos com alto conteúdo de areia grossa, f_{cl-si} é a fração de solos com alta razão de silte e argila, f_{orgc} é a fração de solos com alta quantidade de carbono orgânico, e f_{hisand} é a fração de solos com alta quantidade de areia.

Os fatores f_{csand} , f_{cl-si} , f_{orgc} e f_{hisand} podem ser calculados pelas Equações (50), (51), (52) e (53), respectivamente.

$$f_{csand} = 0,2 + 0,3 \cdot e^{-0,256 \cdot m_s \left(1 - \frac{m_{silt}}{100}\right)} \quad (50)$$

$$f_{cl-si} = \left(\frac{m_{silt}}{m_c + m_{silt}}\right)^{0,3} \quad (51)$$

$$f_{orgc} = 1 - \frac{0,25 \cdot orgC}{orgC + e^{3,72 - 2,95 \cdot orgC}} \quad (52)$$

$$f_{hisand} = 1 - \frac{0,7 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100}\right)}{\left(1 - \frac{m_s}{100}\right) + e^{-5,51 + 22,9 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100}\right)}} \quad (53)$$

na qual m_s é a porcentagem de areia, m_{silt} é a porcentagem de silte, m_c é a porcentagem de argila e $orgC$ é a porcentagem de carbono orgânico.

O fator de cobertura e manejo (C) é definido como a taxa de perda do solo em condição específica num determinado estágio da cultura. O SWAT calcula o C com a Equação (54) devido à variação da cobertura vegetal durante o ciclo de crescimento da planta.

$$C = e^{(\ln 0,8 - \ln C_{mn})} \cdot e^{-0,00115 \cdot rsd_{sup}} + \ln C_{mn} \quad (54)$$

na qual C_{mn} é o valor mínimo do fator de cobertura e manejo, e rsd_{sup} é a quantidade de resíduo na superfície do solo (kg/ha).

O fator C mínimo (C_{mn}) pode ser estimado do conhecimento da média anual do fator C conforme a seguinte equação.

$$C_{mn} = 1,463 \cdot \ln C_a + 0,1034 \quad (55)$$

na qual C_a é a média anual do fator C .

O fator de práticas conservacionistas (P) é definido como a taxa de perda de solo com uma específica prática conservacionista, esta prática pode ser plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas. O plantio em nível fornece quase completa proteção contra a erosão de precipitações com intensidade baixa a moderada, mas pouca ou nenhuma proteção contra eventos intensos. Os valores de P para determinada declividade do solo (%) é mostrado na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores de P para determinada declividade do solo (%)

Declividade do solo (%)	P
1 a 2	0,60
3 a 5	0,50
6 a 8	0,50
9 a 12	0,60
13 a 16	0,70
17 a 20	0,80
21 a 25	0,90

Fonte: Wischmeier e Smith (1978)⁵.

O fator topográfico (LS) é a taxa esperada de perda do solo por unidade de área e pode ser calculado pela equação seguinte.

$$LS = \left(\frac{L_{slp}}{22,1} \right)^m \cdot (65,41 \cdot \text{sen}^2 \alpha_{slp} + 4,56 \cdot \text{sen} \alpha_{slp} + 0,065) \quad (56)$$

na qual L_{slp} é o comprimento da encosta (m), m é o termo exponencial, e α_{slp} é o ângulo da declividade da encosta. O termo exponencial é calculado pela Equação (57).

$$m = 0,6 \cdot \left[1 - e^{(-35,835 \cdot slp_{HRU})} \right] \quad (57)$$

na qual slp_{HRU} é a declividade do HRU (m/m). A relação entre α_{slp} e slp_{HRU} é expressa pela Equação (58).

$$slp_{HRU} = \tan \alpha_{slp} \quad (58)$$

O fator de fragmento grosseiro ($CFRG$) pode ser determinado pela Equação (59).

$$CFRG = e^{-0,053 \cdot \text{casc}} \quad (59)$$

na qual casc é a porcentagem de cascalho na primeira camada do solo (%).

Similarmente, a USLE considera os fatores de erodibilidade do solo, manejo, práticas conservacionistas, topográfico e fragmento grosseiro. A USLE simula a erosão média total anual como função da energia da precipitação, enquanto que a MUSLE simula a produção de sedimentos como função do fator de vazão.

O fator de erosividade da precipitação pode ser determinado pela Equação (60).

$$EI_{usle} = E_{storm} \cdot I_{30} \quad (60)$$

na qual EI_{usle} é o fator de erosividade da precipitação ($0,017 \text{ toneladas} \cdot \text{cm}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), E_{storm} é a energia total de tormenta ($0,017 \text{ toneladas}/\text{m}^2$) e I_{30} é a intensidade máxima de 30 minutos (mm/h).

A energia total de tormenta depende da quantidade de precipitação e do intervalo de tempo como apresenta a equação a seguir.

$$E_{storm} = \Delta R_{dia} \cdot \left[12,1 + 8,9 \cdot \log \left(\frac{\Delta R_{dia}}{\Delta t} \right) \right] \quad (61)$$

na qual ΔR_{dia} é a quantidade de precipitação que ocorre durante um intervalo de tempo (mm) e Δt é o intervalo de tempo (h).

Crescimento vegetal

As condições de cobertura vegetal e de resíduos das culturas são essenciais para a estimativa do desprendimento e transporte de partículas do solo.

O SWAT estima diariamente o crescimento de plantas pela aplicação de uma versão simplificada do modelo de crescimento de planta EPIC (Williams et al., 1984)²⁰. Este modelo utiliza os conceitos de desenvolvimento fenológico da planta com base na unidade de calor acumulada diariamente (graus dias), do índice de colheita e do potencial de biomassa e do ajustamento do estresse devido a água e temperatura. O SWAT simula o crescimento de culturas anuais e perenes.

Manejo agrícola

A principal meta da modelagem ambiental é avaliar o impacto das atividades humanas em certo sistema. O centro desta avaliação está na pontualização das práticas de manejo do solo e da água que são exercidas dentro de certo sistema. O componente manejo agrícola fornece sub-modelos que simulam plantio, colheita, aplicações de irrigação, nutrientes e pesticidas e operações de cultivo.

O componente manejo agrícola pode ser dividido em duas seções. A primeira considera as condições iniciais de práticas de manejo que nunca sofrem alteração durante a simulação, e a segunda enumera uma programação de operações de manejo que ocorrem em tempos específicos.

²⁰ WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P.T. Modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Trans. ASAE**, v.27, p.129-144, 1984.

Propagação no curso d'água

A propagação no curso d'água consiste nos componentes: (i) propagação da vazão líquida; (ii) propagação da vazão sólida; e (iii) propagação química. A descrição detalhada dos componentes do método de propagação pode ser consultada em Arnold et al. (1995)²¹.

Propagação da vazão líquida no curso d'água

A propagação da água pelo curso d'água é realizada pelo método do armazenamento variável que foi desenvolvido por Williams (1969)²². Os dados requeridos pelo modelo incluem comprimento, declividade, profundidade, declividade lateral e n do curso d'água. Além de necessitar de declividade e n da margem de inundação. A taxa de escoamento e a velocidade média são calculadas a partir da equação de Manning e o tempo de propagação é computado pela divisão do comprimento do curso d'água pela velocidade. O fluxo a partir do curso d'água é ajustado para a perda por transmissão, evaporação e fluxo de retorno.

Propagação da vazão sólida no curso d'água

O transporte de sedimentos nos cursos d'água é função de dois processos que ocorrem simultaneamente: (i) deposição; e (ii) degradação. A componente deposição é baseada na velocidade de queda e a componente degradação tem como base o conceito de força de escoamento desenvolvido por Bagnold (1977).

A deposição no curso d'água através das sub-bacias é baseada na velocidade de queda das partículas de sedimentos. A velocidade de queda é calculada como função do diâmetro das partículas fundamentada na Lei de Stokes.

A degradação é determinada pela força de escoamento. A força de escoamento é definida por Bagnold (1977) como o produto da densidade de água, da taxa de vazão e da declividade da água superficial.

²¹ ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.121, 1995.

²² WILLIAMS, J. R. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. **Trans. ASAE**, v.12, p.100-103, 1969.

O SWAT utiliza equações simplificadas. A máxima quantidade de sedimentos que pode ser transportada a partir de um segmento do curso d'água é uma função da velocidade da vazão de pico. A Figura 12 apresenta o fluxograma de operação do modelo SWAT.

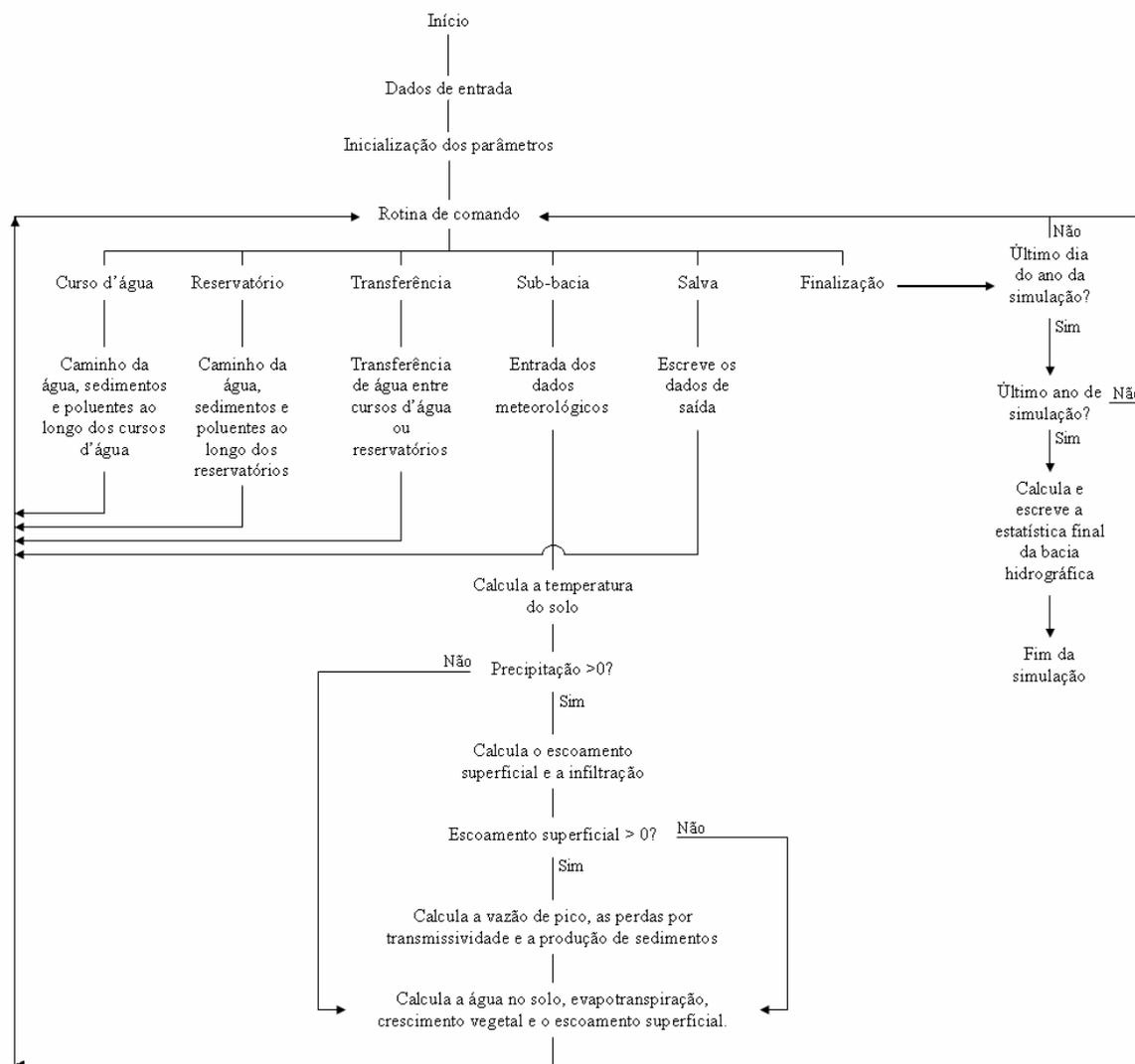


Figura 12 – Fluxograma do modelo SWAT (modificado de Arnold et al., 1998).

Dados de entrada

O modelo necessita de dados de entrada matriciais e tabulares. Os dados matriciais são inseridos na forma de planos de informação (PI's), sendo necessários os PI's modelo digital do terreno (MDT), mapas de solos e de usos e cobertura dos solos. As informações tabulares utilizadas foram dados meteorológicos como precipitação, temperaturas máxima e mínima,

radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa, dados de solo e de crescimento vegetal.

Segundo Machado (2002), a maior limitação ao uso de modelos é a dificuldade em trabalhar a grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais. Por essa razão, uma interface foi desenvolvida entre o SWAT e o ArcGIS.

Conforme Di Luzio et al. (2002), a interface automaticamente subdivide a bacia em sub-bacias a partir do MDT e, posteriormente, extrai os dados de entrada a partir dos planos de informação (PI's) e do banco de dados relacionados para cada sub-bacia. A interface permite que as saídas do modelo sejam exibidas em mapas, gráficos e quadros do ArcGIS.

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) podem ser empregados na criação do banco de dados para modelos com grande quantidade de dados, a união entre SWAT e ArcGIS representa um importante passo para o manejo de bacias hidrográficas. Nos SIG's, as sucessivas análises dos dados espaciais podem dividir grandes áreas heterogêneas em pequenas unidades hidrológicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados (MACHADO e VETTORAZZI, 2003).

(i) Modelo digital de terreno

As curvas de nível de 10 em 10 metros no formato vetorial foram interpoladas no ArcGIS com o modelo de interpolação TIN (*Triangular Irregular Network*) que gerou um modelo digital de terreno (MDT), posteriormente, este arquivo foi transformado para formato matricial com resolução de 1 metro. Neste trabalho, a resolução de 1 metro foi adotada devido ao melhor desempenho na geração da rede hidrográfica.

Diversos autores estudaram a relação entre a resolução do MDT e o resultado da simulação, especialmente Di Luzio, Arnold e Srinivasan (2005), que estudaram o efeito da qualidade de dados do SIG nas simulações da vazão e de sedimento em uma pequena bacia hidrográfica e concluíram que a menor resolução do MDT resulta em um desempenho satisfatório devido a melhor representatividade dos aspectos geomorfológicos.

(ii) Discretização em sub-bacias

A discretização da microbacia em sub-bacias foi realizado com o estabelecimento da área mínima, em hectares, de cada sub-bacia a partir do MDT e da hidrografia. O critério utilizado foi a partir da criação de sub-bacias com áreas mínimas de 20 ha, 10 ha, 8 ha, 5 ha e 1 ha. Ao analisar as sub-bacias definidas, observou-se que com a menor área mínima de 1 ha, o modelo resultou em uma melhor representação da hidrografia, por isso, a área de 1 ha foi adotada.

(iii) Definição da unidade de resposta hidrológica

O método utilizado para a definição da unidade de resposta hidrológica (HRU) foi o cruzamento dos usos e coberturas de solo, tipos de solo e declividade em cada sub-bacia, de tal forma que estas características fossem abrangidas. Por isso, foi adotado o HRU múltiplo com a menor porcentagem para o uso e cobertura do solo e 1% para o tipo do solo e a declividade em cada sub-bacia, este método resultou em uma abrangência total, principalmente, dos usos e coberturas do solo.

(iv) Mapas de solos e usos e cobertura do solo

O mapa de solos foi digitalizado e reclassificado a partir dos dados da Embrapa (2004). Nas Bacias do rio Feio e Corredeiras, o mapa de usos e cobertura do solo foi elaborado pela segmentação no SPRING de ortofotos aéreas com resolução espacial de 1 m de abril de 2006, estas cedidas pela Prefeitura Municipal de Rio Negrinho, e junto ao mapa de usos do solo das fazendas Feio e Santa Alice, cedido pela empresa Battistella Florestal, foi elaborado o mapa de usos e coberturas das microbacias. Na Bacia do rio Bituva, foi utilizado o mapa de usos e cobertura do solo fornecido pela empresa. Finalmente, os mapas de solos e usos e cobertura do solo foram transformados em dados matriciais com a mesma resolução do MDT.

(v) Dados de solos

Os dados de solos foram digitados diretamente no banco de dados do modelo. O banco de dados contém informações das características físico – hídricas do solo como número de camadas, profundidade de cada camada, densidade do solo, capacidade de água disponível, condutividade hidráulica saturada e porcentagem das partículas do solo. Além destas

informações, é necessário estabelecer o grupo hidrológico, o albedo e o fator de erodibilidade do solo.

O número de camadas, a profundidade de cada camada e a porcentagem das partículas do solo foram obtidos pela análise, realizada pela EMBRAPA (2004), de perfil de amostras extraídas dos municípios de Rio Negrinho e Mafra.

A quantidade de água disponível e a condutividade hidráulica do solo foram estabelecidas conforme a textura do solo (Tabelas 9 e 10).

A textura do solo é classificada em três grupos principais: solo arenoso, argiloso e franco. Dentro de cada grupo, existem classes texturais específicas que fornecem uma noção da distribuição de tamanho de partículas e indica o comportamento das propriedades físicas do solo como apresenta a Tabela 8 (BRADY, 1989).

Tabela 8 – Termos gerais da textura do solo em relação ao nome das classes texturais.

Termos gerais		Classe textural
Nomes comuns	Textura	
Arenoso	Grosseira	Arenoso
		Areia Franca
		Franco Arenosa
Franco	Média	Franco
		Franco Siltosa
	Moderadamente fina	Siltosa
		Franco Argilo Arenosa
Argilosos	Fina	Franco Argilo Siltosa
		Franco Argilosa
		Argilo Arenosa
		Argilo Siltosa
		Argilosa

Fonte: Brady (1989).

Primeiramente, foi determinada a classificação da classe textural do solo pela Figura 13.

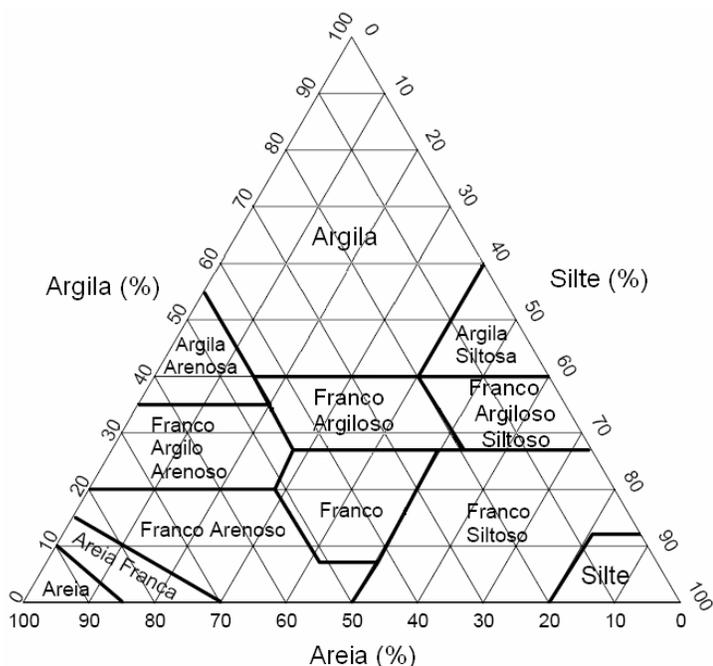


Figura 13 – Classes texturais do solo (BRADY, 1989).

Posteriormente, foi estabelecida a capacidade de água disponível no solo foi estimada a partir da Tabela 9.

Tabela 9 – Classificação textural e capacidade de água no solo

Classe textural	Capacidade de água disponível (mm/m)
Areia	150
Areia Franca	158
Franco Arenoso	175
Franco	175
Franco Siltoso	192
Franco Argilo Arenoso	150
Franco Argiloso	183
Franco Argilo Siltoso	192
Argila Arenosa	142
Argila Siltosa	183
Argila	175

Fonte: Salter e Williams (1967)²³, (1969)²⁴ citado por Baldissera (2005).

²³ SALTER, P.J.; WILLIAMS, J.B. 1967. The influence of texture on the moisture characteristics of soils. IV. A method of estimating the available water capacities of profiles in the field. *J. Soil Science*, 18: p. 174-181.

²⁴ SALTER, P.J.; WILLIAMS, J.B. 1969. The influence of texture on the moisture characteristics of soils. V. Relationships between particle size composition and moisture contents at the upper and lower limits of available water. *J. Soil Science*, 20: p.126-131.

Finalmente, a condutividade hidráulica foi estimada a partir da Tabela 10.

Tabela 10 – Relação entre textura, estrutura e condutividade hidráulica.

Textura	Estrutura	Condutividade hidráulica saturada (cm/h)
Areia	Esferoidal com grão simples	25 – 50
Areia Franca	Esferoidal com grumo médio ou grão simples	12 – 25
Franco Arenoso	Blocos angulares e subangulares ou esferoidal com grumo fino	6 – 12
Franco Argiloso, Siltoso, Franco Siltoso, Franco arenoso e Franco	Prismática média e blocos subangulares	2 – 6
Argila, Argila Siltosa, Argila Arenosa, Franco Argila Siltoso, Franco Argiloso, Franco Siltoso, Siltoso, Franco Argilo Arenoso	Prismática fina ou média, blocos angulares e laminar	0,5 – 2,0
Argila, Franco Argiloso, Argila Siltosa, Franco Argilo Arenoso	Prismático fina ou muito fina, blocos angulares e laminar	0,25 – 0,50
Argila	Colunar	< 0,25

Fonte: Dent e Young (1981)²⁵ citado por Baldissera (2005).

(vi) Dados de usos e cobertura do solo

As informações necessárias para os usos e cobertura do solo foram classificação da planta, resposta em relação à temperatura, desenvolvimentos da área foliar, altura das copas e profundidade das raízes, fator C do MUSLE, resíduo da decomposição e mínimo índice da área foliar durante o período de dormência. Estes valores foram adotados conforme o banco de dados do modelo, com exceção da altura das copas e da resposta à temperatura para a vegetação nativa. Neste caso, estes parâmetros foram coletados pela pesquisa bibliográfica a partir da ficha técnica das espécies vegetais fornecida pelo IPEF (2007).

(vii) Dados de clima

O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. Os dados de precipitação coletados nas estações adjacentes às microbacias no intervalo de 10 minutos foram transformados em intervalo diário. Os dados de temperaturas máxima e mínima do ar, velocidade do vento,

²⁵ DENT, D.; YOUNG, A. **Soil survey and land evaluation**. Londres: G. Allen e Unwin, 1981. 278p.

umidade relativa e dias de insolação foram disponibilizados pela estação meteorológica da empresa Battistella Florestal.

O presente trabalho adotou o método de Penman-Monteith para a estimativa da evapotranspiração potencial.

(viii) Dados de manejo do solo

O arquivo Manejo é utilizado para especificar as práticas de manejo do solo e da água dentro da bacia no período de simulação. Esse arquivo contém dados de plantio, colheita, aplicação de irrigação, aplicações de nutrientes e operações de cultivo que foram digitados diretamente no banco de dados do modelo. A microbacia de agricultura tem como manejo o plantio direto, portanto, não necessita de preparo do solo e a microbacia de reflorestamento de pinus sofreu preparo do solo, conseqüentemente, houve a remoção do horizonte A.

(ix) Calibração e validação do modelo

A calibração ou estimativa de parâmetros é o ajuste dos parâmetros do modelo, situação fictícia, para uma condição ideal, situação real. O primeiro passo na calibração de modelos é separar a série temporal de dados medidos em dois períodos, um para calibração e outro para validação do modelo.

Segundo Arnold et al. (2000), no período de calibração, as entradas do modelo são variadas até um ajuste aceitável ser alcançado. O modelo é rodado com os mesmos parâmetros de entrada para o período de validação e um ajuste é determinado.

Uma vez calibrados os parâmetros do modelo, este deve ser validado para situações semelhantes às que se quer aplicá-lo. Os resultados da validação indicam se o modelo é capaz de reproduzir a série de dados não usados em sua calibração.

A calibração do modelo foi realizada pela análise visual e pelas funções objetivos que se encontram na Tabela 11. Nesta tabela, Q_{obs} é a vazão observada (m^3/s), Q_{cal} é a vazão calculada (m^3/s), e \bar{Q} é a vazão média (m^3/s).

Tabela 11 – Funções objetivas utilizadas para analisar o desempenho.

Nome	Fórmula
Nash e Sutcliffe	$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{cal_i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - \bar{Q}_{obs_i})^2}$
Desvio do erro	$D_v = \frac{Q_{cal_i} - Q_{obs_i}}{Q_{obs_i}}$
Desvio padrão	$D_p = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{ Q_{cal_i} - Q_{obs_i} }{\sqrt{Q_{obs_i}}}$
Erro relativo	$F1 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{ Q_{obs_i} - Q_{cal_i} }{Q_{obs_i}}}{n}$
Relação entre volumes medidos	$F2 = \frac{\left \sum_{i=1}^n Q_{obs_i} - \sum_{i=1}^n Q_{cal_i} \right }{\sum_{i=1}^n Q_{obs_i}}$
Erro médio quadrático	$MSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{cal_i})^2}{n} \right]^{0,5}$
Erro de volume	$VER = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{cal_i})}{\sum_{i=1}^n Q_{obs_i}} \cdot 100$
Soma do quadrado dos desvios	$SSQ = \sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{cal_i})^2$

Além destas análises matemáticas, também foram realizadas análises estatística pelos coeficientes de determinação (R^2) e correlação (R) com 95% de confiança, ou seja, com nível de significância (α) igual a 5%, sendo analisado o menor nível de significância (p) tanto para o método paramétrico, quanto para o não-paramétrico. No teste não-paramétrico, as correlações determinadas foram Sperman, Gamma e Kendall Tau.

O coeficiente de correlação (R) representa a associação linear entre duas variáveis. O coeficiente de determinação (R^2) refere-se à quantidade de variabilidade nos dados para avaliar a magnitude da relação entre as variáveis (MONTGOMERY e RUNGER, 2003).

A função objetivo *Nash* representa a aproximação dos valores da simulação com os observados, por isso, esta função é caracterizada como função de desempenho e seu valor deve estar próximo de um para um resultado satisfatório.

A função objetivo *Nash* descreve a variância em relação aos dados observados na escala temporal e o coeficiente de determinação (R^2) avalia o desempenho da acurácia dos dados simulados em relação aos observados. A diferença entre *Nash* e R^2 é que o primeiro pode interpretar o desempenho do modelo na replica individual dos dados observados, enquanto o segundo não pode. Os valores de *Nash* maior que 0,4 e R^2 maior 0,5 indicam o desempenho satisfatório do modelo (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

As funções erro relativo (*F1*) e relação entre volumes medidos (*F2*) representam o melhor ajuste do modelo quando os valores simulados convergem para próximo de zero. A função *F1* avalia o ajuste das vazões em cada ponto num determinado intervalo de tempo e a função *F2* indica a diferença percentual das vazões (COLLISCHONN, 2001; SETIAWAN, FUKUDA e NAKANO, 2003).

As funções objetivos D_v , D_p , *MSE*, *VER* e *MMQ* analisam o desvio dos valores simulados em relação aos observados, por isso devem estar próximos de zero. As funções objetivo utilizadas no presente trabalho também foram aplicadas no trabalho de Lindner (2007).

Deste modo, inicialmente foi realizado o ajuste das variáveis e uma simulação sem calibração foi analisada. A partir desta análise, foi verificado se o escoamento estava sendo subestimado ou superestimado. Desta observação, as variáveis que estavam alterando o escoamento foram modificadas por valores com variação, para menos ou para mais, de 5%. As variáveis modificadas foram o tempo de atraso na resposta da bacia (*surlag*), o coeficiente de evaporação do solo (*esco*), o coeficiente de recessão (α_{sub}), a quantidade de 'revap' (Q_{rvp}), o nível de água limite do aquífero raso para ocorrer contribuição para o curso d'água principal (Q_{lim}) e o tempo de atraso na recarga (δ_{sub}).

Posteriormente, foi aplicada a calibração automática para as microbacias N1, N2, P1, P2 e A, para a realização desta calibração foi simulada a análise de sensibilidade para as variáveis relacionadas ao escoamento. A partir do resultado desta análise, ocorreu a calibração automática.

A auto-calibração no modelo SWAT 2005 é utilizado para obter o ajuste ótimo dos parâmetros no processo. Este procedimento é baseado na calibração multi-objetiva e na incorporação de algoritmos do método de evolução complexa de Shuffled. O processo de otimização usa critérios globais de otimização através dos quais múltiplos parâmetros de saídas podem ser avaliados simultaneamente (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

A análise de sensibilidade é desenvolvido para limitar o número de parâmetros otimizados e tem o objetivo de obter um bom ajuste entre os dados simulados e observados. A otimização de parâmetros permite ao modelo uma melhor aproximação às condições reais. Esta aproximação é baseada no método *One-At-a-Time* (OAT) (MORRIS, 1991)²⁶. Neste método, cada simulação tem apenas um parâmetro alterado por simulação, o qual auxilia em esclarecer a alteração nas saídas diretamente para a mudança no parâmetro alterado. O experimento do OAT realiza 20000 interações (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

A otimização é realizada pelo algoritmo do método de evolução complexa de Shuffled. Em seu primeiro passo, seleciona a população inicial de amostras randômicas de todos os possíveis valores de parâmetros que é delimitada por uma faixa de valores. Assim, o modelo calcula a função objetivo (OF) para cada simulação (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

A fim de calcular o critério de otimização global (GOC), o valor de probabilidades cumulativos para as diferentes funções objetivos ($F(\text{OF})$) são somadas (dentro da variação de 0-1) como apresenta a Equação (62) (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

$$\text{GOC} = \sum_{i=1}^n F(\text{OF}) \quad (62)$$

A função objetivo utilizada na auto-calibração é a soma do quadrado dos desvios (conforme foi mencionado na Tabela 11) que objetiva aproximar os dados simulados aos observados. O algoritmo do método de evolução complexa de Shuffled estabelece um valor ao parâmetro (θ^*) que consiste em um valor livre (θ), do parâmetro em análise, que corresponda a minimizar a soma do quadrado dos desvios (SSQ) (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

²⁶ MORRIS, M. D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. **Technometrics**, v. 33, p.161-174, 1991.

5.3.2 Avaliação espacial dos processos hidrossedimentológicos

Os processos hidrossedimentológicos foram analisados pela avaliação espacial da produção de água e sedimentos e pela taxa anual de transferência de sedimentos. A avaliação espacial da produção de água e sedimentos foi aplicada para as microbacias M1 e M2, a partir da simulação diária no modelo SWAT, foram calculadas a média mensal de cada sub-bacia. Os resultados da produção de água e sedimentos nas microbacias N1, N2, P1, P2 e A foram analisados no exutório com a média anual da produção de água e sedimentos.

A taxa de transferência de sedimentos (*SDR*) foi analisada em média mensal com os resultados obtidos da simulação e o seu valor foi calculado conforme a Equação (1), posteriormente, os valores de *SDR* foram analisados na forma gráfica. As microbacias M1 e M2 foram subdivididas em 3 e 5 áreas, respectivamente, com a finalidade de encontrar a relação discutida anteriormente que o *SDR* e a Área possuem relação inversa, ou seja, quanto maior a área, menor é o *SDR*.

5.3.3 Aplicação do índice de Hack

O índice de Hack foi aplicado no perfil longitudinal do rio principal nas microbacias M1 e M2 com a finalidade de compreender a produção de sedimentos por motivo geomorfológico e o resultado deste índice foi comparado com os valores simulados pelo SWAT.

Primeiramente, foi determinada a produção de sedimentos pelo modelo SWAT com a finalidade de conhecer a relação entre os usos do solo e a produção de sedimentos. Posteriormente, foi calculado o índice de Hack no curso d'água principal com o objetivo de relacionar a produção de sedimentos com as características geomorfológicas.

Finalmente, foram analisadas as curvas hipsométricas, o perfil longitudinal do rio principal e o RDEs/RDEt a fim de complementar a análise geomorfológica. Os dados da curva hipsométrica foram extraídos da análise geomorfológica do SWAT. O perfil longitudinal e o índice de Hack foram determinados com o auxílio do ArcGIS, neste *software* cada trecho do rio principal foi percorrido para calcular o índice de Hack do segmento dos cursos d'água (RDEs) e o índice de Hack total (RDEt) a fim de conhecer as anomalias do rio principal como foi discutido anteriormente no capítulo 4.5.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO SWAT

6.1.1 Monitoramento ambiental

A vazão nas microbacias N1, N2, P1 e P2 foram medidas a partir da calha Parshall com garganta (W) igual a 3", ou seja, 7,6 cm. As dimensões padronizadas para este tipo de calha são $A = 46,6$; $B = 45,7$; $C = 17,8$; $D = 25,9$; $F = 15,2$; $G = 30,5$ (Figura 14).

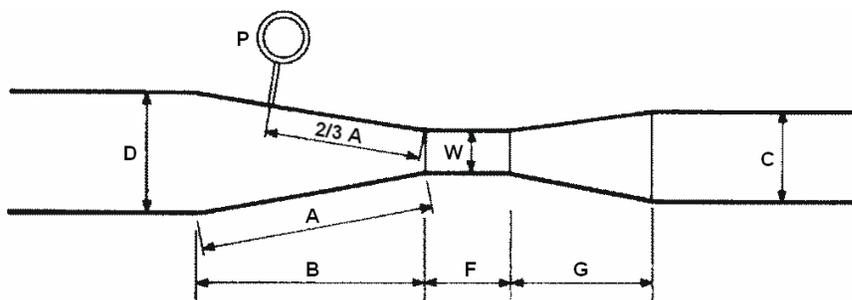


Figura 14 – Vista superior da calha Parshall. Fonte: Richter e Azevedo Netto (2002).

A vazão (Q) em m^3/s pode ser calculada a partir da altura da água (H) em metro na seção de medição pela Equação (55) como discutido anteriormente.

Segundo Richter e Azevedo Netto (2002), os valores de k e n para W de 7,6 cm são, respectivamente, 3,704 e 0,646. Portanto, a Equação (55) resulta na Equação (63).

$$H = 3,704 \cdot Q^{0,646} \quad (63)$$

Faz-se um rearranjo da equação anterior de modo que a vazão (Q) seja a variável dependente (Equação (64)).

$$Q = 0,1317 \cdot H^{1,548} \quad (64)$$

Adicionalmente à calha Parshall, foi instalado um vertedor triangular com 15 cm de largura e 20 cm de altura, sendo que a água começa a verter a partir de 5 cm de coluna de água (Figura 15).

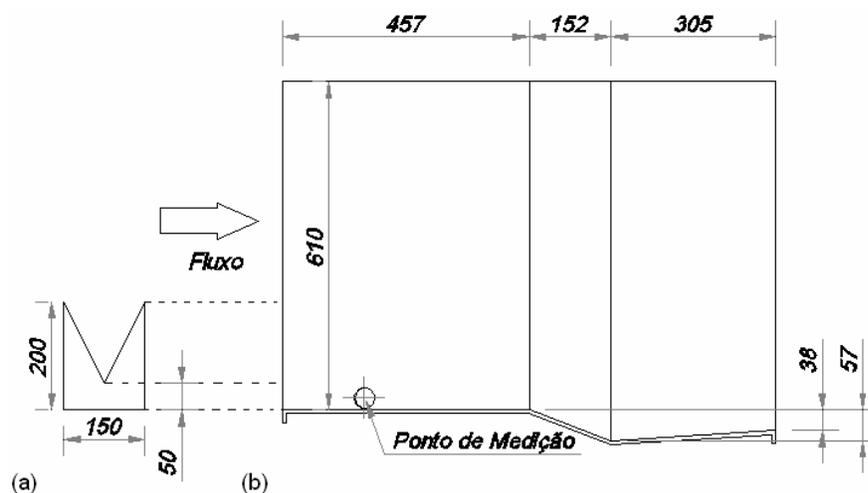


Figura 15 - Sistema vertedor-calha Parshall: (a) desenho frontal do vertedor; e (b) perfil longitudinal da calha Parshall. As medidas estão em milímetros.

A equação do vertedor (Equação (65)) foi utilizada para coluna de água até 17 cm, a partir desta altura prevalece à equação da calha Parshall (Equação (64)) que calcula a vazão até a cota 81 cm.

$$Q = 1,365 \cdot (H - 0,05)^{2,49} \quad (65)$$

na qual Q é a vazão (m^3/s); e H é a altura de lâmina de água (m).

As Figuras 16 e 17 apresentam os equipamentos instalados para medir a vazão. A primeira mostra o sistema vertedor - calha Parshall e a segunda mostra a aferição do nível d'água registrado pelo sensor de nível.



Figura 16 – Sistema vertedor - calha Parshall.



Figura 17 – Aferição do nível de água registrado no sensor de nível.

Nas microbacias M1, M2 e A, primeiramente, foi realizada uma tentativa de determinar a vazão pela equação de Manning, visto que nestas microbacias ocorrem tubos de drenagem. Os diâmetros e as declividades destes tubos são 80, 150 e 40 cm; e 0,0117, 0,0028 e 0,0459 m/m, respectivamente. No entanto, este método não obteve um resultado satisfatório devido ao regime hidráulico permanente não uniforme do canal, sendo necessário o estabelecimento da curva-chave.

As medições de velocidade foram realizadas para cinco cotas diferentes nas microbacias M2, M1 e A. A partir destas cotas, foram verificados os limites mínimo e máximo e foi realizada a extrapolação inferior e superior.

A vazão na microbacia M2 foi calculada pela determinação da curva-chave nas cotas 0,21 e 0,34 m que resultou na seguinte equação (Figura 18):

$$Q = 0,2723 \cdot H^2 + 0,7345 \cdot H - 0,119 \quad (66)$$

na qual Q é a vazão (m^3/s); e H é a altura de lâmina de água (m).

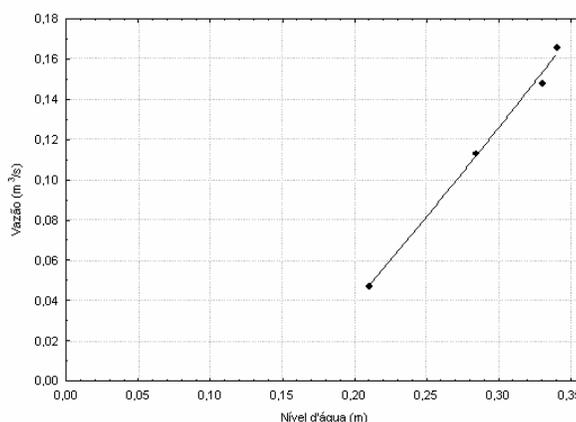


Figura 18 – Curva-chave da microbacia M2.

A extrapolação das cotas superiores foi realizada pelo método de Stevens conforme as equações:

$$AR^{0,5} = 0,0202 \cdot e^{7,3941 \cdot H} \quad (67)$$

na qual $AR^{0,5}$ é o fator geométrico.

$$Q = (AR^{0,5} - 0,0332) / 1,282 \quad (68)$$

A extrapolação das cotas inferiores foi realizada pelo método logarítmico conforme a equação:

$$\log Q = \log(2,696) + 2,5787 \cdot \log(H) \quad (69)$$

Na microbacia M1, a vazão foi calculada pela determinação da curva-chave nas cotas 0,145 e 0,262 m. Estas medições resultaram na seguinte equação (Figura 19).

$$Q = -3,7039 \cdot H^2 + 2,0161 \cdot H - 0,1925 \quad (70)$$

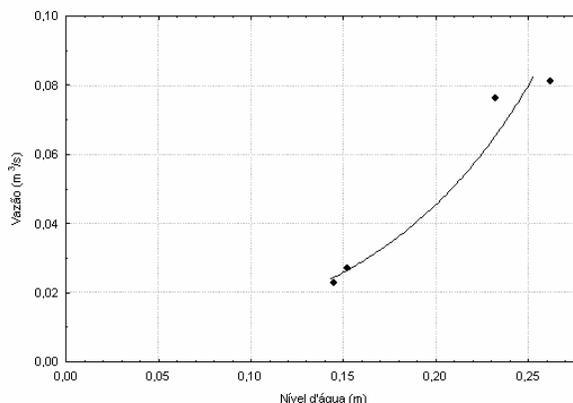


Figura 19 – Curva-chave da microbacia M1.

A extrapolação das cotas superiores e inferiores foram realizadas pelo método logarítmico conforme a Equação (71).

$$\log Q = \log(1,7406) + 2,2188 \cdot \log(H) \quad (71)$$

A vazão na microbacia A foi calculada pela determinação da curva-chave nas cotas 0,023 e 0,057 m. A determinação da vazão foi dividida em duas faixas de cotas para obter um resultado satisfatório, a primeira de 0,023 a 0,040 m foi aplicada a relação exponencial (Equação (72)) e a segunda de 0,041 a 0,057 m foi aplicada a relação potencial (Equação (73)) (Figura 20).

$$Q = 0,2114 \cdot e^{50,575 \cdot H} \quad (72)$$

$$Q = 694,39 \cdot H^{1,8575} \quad (73)$$

na qual Q é a vazão (l/s) ; e H é a altura de lâmina de água (m).

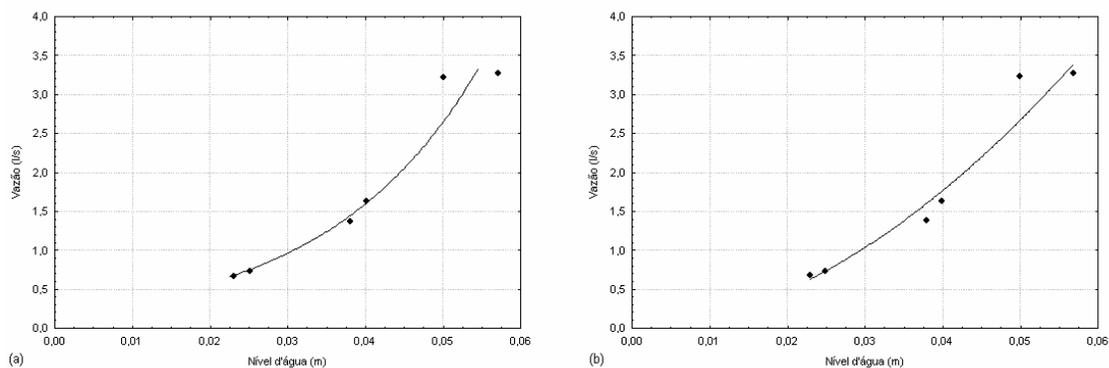


Figura 20 – Curva-chave da microbacia A: (a) relação exponencial; e (b) relação potencial.

A extrapolação das cotas superiores e inferiores foram realizadas pelo método logarítmico conforme a seguinte equação.

$$\log Q = \log(694,39) + 1,8575 \cdot \log(H) \quad (74)$$

na qual Q é a vazão (l/s); e H é a altura de lâmina de água (m).

Primeiramente, o sensor de turbidez foi calibrado em bancada por amostra de solo coletado nas microbacias. Posteriormente, os resultados com erros grosseiros foram detectados a partir da análise de amostras de sedimentos de cada microbacia. Finalmente, constatada esta irregularidade, tentou-se calibrar os sensores de turbidez pela medição da turbidez, do milivolts e da concentração de sedimentos em suspensão.

Estas medidas resultam na calibração do sensor, no entanto, poucas amostras foram coletadas e ainda seus valores foram dispersos, por isso não foi possível estabelecer uma relação entre turbidez, milivolts e concentração de sedimentos em suspensão, conseqüentemente, a curva de calibração não foi obtida.

(i) Análise de regressão dos parâmetros hidrológicos

Os dados coletados desde 2006 apresentaram falhas devido ao rebaixamento da bateria que alterou o sensor de nível, ao entupimento dos equipamentos de medição e ao problema do sensor de nível em registrar os dados. Por isso, foi analisado o ano de 2007, exceto para a microbacia M1 que foi investigado os meses de janeiro a maio de 2008.

O resíduo do modelo de regressão foi verificado em todas as análises e foi concluído que todos foram aceitos, ou seja, a soma dos resíduos foi igual a zero.

Primeiramente, foi analisada a relação entre as estações pluviométricas durante o ano de 2007. A precipitação da estação localizadas nas microbacias de vegetação nativa foi denominada Pcp Bituva, a estação próxima da microbacia M2 foi chamada de Pcp M2 e a estação adjacente à microbacia M1 foi nomeada Pcp Feio. O resultado da relação entre as precipitações encontra-se na seguinte equação.

$$\text{Pcp Bituva} = 0,23 + 0,30 \cdot \text{Pcp M2} + 0,27 \cdot \text{Pcp Feio} \quad (75)$$

Este modelo apresentou R^2 de 0,64 e R igual a 0,80 com nível de significância satisfatório ($p < 0,00$) e indica que as precipitações possuem relação direta entre si, sendo que a precipitação na estação Bituva está melhor relacionada com a estação M2.

Posteriormente, foram analisadas as relações entre a precipitação e a vazão durante o ano de 2007, exceto para a M1 que foi analisado os meses janeiro a maio de 2008. Os modelos de regressão, o coeficiente de determinação e de correlação e o nível de significância encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12 - Modelos de regressão, coeficiente de determinação e de correlação e nível de significância.

Modelo de regressão	R^2	R	p
$N1 = 0,91 + 0,04 \cdot \text{Pcp Bituva}$	0,05	0,23	<0,000
$N2 = 1,19 + 0,05 \cdot \text{Pcp Bituva}$	0,03	0,17	<0,004
$P1 = 0,71 + 0,04 \cdot \text{Pcp Feio}$	0,04	0,19	<0,000
$P2 = 0,99 + 0,08 \cdot \text{Pcp Feio}$	0,02	0,16	<0,001
$A = 5,21 + 0,70 \cdot \text{Pcp Feio}$	0,07	0,28	<0,000
$M1 = 2,01 + 0,12 \cdot \text{Pcp Feio}$	0,13	0,37	<0,000
$M2 = 3,50 + 0,77 \cdot \text{Pcp M2}$	0,04	0,20	<0,000

Observa-se que a melhor relação encontrada foi entre a microbacia M1 e a precipitação medida na estação Feio, apesar do baixo valor dos coeficientes de determinação ($R^2 = 0,13$) e de correlação ($R = 0,37$). Em relação à linearidade entre a vazão e a precipitação, a microbacia M2 apresentou melhor resultado por possuir o coeficiente angular de 0,77.

6.1.2 Aplicação do modelo SWAT

As características físicas como variação de altitude, declividade do rio e tempo de concentração das microbacias experimentais foram analisadas (Tabela 13).

Tabela 13 – Variação de altitude, da declividade do rio e do tempo de concentração das microbacias experimentais.

Microbacia	Área (ha)	Altitude (m)		Declividade do rio (m/m)	Tempo de concentração (min)
		Mínima	Máxima		
N1	14,8	884	920	0,020	7,08
N2	24,0	897	950	0,050	7,74
P1	10,6	945	980	0,060	6,13
P2	21,0	932	980	0,086	11,56
A	8,2	990	1000	0,018	7,34
M1	233,8	950	1000	0,020	34,93
M2	852,1	836	1010	0,020	92,08

As microbacias de reflorestamento de pinus apresentam maior declividade no rio principal, portanto, espera-se que nestas microbacias ocorra produção de sedimentos de origem natural devido à topografia. O tempo de concentração foi semelhante nas menores microbacias (N1, N2, P1, P2 e A) e variam de 6,13 minutos a 11,56 minutos, estes valores limiares pertencem as microbacias P1 e P2 com áreas igual a 10,61 e 21,03 ha, respectivamente.

Em relação aos usos e cobertura do solo, a microbacia N1 possui cobertura predominante de vegetação nativa com 84,77%, seguida pela vegetação em restituição em estágio inicial com 11,03% e 4,20% de estrada de terra. A microbacia N2 apresenta 77,25% de vegetação nativa, 20,58% de vegetação em restituição, sendo 16,61% composto pelo estágio inicial e 3,97% em estágio avançado e 2,17% de estrada de terra (Figura 21a).

Na microbacia P1 predomina o reflorestamento de *Pinus taeda* representando 88,64%, seguido pela floresta nativa com 8,91% e 2,45% de estrada de terra. A microbacia P2 é caracterizada por 86,77% de reflorestamento de *Pinus taeda*, o restante é composto por 9,83% de floresta nativa, 1,61% de pastagem e 1,79% de estrada de terra (Figura 21b).

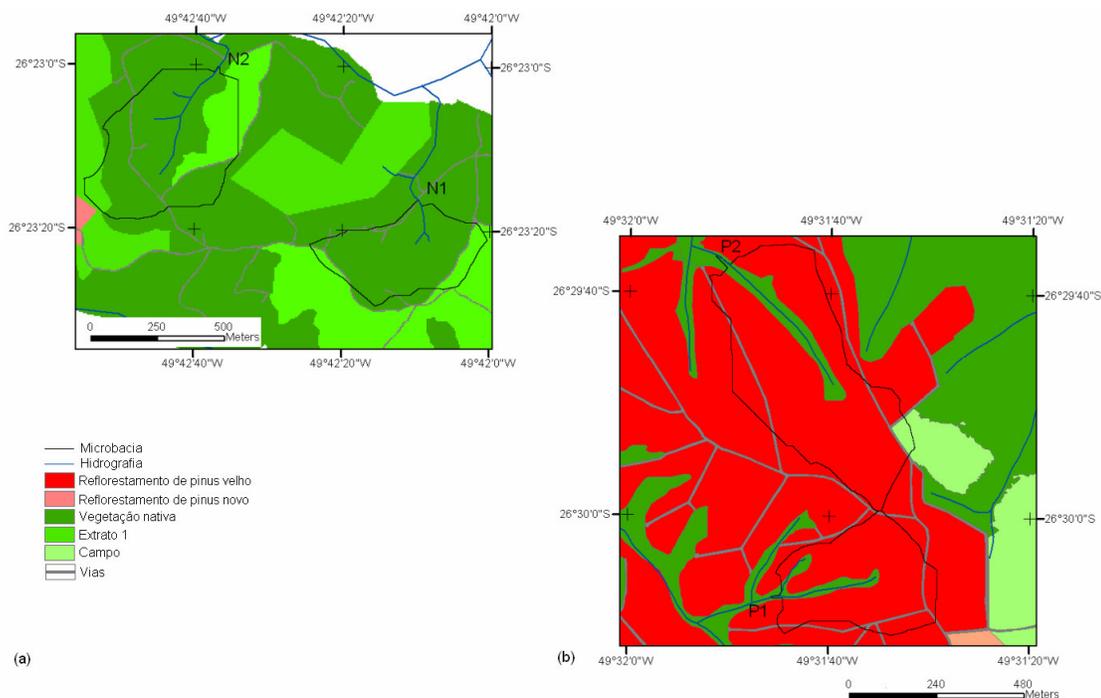


Figura 21 – Usos e cobertura do solo nas microbacias experimentais: (a) microbacias de vegetação nativa; e (b) microbacias de reflorestamento de pinus.

A microbacia denominada agricultura é caracterizada pelo cultivo de soja e milho abrangendo uma área de 72,34% e o restante corresponde a 20,33% de vegetação em restituição em estágio inicial, 5,61% de reflorestamento de *Pinus taeda* novo, 1,70% de estrada de terra e 0,01% de floresta nativa (Figura 22).

A microbacia M1 é caracterizada pelo uso de 74,19% de reflorestamento de *Pinus taeda*, sendo 46,15% de pinus velho e 28,04 % de pinus novo e 4,38% de área agrícola (cultivo de soja e milho), o restante (21,43%) está coberto por vegetação nativa, composto por 16,11% pela floresta nativa e 1,77% pela vegetação em restituição, 3,09% de estrada de terra e 0,46% de pastagem (Figura 22).

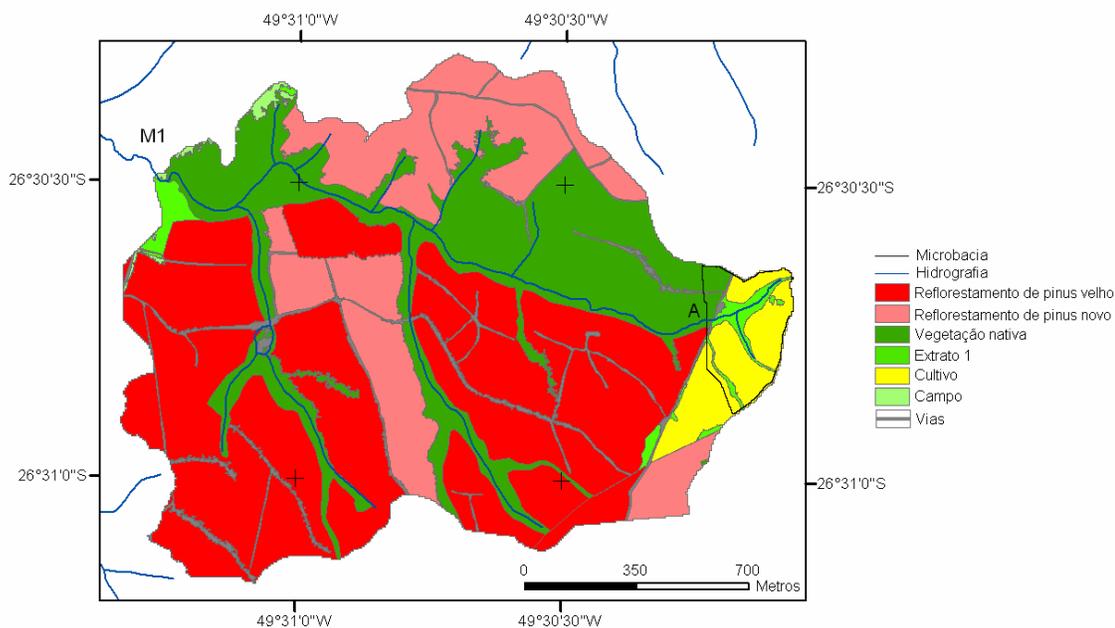


Figura 22 – Usos e cobertura do solo nas microbacias experimentais M1 e A.

A microbacia M2 é caracterizada pelo *Pinus taeda* com 38,41% de pinus novo, com variação de 2 a 5 anos, 3,89% de pinus velho com cerca de 20 a 25 anos, 47,21% de vegetação nativa, 7,07% de vegetação em restituição em estágio inicial, 2,49% de estrada de terra e 0,93% de água (Figura 23).

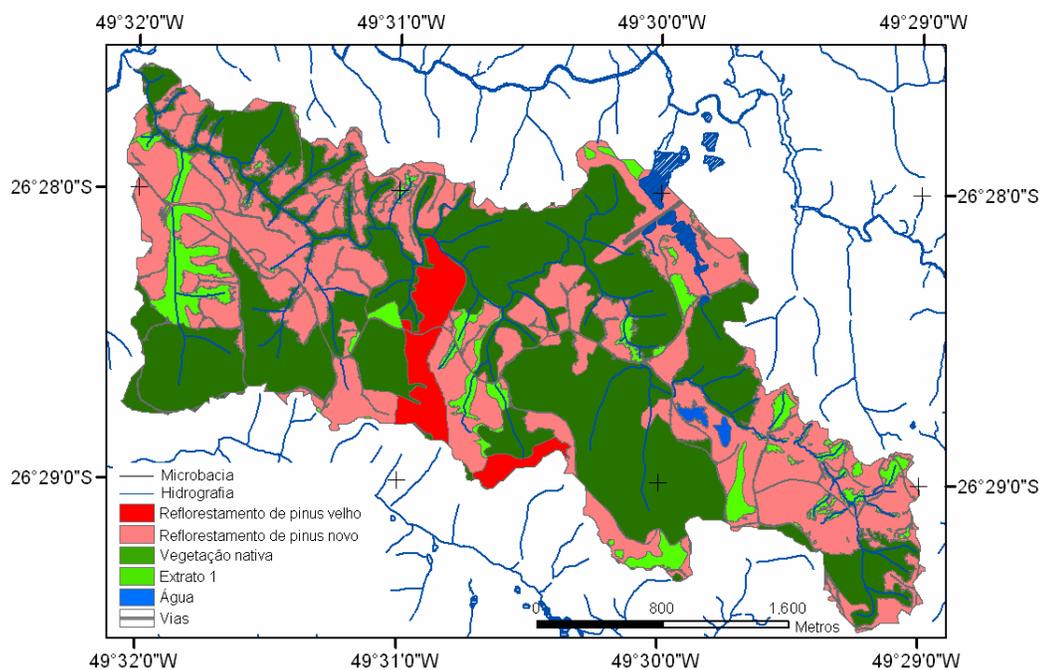


Figura 23 – Usos e cobertura do solo na microbacia experimental M2.

Portanto, com o estabelecimento dos usos e cobertura do solo foram adotados os valores de do fator *C* do USLE, que se encontram na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores do fator *C* do USLE adotados de acordo com os usos e cobertura do solo.

Usos e cobertura do solo	Fator <i>C</i>
Reflorestamento de pinus velho	0,0010
Reflorestamento de pinus novo	0,0020
Vegetação nativa	0,0010
Extrato 1	0,0020
Extrato 2	0,0015
Campo	0,0030
Cultivo	0,2000
Água	0,0000

Em relação aos tipos de solos encontrados nas microbacias, observa-se a predominância do Cambissolo Háplico. Os solos que ocorrem nas microbacias experimentais são mostrados na Tabela 15 que relaciona o tipo de solo e seu símbolo.

Tabela 15 – Tipos de solo na área de estudo e seu símbolo.

Tipo de Solo	Símbolo
Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa	Ca9
Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura média	Ca54
Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura argilosa	Ca51
Associação Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa junto ao Argissolo Bruno-Acinzentado Álico A moderado com textura média/argilosa	Ca23
Associação Nitossolo Bruno Háplico A húmico com textura argilosa junto ao Cambissolo Háplico Tb A húmico com textura argilosa	TBa14

Na microbacia M2, predomina a Associação Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura argilosa junto ao solo Neossolo Litólico Háplico A proeminente com textura média (Ca51) com 63,2%, seguido pelo Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura média (Ca54) com 27,8% e pelo Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa (Ca9) que representam 9,0% (Figura 24b).

Na microbacia M1, predomina o Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa (Ca9) com 77%, seguido por 18,5% de Associação Nitossolo Bruno Háplico A húmico, textura argilosa, relevo suave ondulado junto ao Cambissolo Háplico Tb A húmico, textura

argilosa (TBa14) e 4,1% de Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura média (Ca54).

Na microbacia de P2, observa-se que 50,2% predomina o Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa (Ca9) e o restante, 49,8%, é ocupado pelo Cambissolo Háplico Tb A proeminente com textura média (Ca54). A microbacia P1 é totalmente do tipo Cambissolo Háplico Tb A moderado com textura argilosa (Ca9).

Nas microbacias de floresta nativa, observa-se a predominância da Associação Cambissolo Háplico Tb A moderado, textura argilosa junto ao Argissolo Bruno-Acinzentado Háplico A moderado, textura média/argilosa (Ca23) (Figura 24a).

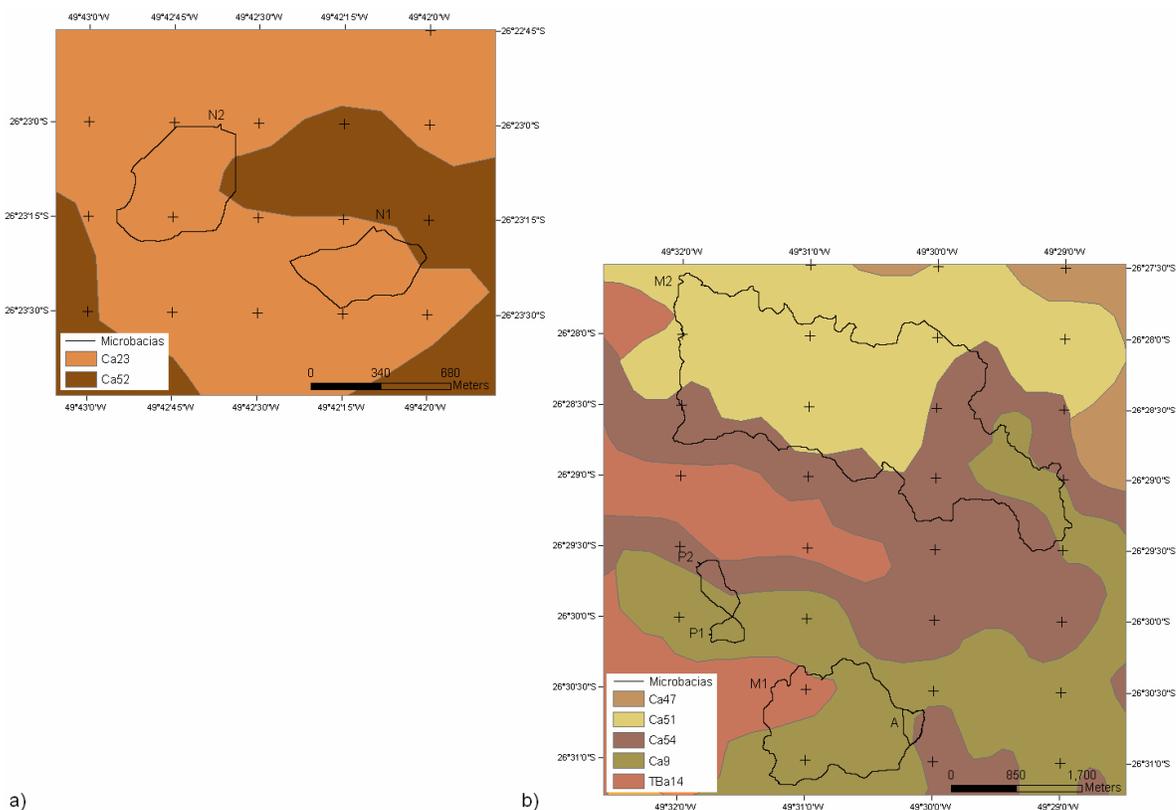


Figura 24 – Tipos de solo nas microbacias experimentais: a) em Mafra; e b) em Rio Negrinho.

Após estabelecer os tipos existentes de solos nas microbacias, foi realizada a caracterização das propriedades necessárias para os dados de entrada no solo, portanto, a seguir são apresentadas a densidade, a porcentagem das partículas do solo, a classificação das classes hidrológica e a textural e a estrutura do solo.

A densidade do solo varia com a presença ou a ausência de cultivo. Os valores da densidade do solo com presença de cultivo para a classe textural franco arenoso varia de 1,25 a 1,75g/cm³, para a textura argilosa ocorre oscilação de 0,9 a 1,5 g/cm³ e, finalmente, para a textura franco argiloso siltoso os valores estão entre 1,25 a 1,5 g/cm³. A densidade do solo na ausência de cultivo pode ter valores que oscilam entre 0,8 e 1,18g/cm³.

A Tabela 16 apresenta a porcentagem das partículas do solo, a classe hidrológica e textural, a estrutura do solo e o valor do fator *K* dos tipos de solo encontrados nas microbacias experimentais.

Finalmente, a partir da aquisição dos dados e de sua inserção no modelo foram iniciadas as simulações. As séries de vazões das microbacias foram lançadas em gráfico para determinar o período de calibração e de validação. O critério de separação das séries foi verificar o tamanho da série e dividi-la em dois períodos com dimensões semelhantes.

A visualização gráfica das simulações foi um dos recursos utilizado para a análise. Os gráficos das vazões observadas e simuladas das microbacias encontram-se em apêndice.

Apesar do monitoramento ambiental ter sido iniciado no final do ano de 2006, muitos dados foram perdidos por diversos motivos. Estes motivos foram a realização de medições erradas do sensor de nível devido ao rebaixamento da carga da bateria que alterou a leitura do sensor e a falha técnica do sensor de nível no momento da coleta e aquisição de dados. Deste modo, o período utilizado na calibração e validação foi determinado como apresentada a Tabela 17.

Tabela 16 – Porcentagem das partículas do solo, classificação das classes hidrológica e textural e estrutura do solo de acordo com o tipo de solo em cada microbacia experimental.

Solo	Porcentagem das partículas do solo (%)			Classe hidrológica	Classe textural	Estrutura	Fator K^*
	Argila	Silte	Areia				
Ca9 ^a e Ca23 ^a	65	25	10	D	Argiloso	Granular média, blocos angulares e subangulares	0,1246
Ca51 ^b	38	59	3	C	Franco Argiloso Siltoso	Granular média grande, blocos subangulares	0,2724
Ca52 ^c e Ca54 ^c	18	9	73	B	Franco arenoso	Blocos subangulares ou prismática	0,1204
TBa14 ^d	63	32	5	D	Argiloso	Granular média, blocos angulares e subangulares	0,1762

^a = amostra E.239, ^b = amostra E.169, ^c = amostra E.267, ^d = amostra E.168. EMBRAPA (2004).

* = valores da primeira camada.

Tabela 17 – Período utilizado na calibração e validação.

Microbacia	Calibração		Validação	
	Período	Precipitação total (mm)	Período	Precipitação total (mm)
N1	12/05/2007 a 25/11/2007	571,6	26/11/2007 a 26/04/2008	438,9
N2	01/02/2007 a 22/06/2007	464,4	01/08/2007 a 20/11/2007	323,3
P1	12/02/2007 a 24/06/2007	365,0	17/07/2007 a 30/04/2008	715,4
P2	01/05/2007 a 22/10/2007	363,4	23/10/2007 a 19/04/2008	495,2
A	17/12/2007 a 03/03/2008	318,6	04/03/2008 a 18/05/2008	253,0
M1	18/01/2008 a 25/03/2008	319,2	03/04/2008 a 18/05/2008	150,8
M2	01/02/2007 a 30/06/2007	914,0	01/07/2007 a 31/12/2007	1.179,2

Em geral, as séries de calibração e validação abrangeram períodos entre cinco e seis meses, com exceção das microbacias M1 e A que compreenderam curtos períodos, sendo verificado, no máximo, três meses de análise.

Observa-se que na microbacia M2, há maior ocorrência de precipitação, pois foi verificado que tanto no período de calibração quanto de validação, a precipitação total atingiu valores da ordem de 6,0 mm/d. Em média, as menores precipitações foram verificadas nas microbacias N1, N2, P1 e P2. Os períodos calibrados e validados apresentaram, em geral, valores médios próximos, destacam-se as maiores flutuações de valores a microbacia M1 que apresentou redução de precipitação média de 30,2% e a microbacia P2 por apresentar aumento da precipitação média de 32,5%.

As simulações manuais foram realizadas para todas as microbacias e as simulações automáticas foram aplicadas para as microbacias menores (N1, N2, P1, P2 e A) devido ao tempo operacional do processo. Em média, a auto-calibração nas microbacias durou 48 horas para área igual a 15,7 ha, ou seja, 3,06 horas/ha.

Os resultados das variáveis utilizadas na calibração manual e automática estão apresentados nas Tabelas 18 e 19 para as microbacias N1, N2, P1 e P2; e A, M1 e M2, respectivamente. A calibração manual foi realizada alterando os valores das variáveis relacionadas ao escoamento.

As variáveis calibradas foram $surlag$, $esco$, α_{sub} , δ_{sub} , Q_{lim} , Q_{rvp} . Posteriormente, procedeu-se a análise de sensibilidade, e a partir desta, as dez primeiras variáveis foram submetidas à calibração automática. Por isso, os valores em branco na coluna da calibração automática significa que as respectivas variáveis não foram modificadas na auto-calibração.

A partir da calibração das variáveis, observa-se que em relação às propriedades do solo nas microbacias analisadas os valores encontrados estão na faixa de magnitude mencionada pela pesquisa bibliográfica (Tabela 18).

Tabela 18 – Valores das variáveis utilizadas na calibração manual e automática para as microbacias N1, N2, P1 e P2.

Variável	Microbacia Nativa1		Microbacia Nativa 2		Microbacia Pinus 1		Microbacia Pinus 2	
	Manual	Automático	Manual	Automático	Manual	Automático	Manual	Automático
SW_{cam}	0,175		0,215	0,168	0,175	0,18	0,175	
K_{sat}	12,5	15,1	1,54 - 90	1,21 - 72,7	12,5	12,4	12,5 - 90	9,4 - 67,8
z	200 -1400	235 - 1642	200-1400		200-600	170 - 509	530 - 1400	646 - 1704
CN	54 - 89	50,4 - 83,0	54-79	63,1 - 92,2	63-79	69,3 - 86,8	60 - 98	71,9 - 117,0
$surlag$	1	1	1	1	1	10	1	
$esco$	1	0,48	1	0,50	0,08	0,65	0,95	0,21
α_{sub}	1	0,73	1	0,88	0,10	0,06	1	0,0004
δ_{sub}	31		31		15		31	
Q_{lim}	2000	1237,5	1000,85	603,9	995,6	1061,2	1	992
Q_{rvp}	0		50		1		0,038	0
slp	0 - 0,28	0 - 0,33	0,0 - 0,26	0 - 0,21	0 - 0,26	0,32	0 - 0,32	0 - 0,36
LAI_{mx}	4 - 5	0,38	4 - 5	0,089	5	0,90	2,5-5,0	0,05
can_{mx}	0	4,39	0	6,65	0		0	9,96

SW_{cam} é a quantidade diária de água no solo (mm), K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm/h), z é a profundidade da camada do solo (mm), CN é o curva número, $surlag$ é o coeficiente de atraso do escoamento superficial, $esco$ é o coeficiente da distribuição da profundidade para a demanda e evaporação do solo, α_{sub} é o coeficiente de recessão, δ_{sub} é o coeficiente de atraso do escoamento subterrâneo (d), Q_{lim} é o nível de água limite do aquífero raso para ocorrer contribuição para o rio (mm/d), Q_{rvp} é o coeficiente de ‘revap’ da água subterrânea, slp é a declividade do HRU (m/m), LAI_{mx} é o máximo índice da área foliar e can_{mx} é a quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas (mm).

A respeito do escoamento, percebe-se alteração no tempo de atraso no escoamento superficial ($surlag$) na microbacia P1, este valor indica que há retenção no escoamento, e na distribuição da profundidade na demanda de evaporação do solo ($esco$). O baixo valor de $esco$ significa que o modelo é capaz de extrair a demanda de evaporação das camadas mais profundas do solo, isto ocorre nas microbacias N1, N2 e P2 e pode estar relacionado ao tipo de solo. Em relação à vazão subterrânea, observa-se que os menores valores de α_{sub} ocorreram nas microbacias P1 e P2 e indica que o solo possui lenta resposta para a recarga do aquífero. Os valores de Q_{lim} indicam o limite da altura de água no aquífero raso requerido para ocorrer o retorno da vazão subterrânea para o escoamento total.

A declividade nas microbacias de vegetação nativa e de reflorestamento de pinus são similares e apresentaram pouca oscilação na faixa de valores. Ao contrário do que se esperava, o armazenamento nas copas foi maior em uma microbacia de reflorestamento de pinus.

Tabela 19 – Valores das variáveis utilizadas na calibração manual e automática para as microbacias A, M1 e M2.

Variável	Microbacia Agricultura		Microbacia Mista 1	Microbacia Mista 2
	Manual	Automático	Manual	Manual
SW_{cam}	0,175	0,131	0,175	0,175 - 0,192
K_{sat}	20 - 120	21 - 125	90	12,5 - 90
z	500 - 1400		500 - 1400	200 - 1400
CN	72 - 86	90-100	54 - 89	54 - 89
$surlag$	1	1	1,5	1,5
$esco$	1	1	0,95	0,95
α_{sub}	1	0,10	0,05	0,05
δ_{sub}	0,9548		31	31
Q_{lim}	0	0	0	0
Q_{rvp}	10	72,8	1	1
slp	0 - 0,17		0 - 0,53	0 - 0,63
LAI_{mx}	3 - 5	0,42	2,5 - 5,0	4 - 5
can_{mx}	0 - 0,076	0,007	0	0

Os valores das propriedades do solo nas microbacias analisadas encontram-se na faixa de magnitude encontrados na pesquisa bibliográfica como foi encontrado nas microbacias da Tabela 18. Em relação à vazão subterrânea, observa-se que os menores valores de α_{sub} ocorreram nas microbacias M1 e M2 e indica que o solo possui lenta resposta para a recarga do aquífero. Na microbacia A, foi observado maior valor de Q_{revap} , que indica a ocorrência do processo da franja capilar, e baixo valor de δ_{sub} , que significa a rápida recarga no aquífero. Em relação a declividade, a microbacia A possui valores próximos da faixa de variação das microbacias de vegetação nativa e reflorestamento de pinus, enquanto que as microbacias M1 e M2 possuem elevados valores de declividade.

As Tabelas 20 e 21 apresentam os valores das funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas para a calibração manual e automática, respectivamente.

Tabela 20 – Funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da calibração manual.

Microbacia	Calibração manual														
	Funções objetivos, médias e correlações														
	<i>Nash</i>	<i>D_v</i>	<i>D_p</i>	<i>F1</i>	<i>F2</i>	<i>MSE</i>	<i>VER</i>	<i>SSQ</i>	Média obs.	Média sim.	R ²	R	Sperman	Gamma	Kendall Tau
Nativa 1	-0,59	-0,22	-141	0,88	0,16	1,71	22,4	557	0,89	0,69	0,23	0,48	0,65	0,47	0,46
Nativa 2	0,03	-0,69	-76	0,53	0,01	1,94	16,2	534	4,13	1,27	0,17	0,42	0,69	0,54	0,54
Pinus 1	0,09	0,09	-67	0,72	0,09	1,11	-9,4	163	0,88	0,96	0,40	0,63	0,76	0,59	0,57
Pinus 2	-0,33	0,61	-409	5,12	0,61	3,23	-61,3	1827	1,10	1,77	0,02	0,15	0,26	0,20	0,20
Agricultura	0,36	-0,41	-114	0,91	0,41	6,56	41,4	3352	5,34	3,13	0,58	0,76	0,42	0,31	0,31
Mista 1	0,53	0,00	-36	0,34	0,00	1,96	0,06	261	3,17	3,17	0,54	0,74	0,79	0,63	0,62
Mista 2	0,15	-0,17	-305	1,84	0,09	19,5	17,22	55505	5,15	4,26	0,17	0,41	0,83	0,67	0,67

Tabela 21 – Funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da calibração automática.

Microbacia	Calibração automática														
	Funções objetivos, médias e correlações														
	<i>Nash</i>	<i>D_v</i>	<i>D_p</i>	<i>F1</i>	<i>F2</i>	<i>MSE</i>	<i>VER</i>	<i>SSQ</i>	Média obs.	Média sim.	R ²	R	Sperman	Gamma	Kendall Tau
Nativa 1	0,42	-0,18	-84	0,58	0,13	1,03	18,5	203	0,89	0,73	0,46	0,68	0,76	0,59	0,59
Nativa 2	0,47	-0,69	-97	0,74	0,01	1,44	14,9	294	4,13	1,27	0,24	0,49	0,57	0,42	0,42
Pinus 1	-4,40	0,07	-94	0,72	0,07	2,70	-6,8	966	0,88	0,94	0,14	0,38	0,80	0,63	0,62
Pinus 2	-1,39	0,36	-380	4,14	0,36	3,86	-36,4	2611	1,10	1,50	0,01	0,11	0,19	0,15	0,15
Agricultura	0,37	-0,39	-130	0,98	0,39	6,50	39,3	3296	5,34	3,24	0,48	0,69	0,31	0,22	0,22

A calibração manual do modelo apresentou um desempenho satisfatório para a microbacia M1 com valores de *Nash* e R^2 maiores que 0,50. Nesta microbacia, a simulação obteve melhor desempenho durante as baixas vazões e no escoamento total devido ao menor valor das funções objetivo *F1* e *F2*. O desvio entre os dados observados e simulados foi nulo e o desvio nos volumes foi de 0,06%. A microbacia A com valores de *Nash* maior que 0,3 e R^2 maior que 0,5 apresentou um resultado satisfatório. O pior desempenho da simulação ocorreu para a microbacia P2 devido aos baixos valores das funções objetivo e correlações.

Na microbacia M2, as funções objetivo com *Nash* igual a 0,15 e *SSQ* maior que 55.000 e com o resultado da correlação paramétrica representa por R^2 igual a 0,17 não apresentou bom desempenho, no entanto, a correlação não-paramétrica, com Sperman maior que 0,80, mostra um bom desempenho.

A calibração automática apresentou resultado satisfatório nas microbacias N1, N2, P1, P2 e A. A comparação dos valores médios entre a calibração manual e a auto-calibração nas microbacias N1 e N2 resultou em *Nash* correspondente a 0,46 e *SSQ* igual a 248,5. Na auto-calibração, as funções objetivo mostram que a dispersão dos dados observados e simulados diminuíram como resultado da diminuição dos valores de D_v , D_p , *MSE*, *VER* e *SSQ*, com exceção do D_p nas microbacias A, P1 e P2 e do *SSQ* nas microbacias P1 e P2.

Em geral, na auto-calibração, as microbacias apresentaram melhoria de 62,9% no desempenho do modelo. As microbacias N1 e N2 apresentaram os melhores desempenhos que correspondem a 100 e 61,5%, respectivamente. A microbacia P2 apresentou o pior desempenho, pois 42,9% das funções objetivos e correlações obtiveram melhor resultado.

As Tabelas 22 e 23 apresentam os valores das funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas para a validação manual e automática, respectivamente.

Tabela 22 – Funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da validação manual.

Microbacia	Validação manual														
	Funções objetivos, médias e correlações														
	<i>Nash</i>	<i>D_v</i>	<i>D_p</i>	<i>F1</i>	<i>F2</i>	<i>MSE</i>	<i>VER</i>	<i>SSQ</i>	Média obs.	Média sim.	R ²	R	Sperman	Gamma	Kendall Tau
Nativa 1	-7,58	-0,51	-112	0,90	0,42	1,92	51	398	1,33	0,65	0,12	0,35	0,38	0,27	0,27
Nativa 2	0,26	0,04	-59	0,52	0,04	1,49	-3,8	250	1,35	1,40	0,41	0,64	0,76	0,58	0,58
Pinus 1	0,06	0,19	-250	1,30	0,18	3,08	-19	1894	1,13	1,34	0,08	0,29	0,50	0,35	0,35
Pinus 2	-1,34	1,18	-429	3,49	1,17	2,49	-117	1113	1,23	2,68	0,00	0,05	0,25	0,18	0,18
Agricultura	0,57	-0,47	-85	0,58	0,47	3,23	47	791	5,22	2,78	0,85	0,92	0,88	0,72	0,72
Mista 1	-0,15	0,01	-30	0,40	0,01	1,97	-0,75	179	3,36	3,38	0,56	0,75	0,56	0,45	0,45
Mista 2	0,18	0,10	-427	2,56	0,10	12,42	-10,3	2839	3,93	4,34	0,18	0,42	0,80	0,62	0,62

Tabela 23 – Funções objetivos, médias e correlações paramétricas e não-paramétricas da validação automática.

Microbacia	Validação automática														
	Funções objetivos, médias e correlações														
	<i>Nash</i>	<i>D_v</i>	<i>D_p</i>	<i>F1</i>	<i>F2</i>	<i>MSE</i>	<i>VER</i>	<i>SSQ</i>	Média obs.	Média sim.	R ²	R	Sperman	Gamma	Kendall Tau
Nativa 1	-1,31	0,02	-52	0,45	0,26	1,00	-2,27	107	1,33	1,36	0,26	0,51	0,56	0,41	0,41
Nativa 2	0,23	-0,07	-81	0,72	0,07	1,52	6,88	260	1,35	1,26	0,48	0,69	0,72	0,55	0,54
Pinus 1	-0,24	-0,08	-188	0,81	0,08	3,08	7,92	2498	1,13	1,04	0,02	0,14	0,64	0,46	0,46
Pinus 2	-1,88	0,57	-281	2,02	0,57	2,76	-56,7	1370	1,23	1,93	0,01	0,10	0,38	0,26	0,26
Agricultura	0,51	-0,44	-99	0,68	0,45	3,46	44,5	909	5,22	2,90	0,74	0,86	0,84	0,67	0,67

Na validação, a microbacia A apresentou ótimo desempenho, pois o valor de *Nash* correspondeu a 0,57 e R^2 atingiu 0,85 com R igual 0,9. Estes valores indicam que a simulação replicou a realidade, apesar da superestimação do volume em 47% e da dispersão dos dados devido ao resultado pouco satisfatório das funções objetivos D_v , D_p , *MSE* e *SSQ*.

A microbacia M2 manteve seu desempenho mediano na validação, assim como na calibração, por apresentar *Nash* igual a 0,18, R^2 correspondente a 0,18 com R atingindo 0,42 e *Spermam* alcançando 0,80 com subestimação do volume em 10,3% e desvio dos dados de 10%.

A microbacia M1, na validação, apresentou *Nash* negativo, o que demonstra a alta variância dos dados, no entanto as demais funções foram satisfatórias com 1% de desvio, baixos valores de D_p , F_2 e *MSE* e *SSQ* e apresentou subestimação no volume de 0,75% com R^2 maior que 0,5, R igual a 0,75 e *Spermam* correspondente a 0,56. Nesta bacia foi observado que as vazões baixas e o escoamento total foram melhores simulados devido aos baixos valores de F_1 e F_2 , respectivamente, como na calibração.

Na validação automática, a microbacia N1 apresentou o melhor desempenho com 82,7% no aumento do *Nash*, desvio dos dados igual a 2% e menor dispersão dos dados com *SSQ* atingindo 107 e aumento de 116% no R^2 .

Tanto na calibração quanto na validação manual, a microbacia P2 apresentou subestimação do escoamento total com maiores valores de F_1 , F_2 e *VER* na calibração e na validação.

De modo geral, comparando os resultados médios da calibração e da validação, mostram que ambos obtiveram desempenho médio por apresentar tanto valores razoáveis das funções objetivo, como D_v igual a 8% e *VER* atingindo 3,8%, quanto valores baixos como apresentaram *Nash* menor 0,05 e *SSQ* igual a 8885,6 e por apresentarem valores satisfatórios de R^2 com 0,3, R igual a 0,5 e *Spermam* alcançando 0,6. Portanto, o modelo foi calibrado e validade para as sete microbacias.

A auto-calibração na validação, em geral, melhorou 58,6%, sendo que a microbacia N1 apresentou 100% de melhora nos resultados e a microbacia N2 apresentou o pior resultado com 7,1% de melhora nos valores.

A fim de comparação, Green e van Griensven (2008) utilizaram o SWAT em microbacias experimentais com áreas que variaram de 4,0 a 8,4 ha e obtiveram as seguintes faixas de valores para *Nash*, R^2 e D_v , respectivamente, 0,53 a 0,74; 0,53 a 0,74; e 14,3 a -30,9.

Na calibração, a microbacia M1 apresentou melhor resultado com valores de *Nash*, R^2 e D_v iguais a 0,53; 0,54 e 0,00, respectivamente. Na validação, a microbacia A obteve valores satisfatórios com valores de *Nash*, R^2 e D_v , respectivamente, iguais a 0,57; 0,85 e -0,47.

Portanto, as simulações calibradas e validadas apresentaram valores medianos nas funções objetivo e nas correlações, com exceção da microbacia P2. O motivo para estes baixos valores pode ser atribuído devido ao curto período de calibração e validação. Outro motivo pode estar relacionado com a finalidade do modelo, segundo White (2008)²⁷, o SWAT apresenta rotina para o crescimento agrícola e não tem a intenção de simular o comportamento de áreas florestadas.

Deste modo, foi realizada uma comparação entre o desempenho do modelo e o período analisado e observa-se que as microbacias A e M1 apresentaram uma simulação satisfatória no menor período analisado, isto ocorreu devido ao ajuste da simulação em poucos eventos observados, enquanto que, em um período maior de dados o ajuste deve simular tanto os eventos ocorridos quanto os períodos de seca.

6.2 AVALIAÇÃO ESPACIAL DOS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS.

Após a simulação nas microbacias, procedeu-se a avaliação espacial da produção média mensal de água e sedimentos nas microbacias M2 e M1. O mapa do fator topográfico (*LS*) foi elaborado para as microbacias M2 e M1 com a finalidade de auxiliar a análise da relação entre os processos hidrossedimentológicos, os usos e cobertura do solo e a geomorfologia.

As Figuras 25 a 36 apresentam a produção média mensal de água e sedimentos e a Figura 37 mostra o fator topográfico na microbacia M2 durante o ano de 2007.

²⁷ WHITE, M. **Comunicação pessoal**. Pesquisador do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, 2008.

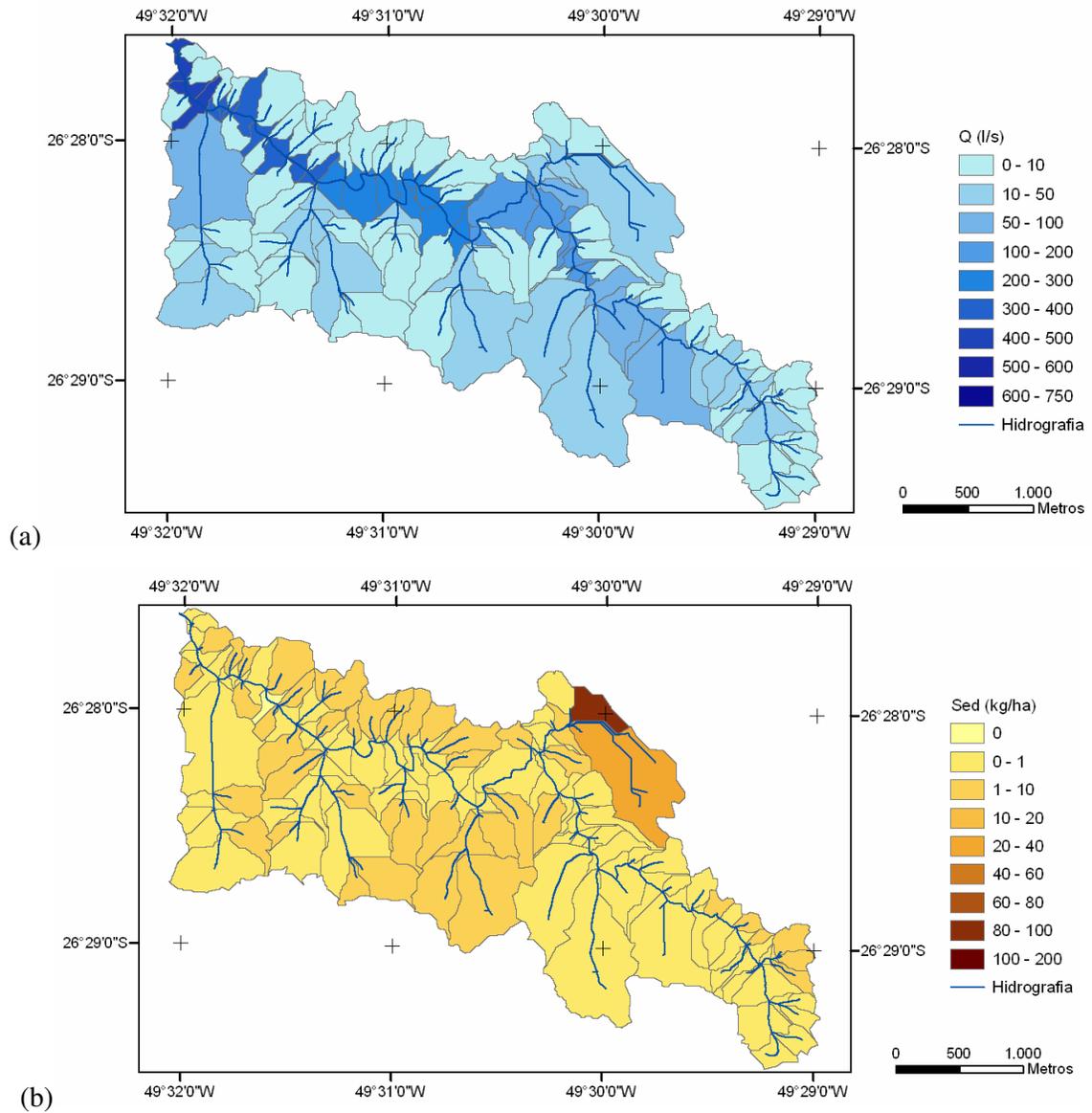


Figura 25 – Média mensal de janeiro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

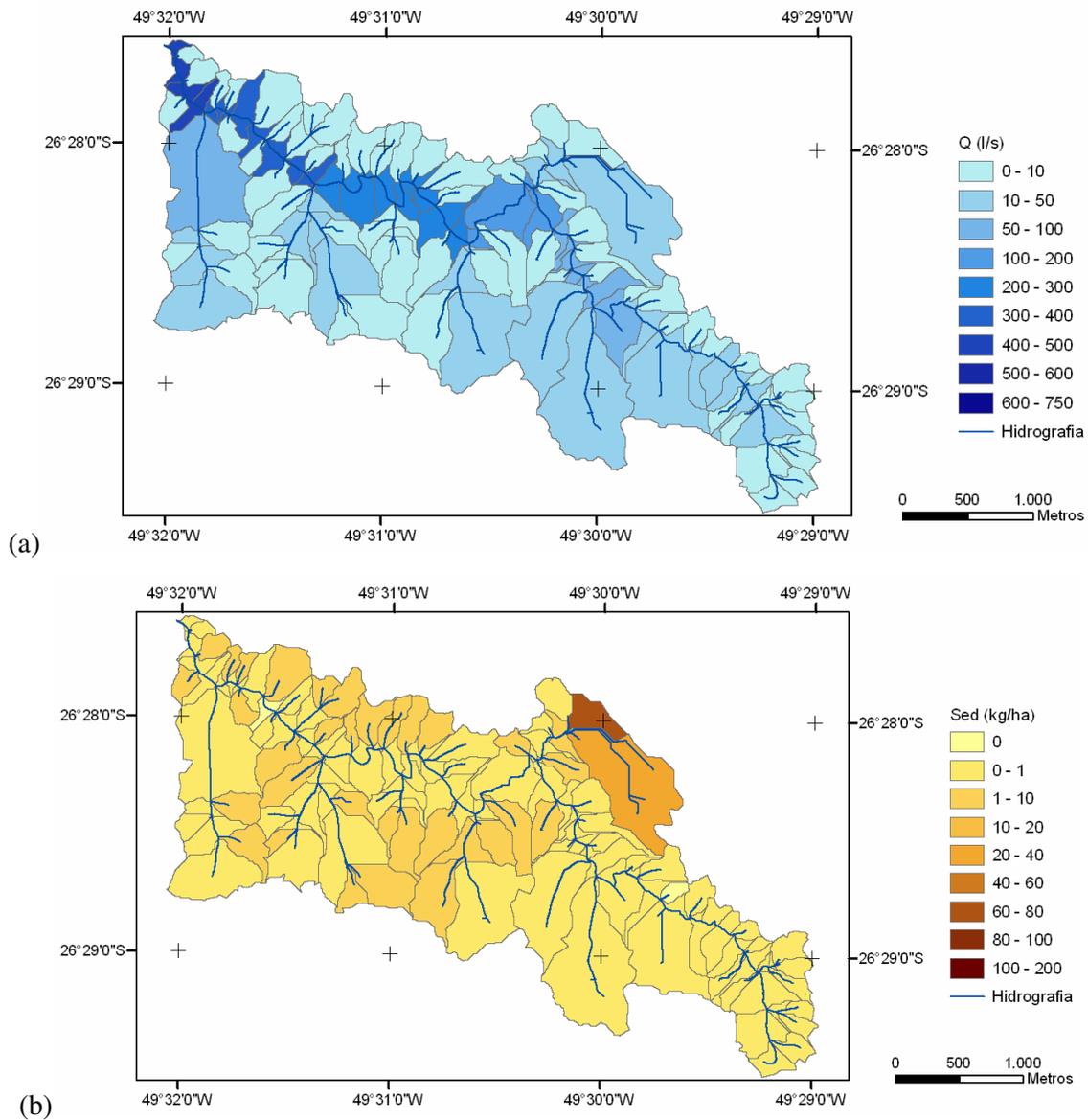


Figura 26 – Média mensal de fevereiro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

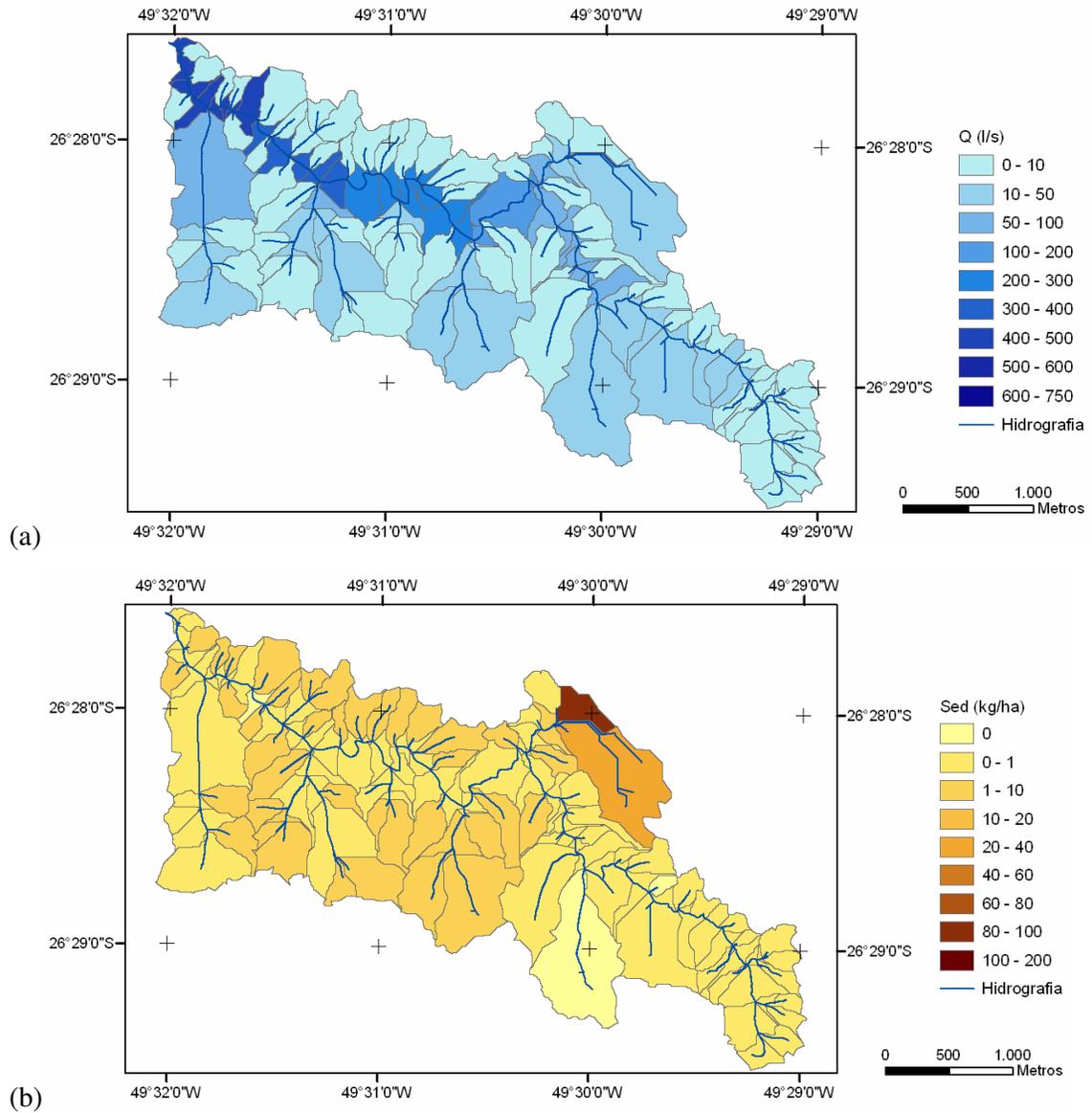


Figura 27 – Média mensal de março de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

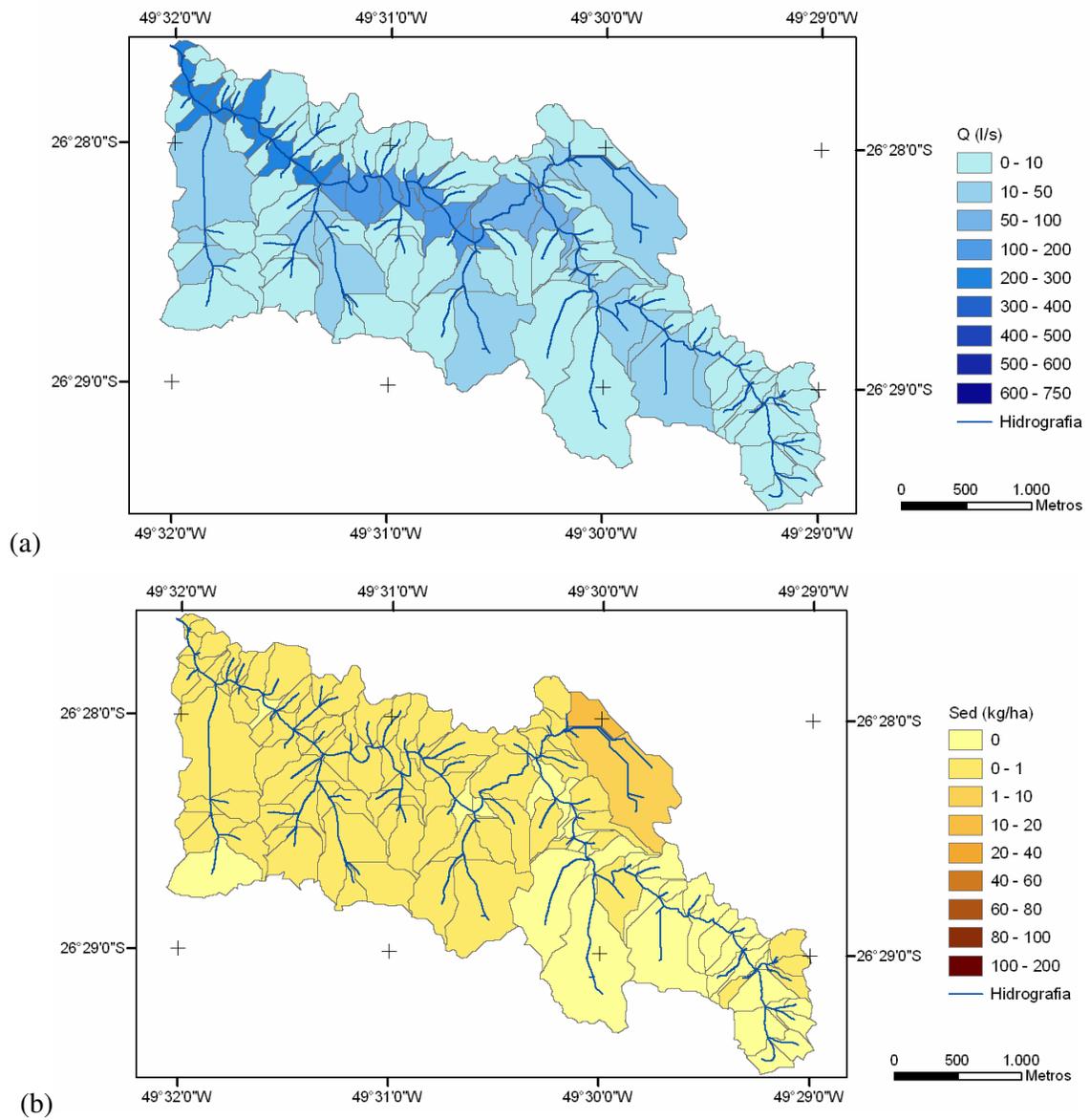


Figura 28 – Média mensal de abril de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

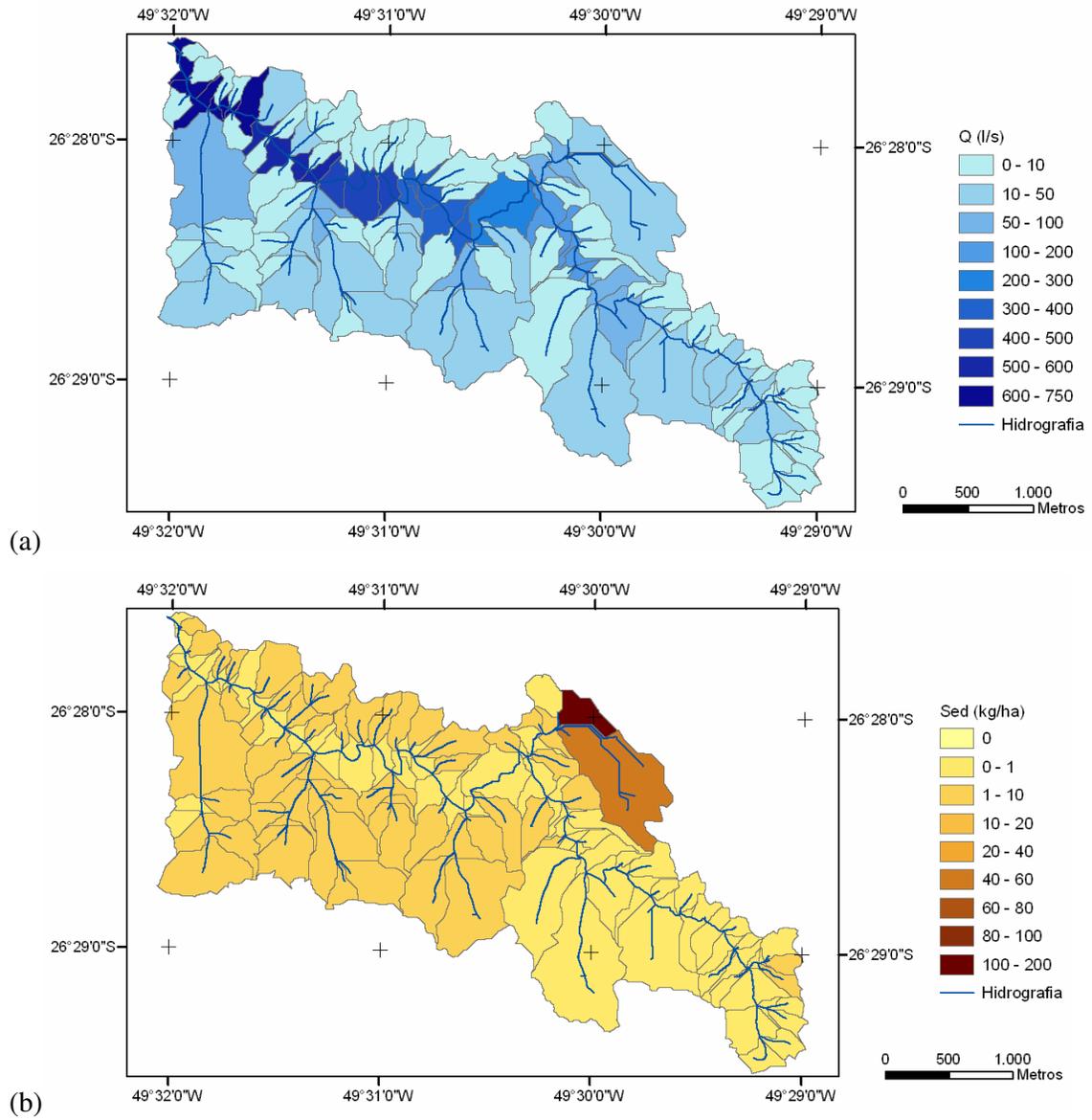


Figura 29 – Média mensal de maio de 2007 na micobacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

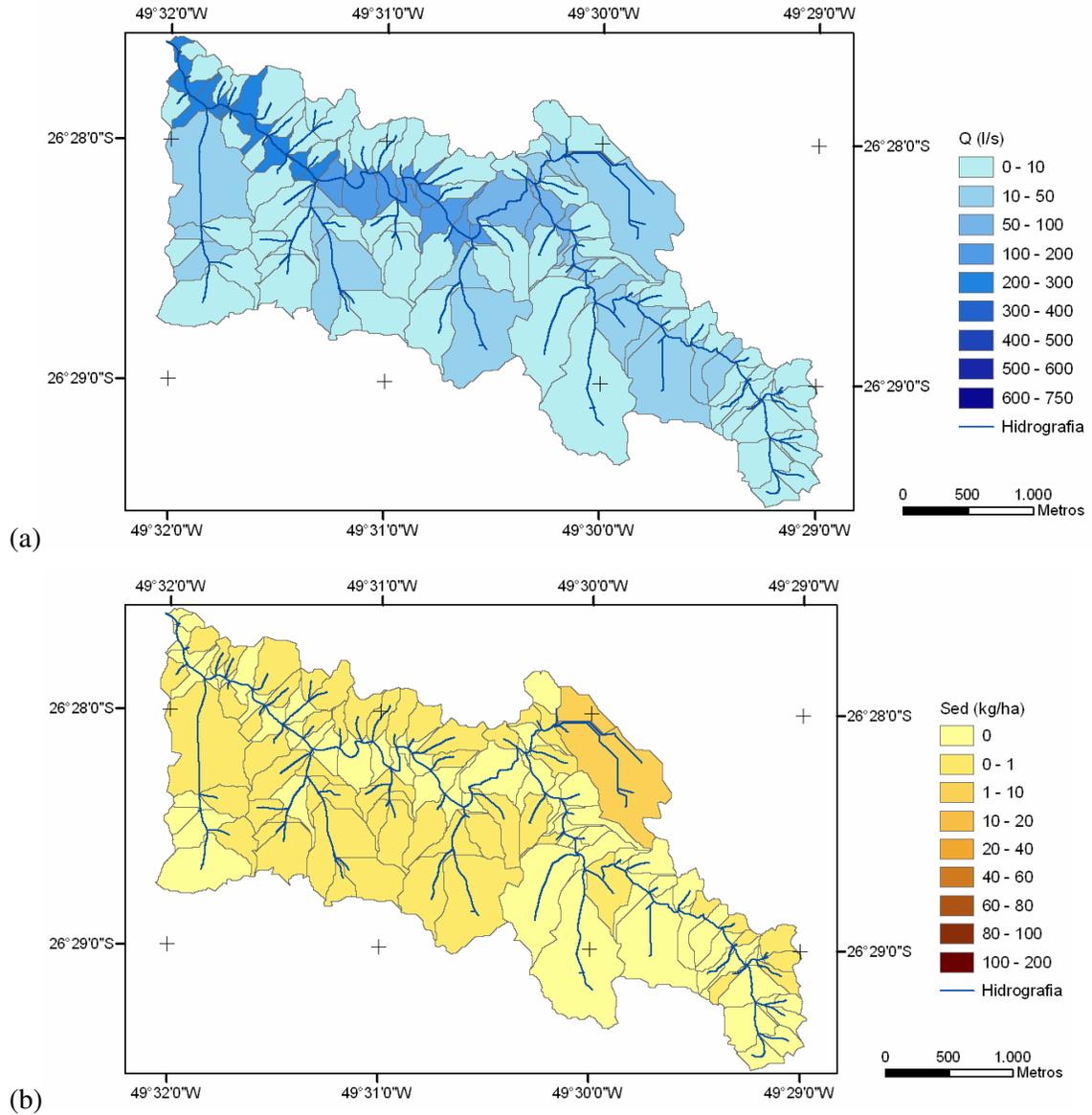


Figura 30 – Média mensal de junho de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

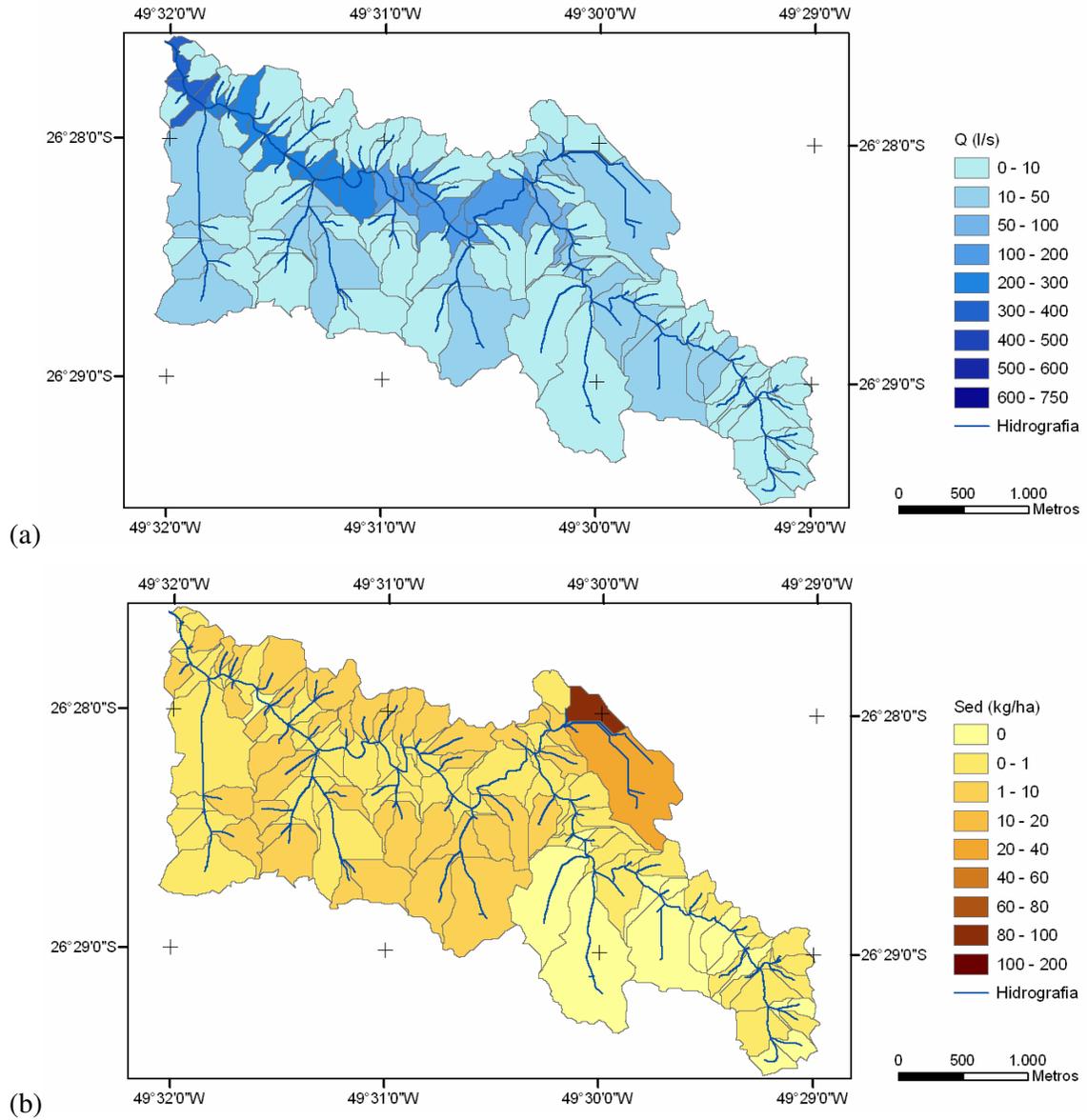


Figura 31 – Média mensal de julho de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

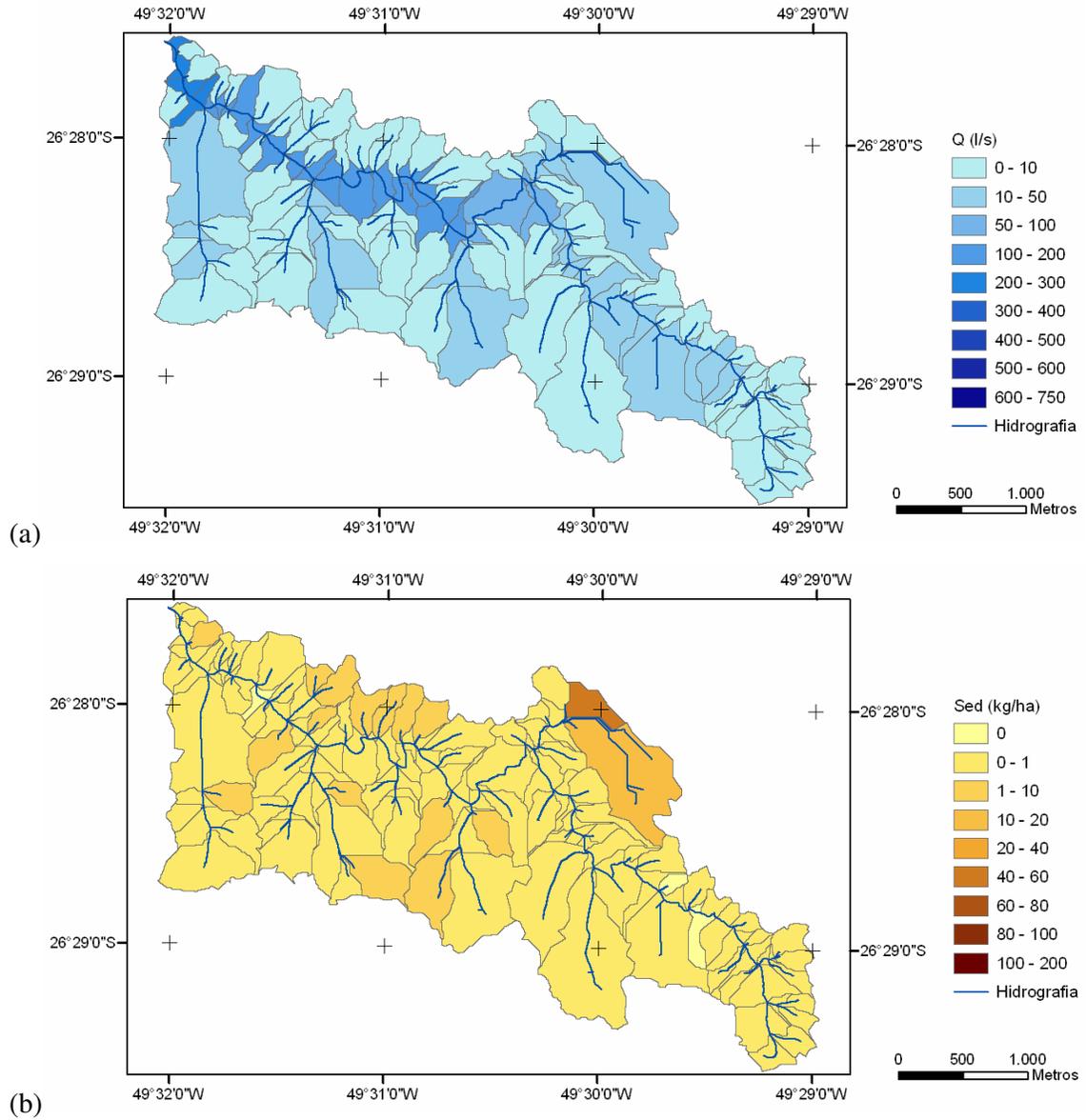


Figura 32 – Média mensal de agosto de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

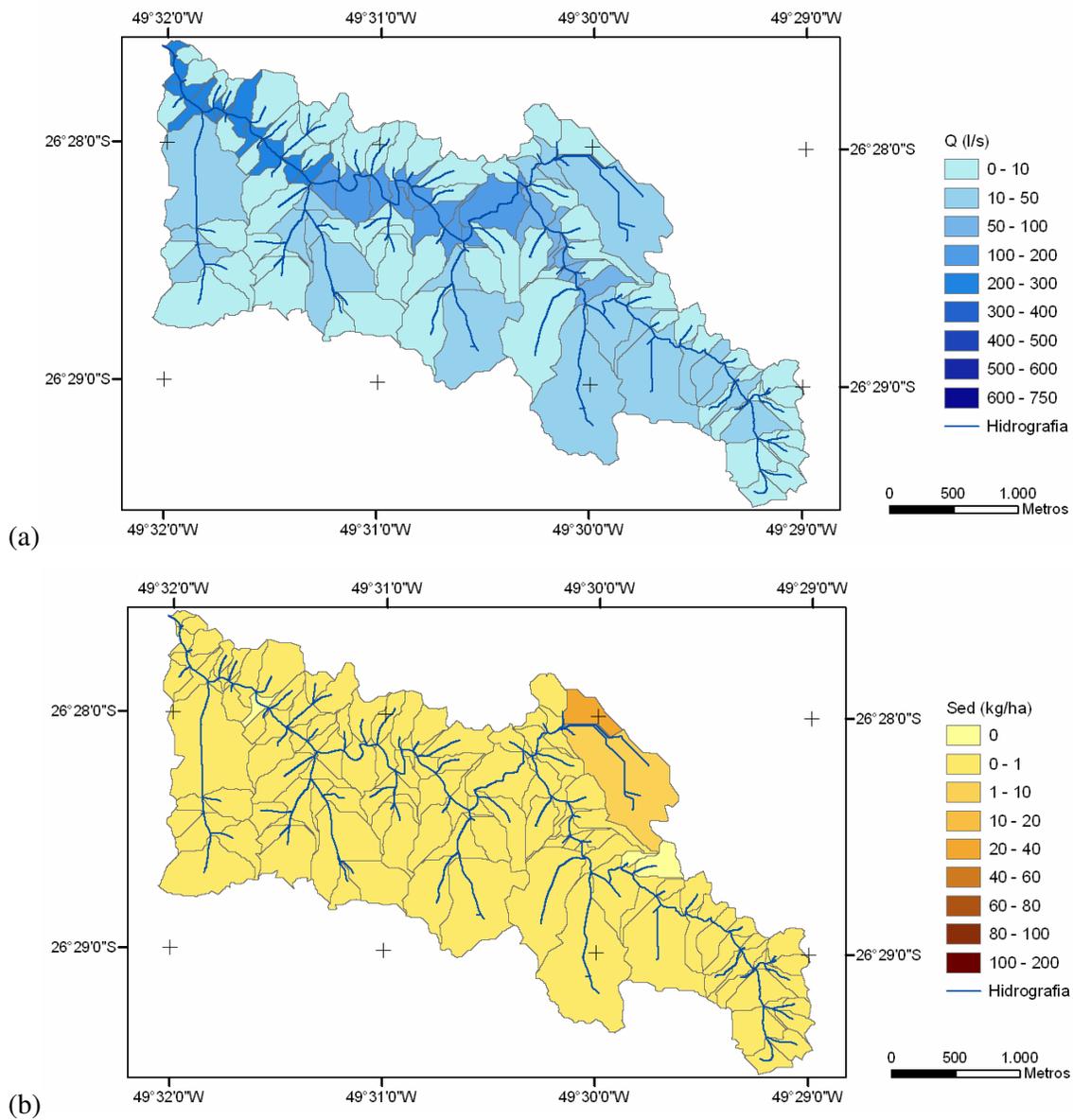


Figura 33 – Média mensal de setembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

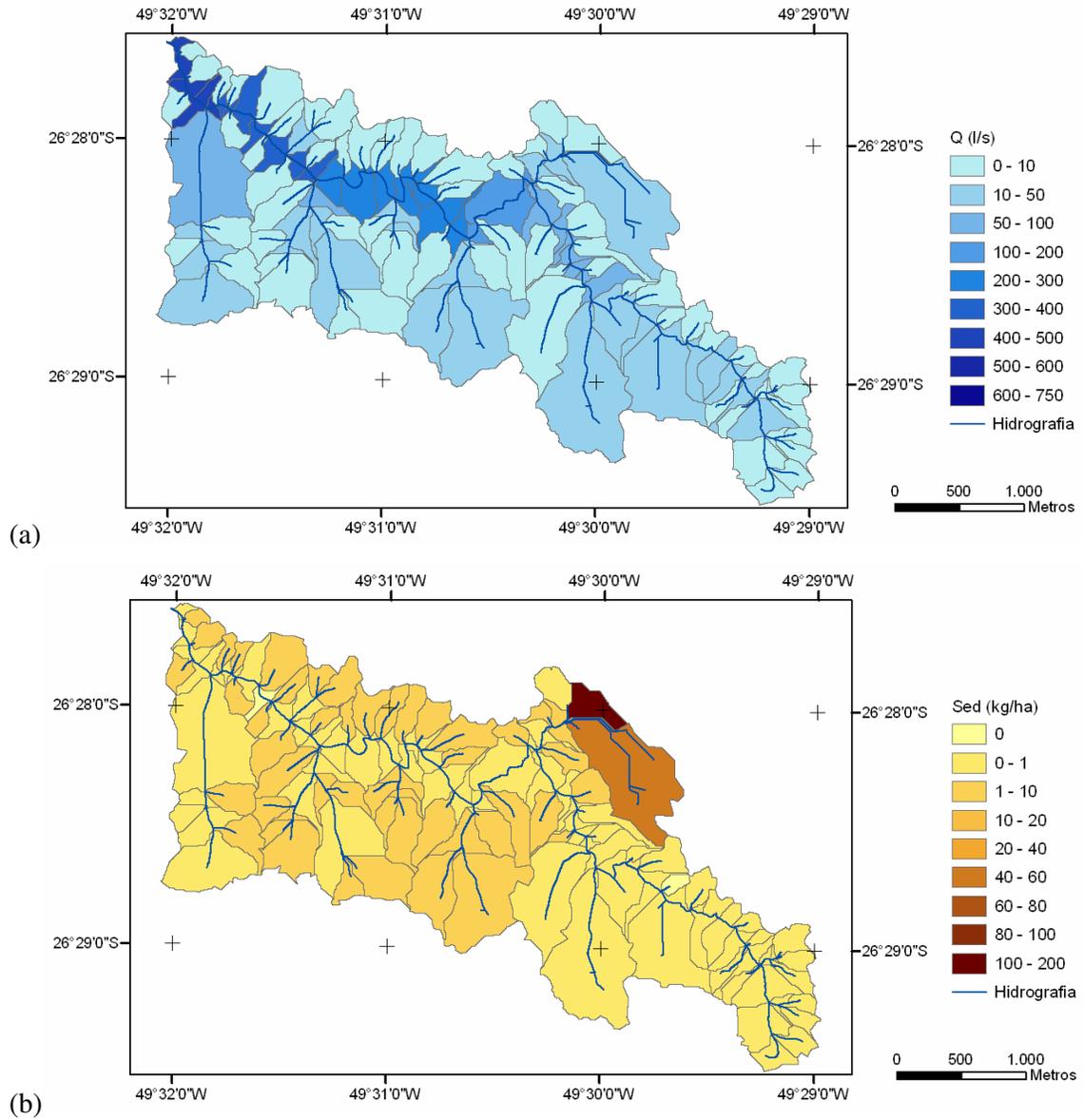


Figura 34 – Média mensal de outubro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

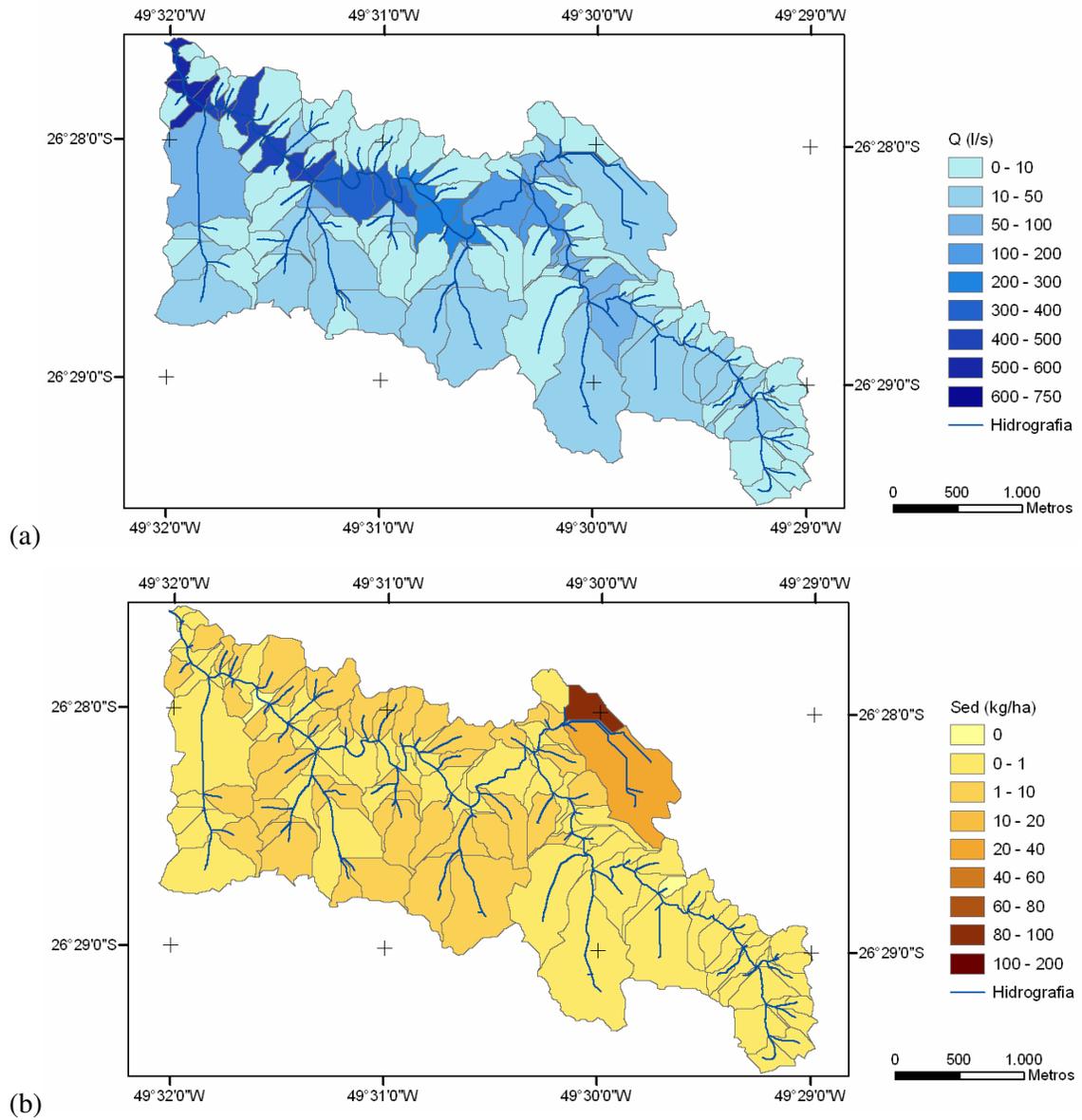


Figura 35 – Média mensal de novembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

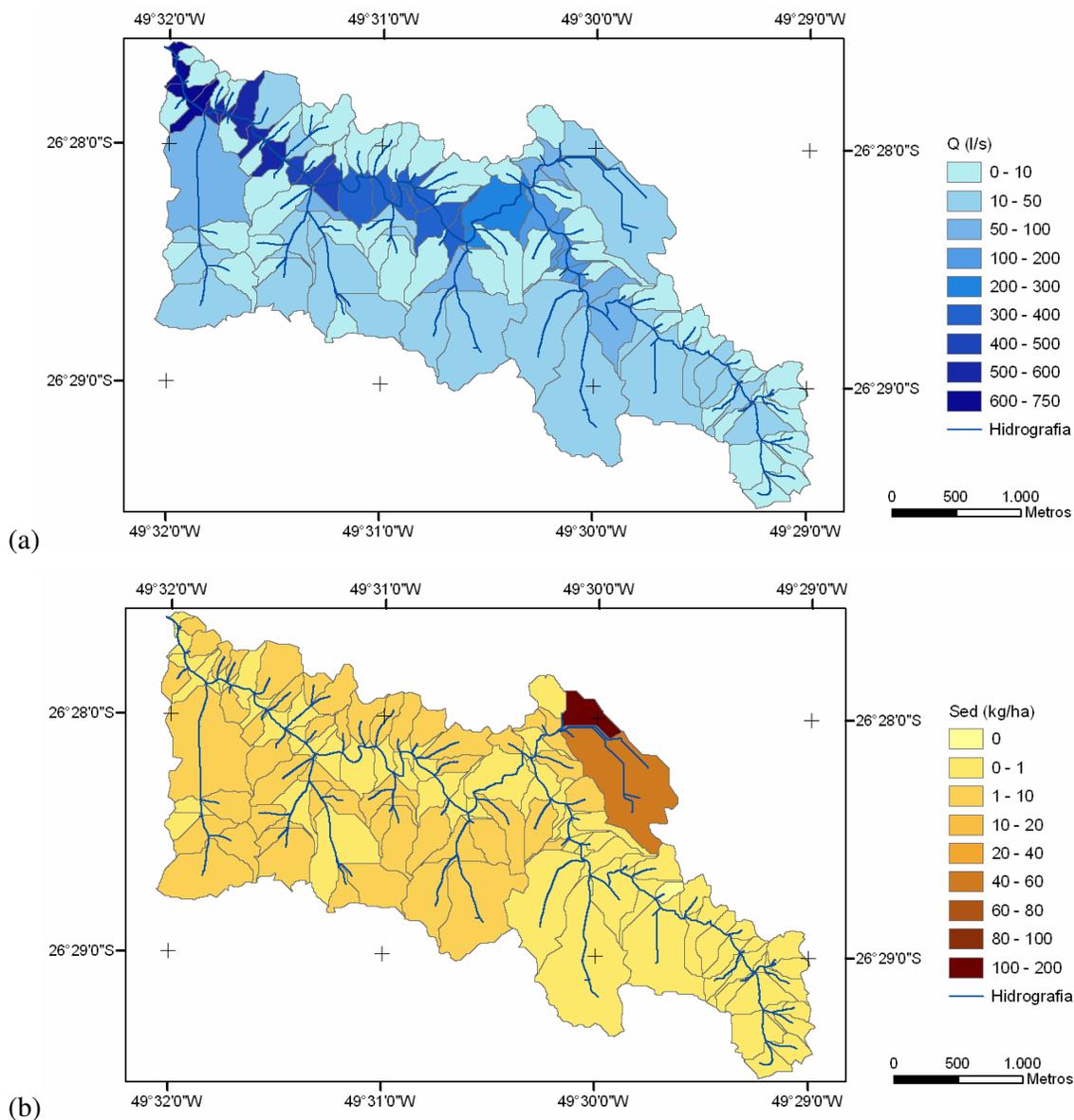


Figura 36 – Média mensal de dezembro de 2007 na microbacia M2: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

Os meses de maio, novembro e dezembro apresentaram maior produção de água nas microbacias próximas ao exutório e atingiram a vazão máxima de 750 l/s. Em geral, a produção de sedimentos à montante da bacia foi baixa por obter valores que variaram entre 0 e 1 kg/ha, a partir do centro à jusante da bacia os valores aumentaram e contribuíram com até 10 kg/ha de sedimentos. Percebe-se que duas sub-bacias, no centro superior, apresentaram maior produção de sedimentos por contribuir com até 200 kg/ha.

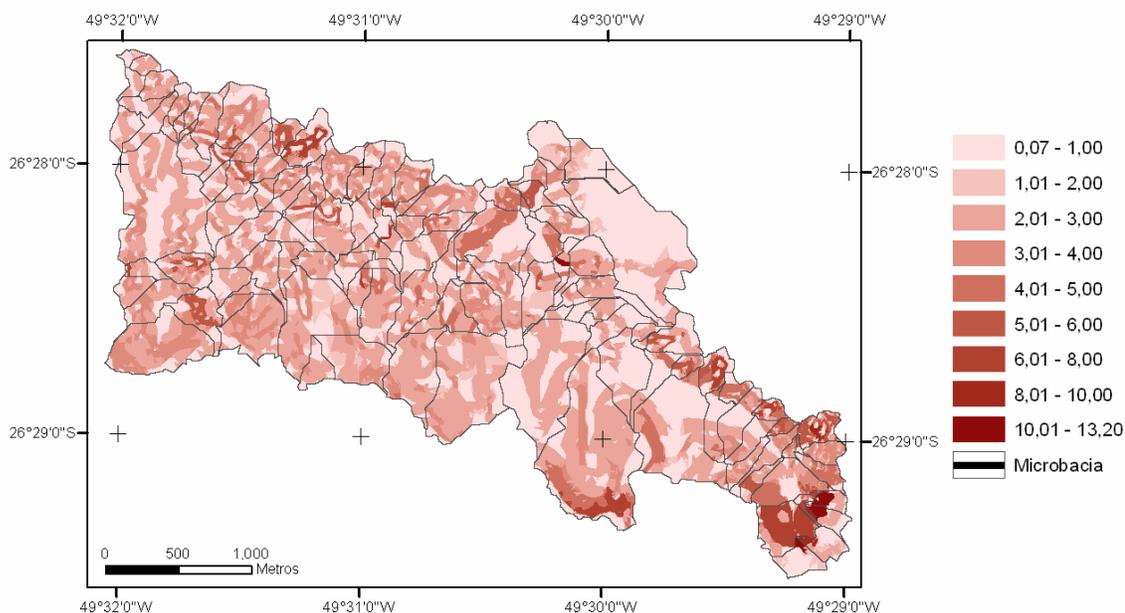


Figura 37 - Fator topográfico da microbacia M2.

A Figura 37 mostra que na microbacia M2, há o predomínio de valores baixos do fator topográfico (*LS*), sendo observado que este fator apresenta maior valores à montante da bacia. A comparação entre a produção de sedimentos mensal e o fator topográfico resulta que as microbacias, situadas no centro superior, que apresentaram maior produção de sedimentos possuem baixos valores de *LS*.

A produção média mensal de água e sedimentos na microbacia M1 durante os meses de janeiro a maio de 2008 estão apresentadas nas Figuras 38 a 42. Complementarmente, a Figura 43 apresenta o mapa do fator topográfico (*LS*).

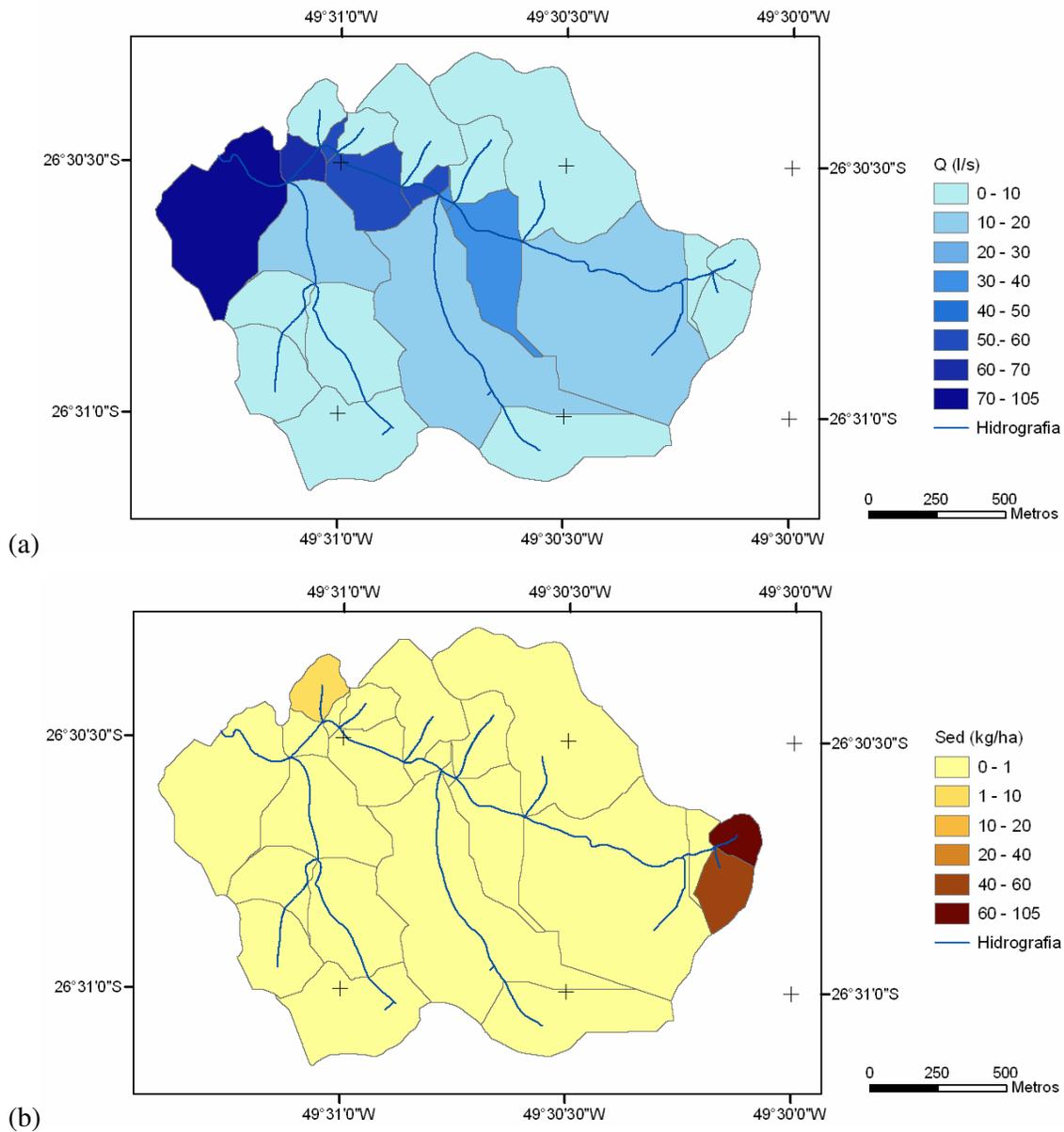


Figura 38 – Média mensal de janeiro de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

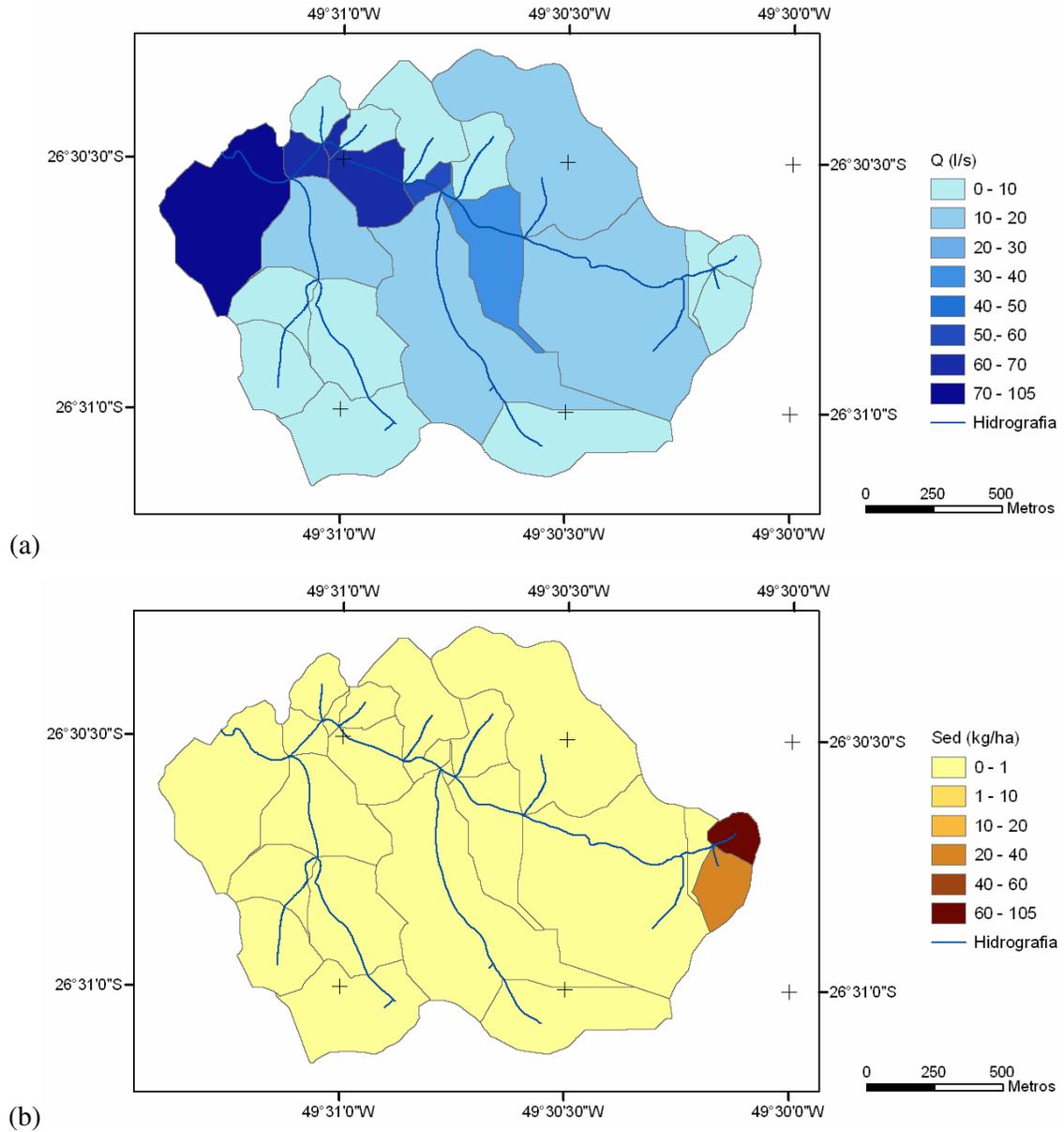


Figura 39 – Média mensal de fevereiro de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

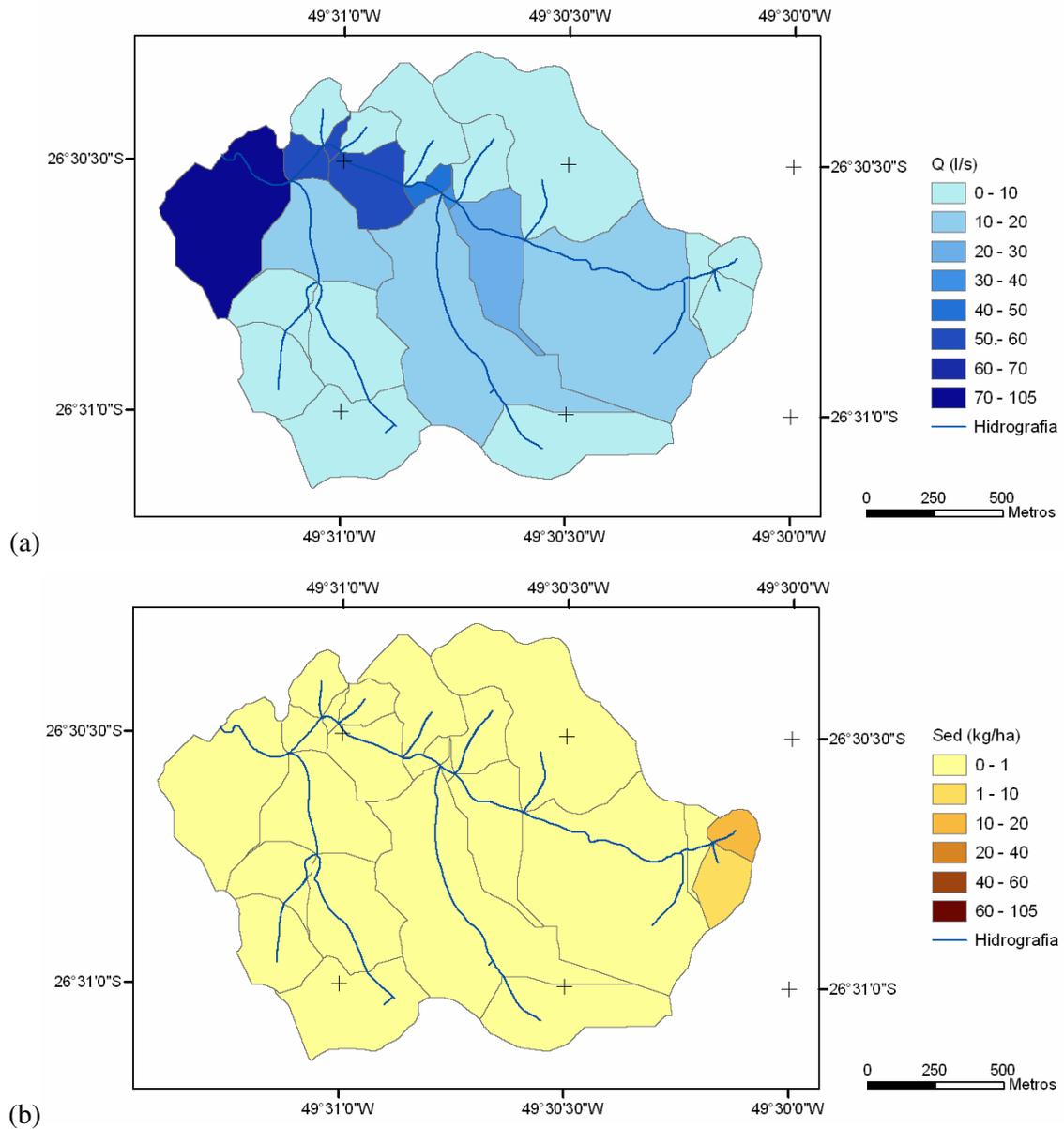


Figura 40 – Média mensal de março de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

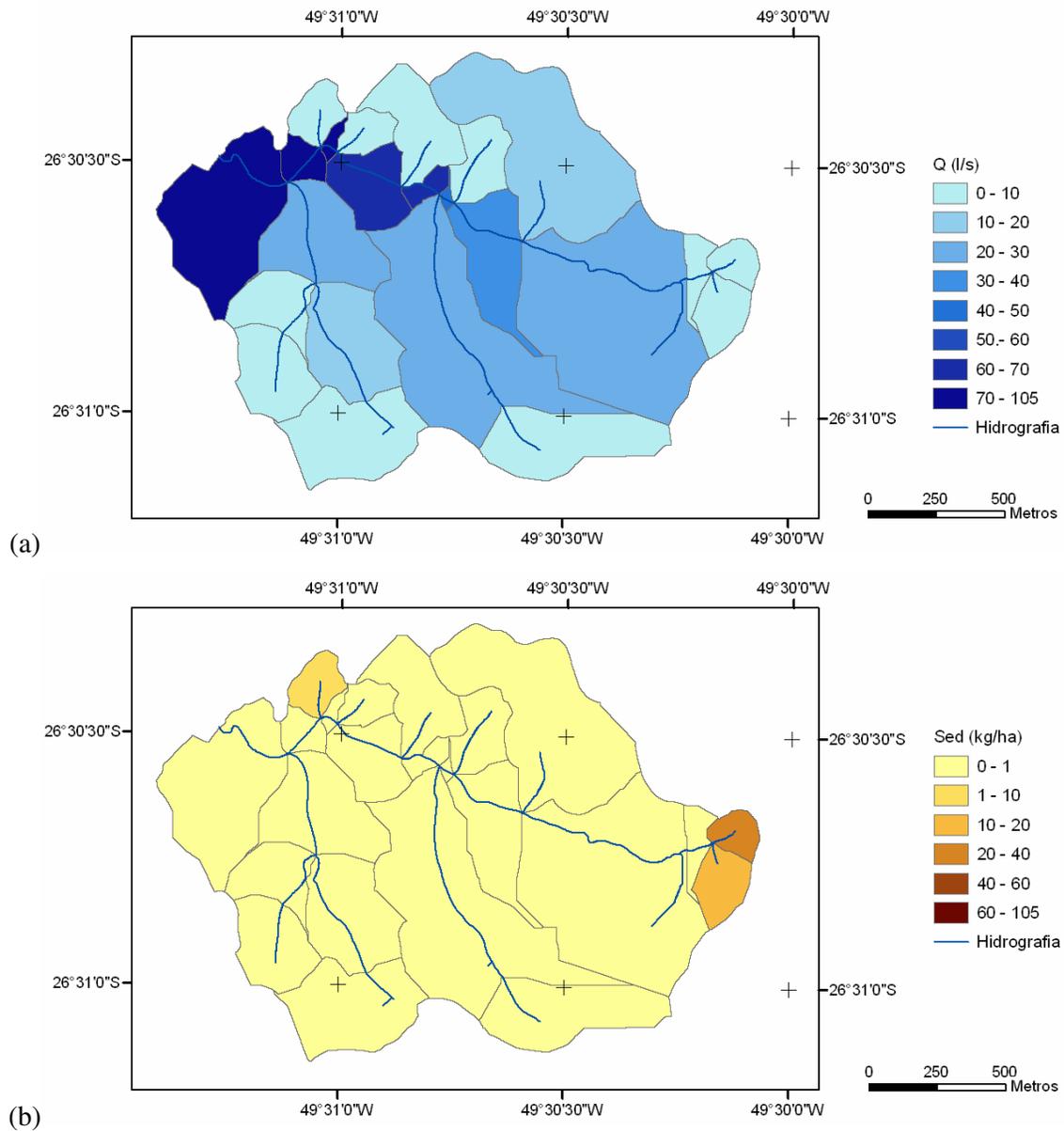


Figura 41 – Média mensal de abril de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

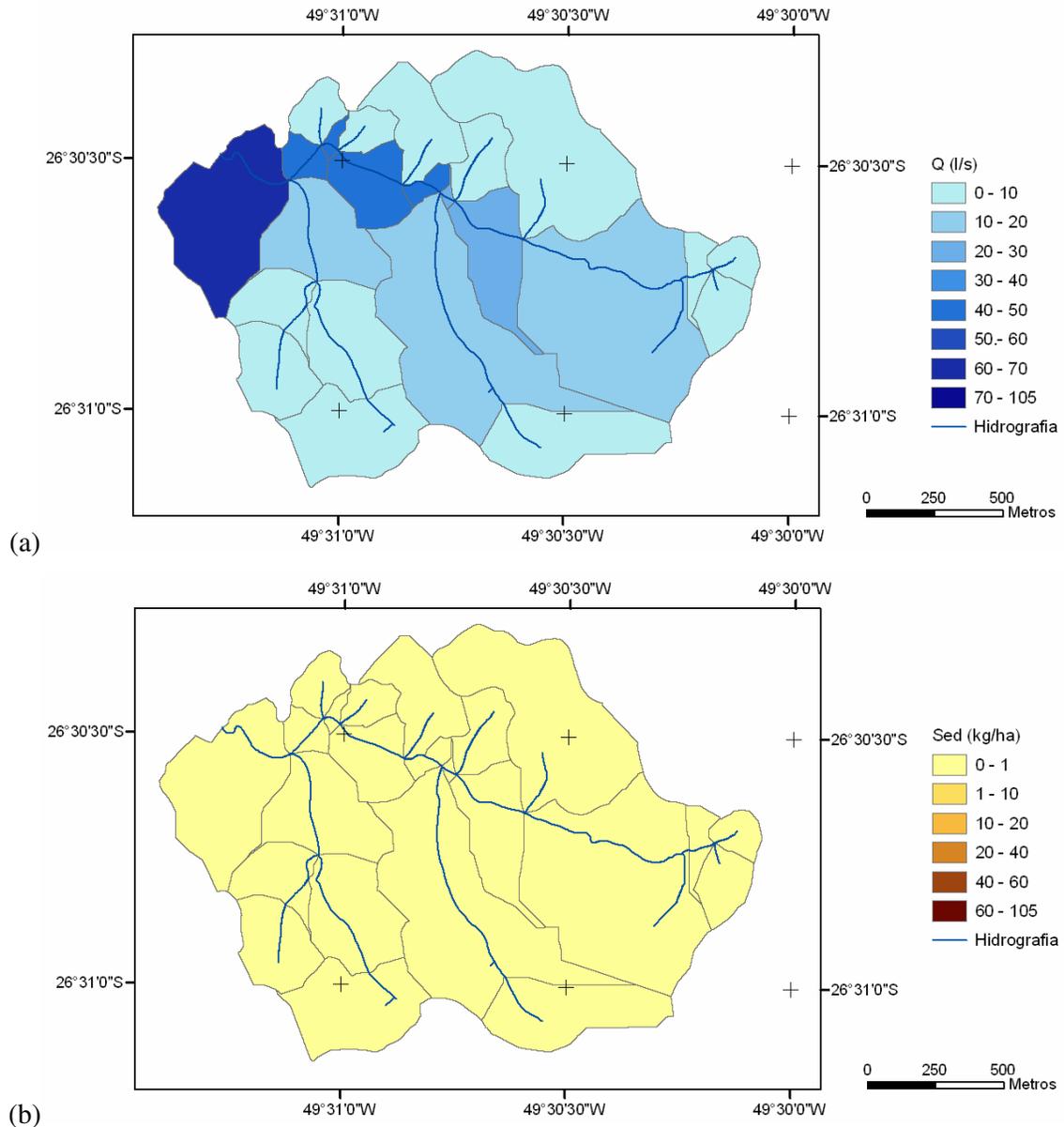


Figura 42 – Média mensal de maio de 2008 na microbacia M1: (a) produção de água; e (b) produção de sedimentos.

Observa-se que a produção média mensal de água nas sub-bacias próximas ao exutório na microbacia M1 foi constante de janeiro a maio por apresentar valores de vazão que variaram entre 70 e 105 l/s. Em geral, a produção de sedimentos nas sub-bacias foi baixa com os valores oscilando entre 0 e 1 kg/ha. A produção de sedimentos foi evidenciada nas sub-bacias que apresentaram agricultura, percebe-se que no início do cultivo, nos meses de janeiro e fevereiro, a contribuição de sedimentos é maior e pode atingir até 105 kg/ha, esta contribuição

foi diminuindo com o passar dos meses, em março e abril a produção alcançou 40 kg/ha e em maio a produção de sedimentos se estabilizou com o restante da bacia.

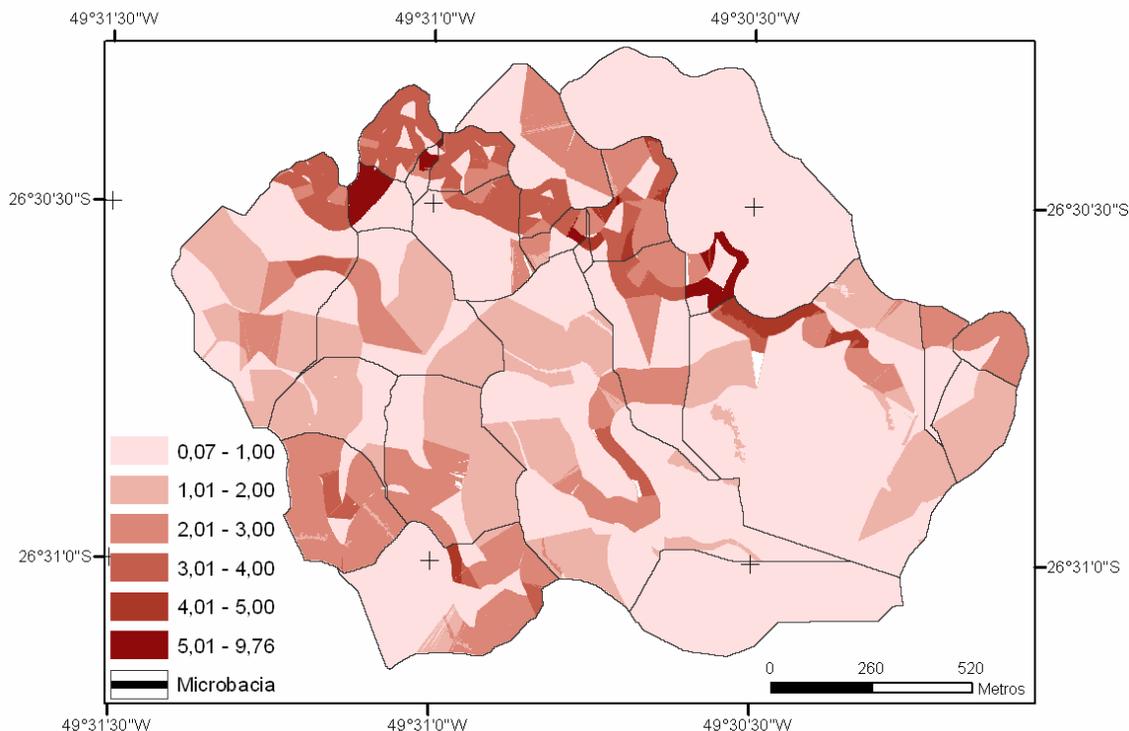


Figura 43 – Fator topográfico da microbacia M1.

Observa-se na Figura 43, que as sub-bacias que apresentaram maior produção de sedimentos, ou seja, as sub-bacias com cultivo, apresentaram valores médios de *LS* na cabeceira e baixos valores próximos ao exutório. Contudo, como a produção de sedimentos não apresentou uniformidade mensal, conclui-se que nestas sub-bacias a produção de sedimentos está relacionada aos usos do solo.

Os maiores valores de *LS* foram detectados na parte superior da bacia, próximos ao rio principal, a sub-bacia que apresentou produção de sedimentos entre 1 e 10 kg/ha no meses de janeiro e abril pode estar relacionada com os usos dos solo e com a geomorfologia.

A Figura 44 apresenta o gráfico do *SDR* e da área, observa-se que para as microbacias experimentais dos municípios de Rio Negrinho e Mafra o *SDR* apresentou valores muito baixos por variarem de 0,0001 a 0,0040. Além disso, a diminuição do *SDR* com a área não ficou evidentemente clara.

Percebe-se que ao aumentar a escala do *SDR* para variar de 0 a 0,1, a relação entre o *SDR* e a área diminui e a reta inclinada torna-se, praticamente, horizontal.

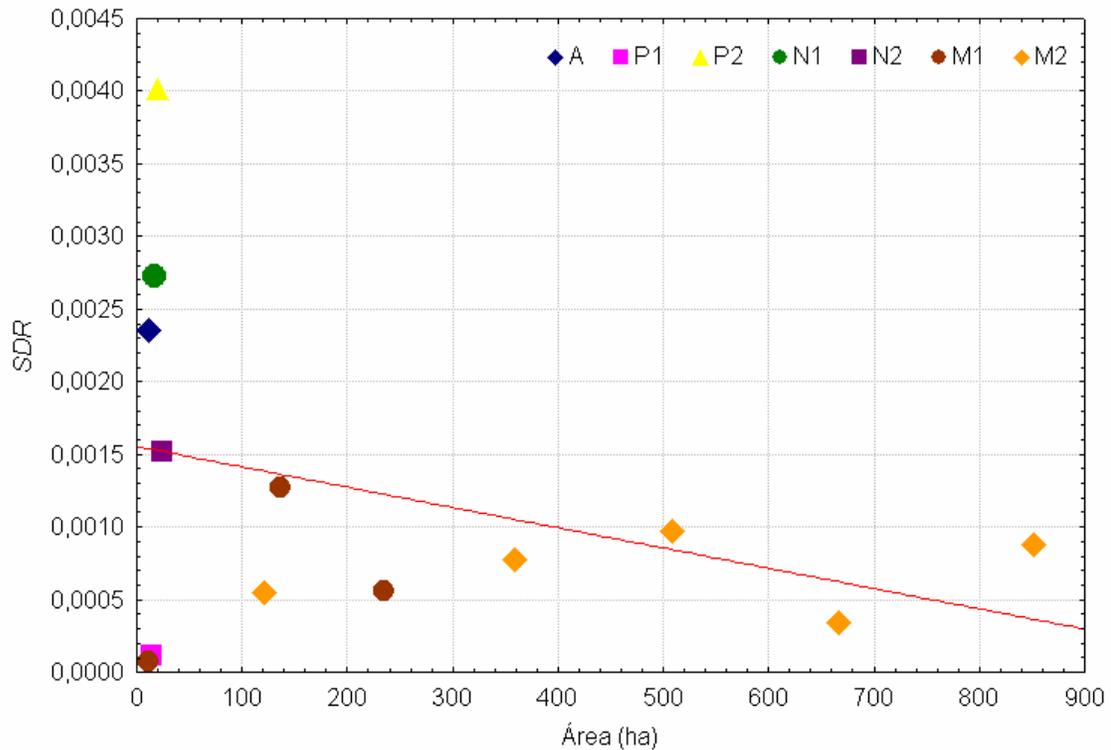


Figura 44 – Valores dos pares *SDR* e área das microbacias experimentais.

A Tabela 24 apresenta a produção média mensal de água e sedimentos e a porcentagem da taxa de transferência de sedimentos nas microbacias experimentais, nesta análise foi utilizado dados do ano de 2007, com exceção da microbacia M1 que foi utilizado os dados dos meses de janeiro a maio de 2008.

Na comparação entre as menores bacias, ou seja, A, P e N1, observa-se que a microbacia A apresentou a maior produção de água e de sedimentos. Na análise entre as microbacias de vegetação nativa e o reflorestamento de pinus foi observada que estas apresentaram maior produção de água, apesar da menor área, portanto, as microbacias de vegetação nativa armazenaram maior quantidade de água.

Tabela 24 – Produção média mensal de água e sedimentos e a porcentagem da taxa de transferência de sedimentos nas microbacias experimentais.

Microbacia	Área (ha)	Produção de água (l/s)	Produção de sedimentos (t/ha.mês)	Erosão bruta (t/ha.mês)	Taxa de transferência de sedimentos (SDR)	Porcentagem da taxa de transferência de sedimentos (%)
A	8,2	2,0	0,01143	4,306	0,0024	0,24
P1	10,6	1,4	0,00001	0,048	0,0001	0,01
P2	21,0	4,9	0,00014	0,040	0,0040	0,40
N1	14,8	1,1	0,00011	0,043	0,0027	0,27
N2	24,0	3,6	0,00011	0,058	0,0015	0,15
M1	233,8	84,5	0,00012	0,426	0,0006	0,06
M2	852,1	438,1	0,00030	0,371	0,0009	0,09

Em relação à produção de sedimentos, a microbacia P2 apresentou maior produção, este valor pode estar associado à maior declividade do rio principal (0,86 m/m). A erosão bruta e a produção de sedimentos mensal foi maior na microbacia com agricultura, portanto, para esta microbacia a produção de água e de sedimentos está relacionada ao uso do solo.

Observa-se que para todas as microbacias a produção de sedimentos está abaixo do limite de tolerância para o cambissolo, que segundo Minella (2008)²⁸, este valor está compreendido entre 1 a 2 ton/ha.ano. A perda de solo teve maior expressão na microbacia A que apresentou média anual de 0,137 ton/ha.

Na análise pontual na microbacia M2 durante o ano de 2007, observa-se que uma sub-bacia localizada no centro superior apresentou nos meses de janeiro, março, julho e novembro média de 1,2 ton/ha.ano e nos meses de maio e outubro a média atingiu 2,4 ton/ha.ano, nestes meses o limite de tolerância de perda de solo foi ultrapassada. Na microbacia M1, as sub-bacias com cultivo apresentaram valor máximo de 1,26 ton/ha.ano, isto significa que o valor de perda do solo está aceitável.

Os resultados obtidos para as microbacias apresentaram valores toleráveis a perda do solo, portanto, a medida de controle a ser aplicada nestas microbacias é estabelecer e manter as áreas de preservação permanente ao longo dos cursos d'água de acordo com a Lei n. 4.771 de 1965 (BRASIL, 1965) e o Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2006a) que

²⁸ MINELLA, J. P. G. **Comunicação pessoal**. Pós-doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

recomenda relacionar a agricultura com a aptidão, mercado e sustentabilidade ambiental, evitando-se a degradação das condições sociais e ambientais. Outra recomendação é aprofundar a orientação sobre as práticas de conservação de vegetação, solos e água.

A partir da análise da Figura 44 e Tabela 24 observa-se que a microbacia P1 e o primeiro valor da microbacia M1 apresentaram valor distinto dos demais microbacias e dos demais trabalhos analisados que foram discutidos anteriormente, portanto, conclui-se se estes dados são errôneos e não podem ser considerados na presente análise, para obter maiores informações é necessário investigar a produção de sedimentos nestes exutórios.

O *SDR* apresentou valores que variaram entre 0,06% e 0,40%, sendo o menor valor verificado na microbacia M1 e o maior valor na microbacia P2. Na análise dos valores de *SDR*, evidencia-se que as menores microbacias apresentaram maiores valores de *SDR* e as maiores microbacias, ou seja, M1 e M2 apresentaram menores valores de *SDR*.

No sentido de verificar a magnitude dos dados calculados buscou-se a pesquisa bibliográfica para fornecer este suporte. Vente et al. (2008) estudaram o *SDR* em 61 reservatórios com áreas de 30 a 13.000 km² e encontrou o *SDR* variando entre 0,4% e 55,5%. Outros autores, como Smith e Dragovich (2008) estudaram o *SDR* nos eventos e no período total de 19 meses em uma bacia com 1,64 km² e concluíram que o *SDR* variou entre 1 a 153% e obtiveram a média do período analisado igual a 47%.

ASCE (1975)² em seu estudo sobre a relação entre o *SDR* e a área, estabeleceu que para bacias com área entre 10 e 1000 ha o *SDR* esperado deve estar entre 53 e 27%, respectivamente, como foi discutido no capítulo 4.2.1. Finalmente, Zhou e Wu (2008) estudaram a taxa de transferência de sedimentos em uma área de 15.378 km² e obtiveram valores oscilando entre 0,1 e 37%. Com vistas a estes resultados, verifica-se que os valores de *SDR* calculados nas microbacias estão com valores muito baixos. Portanto, medições em campo devem ser realizadas para confirmar estes resultados.

Finalmente, foi determinada a relação empírica entre o *SDR* e a área (*A*) para as microbacias experimentais como apresenta a Equação (76). Nesta análise os dados das microbacias P1 e o primeiro valor de M1 foram descartados devido ao desvio no resultado esperado.

$$SDR = 0,0062 \cdot A^{-0,3656} \quad (76)$$

Esta relação empírica demonstrou coeficiente de determinação igual a 0,65, coeficiente de correlação correspondente a -0,81 e significância igual a 0,0027. O sinal negativo do coeficiente de correlação foi confirmado devido à relação inversa entre o *SDR* e a área.

6.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE HACK

O índice de Hack foi aplicado para o curso d'água principal nas microbacias M2 e M1 e o resultado está apresentado nas Figuras 45 e 46.

Conforme foi analisado nas Figuras 25 a 36 (b), a sub-bacia superior central apresentou maior produção de sedimentos (na faixa de valores entre 60 e 80 kg/ha), e como nesta bacia o comprimento do rio atinge 1062m, condição que satisfaz a aplicação do índice de Hack (>800m), portanto, o índice foi aplicado para esta sub-bacia.

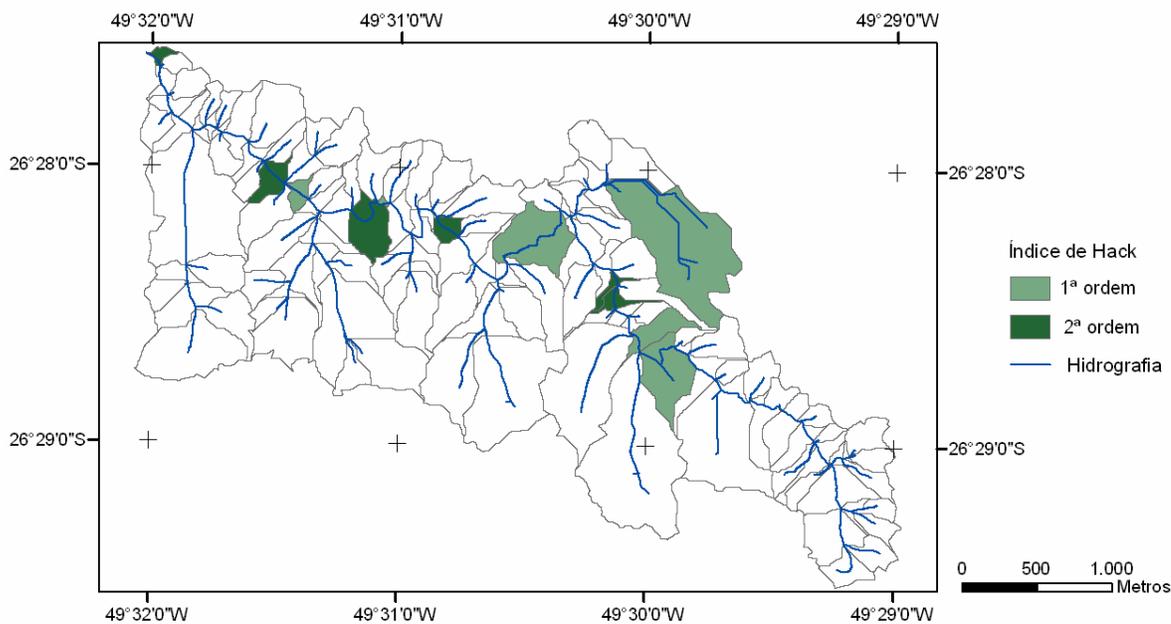


Figura 45 – Anomalias encontradas na microbacia M2.

O valor das anomalias encontradas no rio principal na microbacia M2 mostra que ocorreram cinco trechos com anomalias de 1ª ordem ($2 \leq RDEs/RDEt \leq 10$) e seis trechos com anomalias de 2ª ordem ($RDEs/RDEt > 10$), o exutório da M2 está incluída nesta ordem. O índice de Hack mostra que nestas seções há uma grande probabilidade de ocorrência de erosão. No entanto, na modelagem os exutórios das sub-bacias que apresentaram esta anomalia correspondem a sub-bacias que apresentaram baixa produção de sedimentos (1-10 kg/ha.mês).

A análise do rio principal na sub-bacia localizada no centro superior da M2 apresentou anomalia de 1ª ordem, com RDE igual a 10. Este resultado evidência que nesta sub-bacia a produção de sedimentos pode estar vinculada às características geomorfológicas. A sub-bacia localizada ao lado esquerdo desta sub-bacia analisada tem curto trecho de rio e não foi possível aplicar o índice de Hack, portanto, conclui-se que nesta sub-bacia a produção de sedimentos ocorre devido aos usos e cobertura do solo.

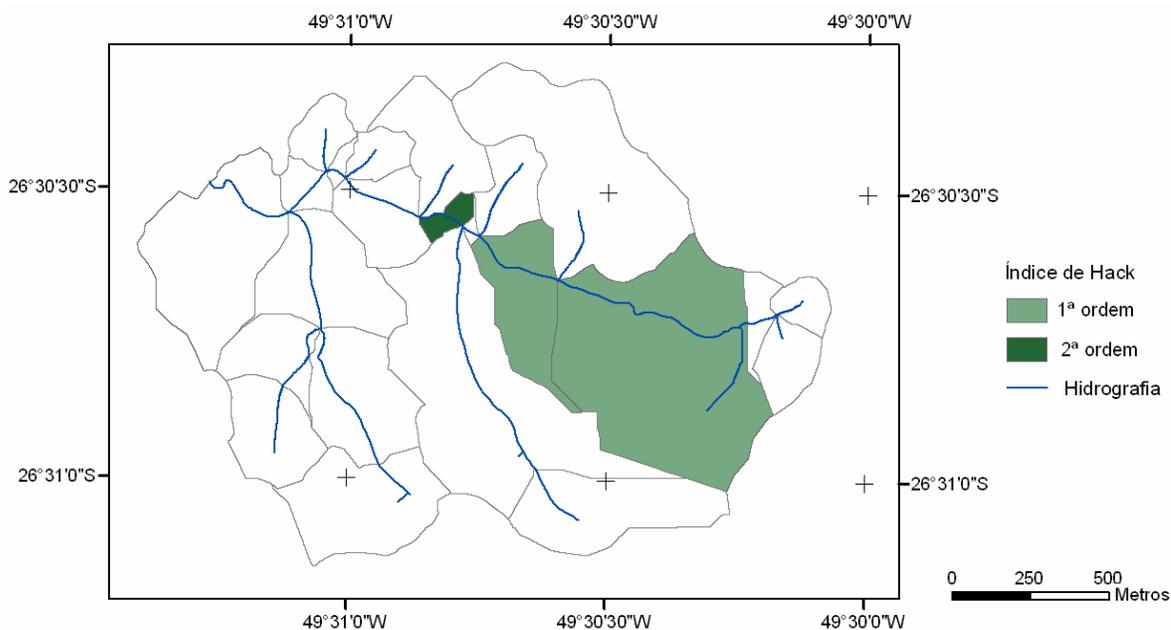


Figura 46 – Anomalias encontradas na microbacia M1.

Na microbacia M1, o rio principal apresentou valores de anomalias que enquadraram duas de 1ª ordem e uma de 2ª ordem. No entanto, nesta seção do rio, o exutório analisado nas Figuras 38 a 42 (b) apresentaram baixos valores na produção de sedimentos por variar entre 0 e 1 kg/ha.mês.

Portanto, ao comparar as Figuras 25 a 36 (b) com a Figura 45 e as Figuras 38 a 42 (b) com a Figura 46, evidencia-se que nas microbacias M2 e M1 a produção de sedimentos está relacionada aos usos e cobertura do solo. E apenas em uma sub-bacia da microbacia M2 a produção de sedimentos está relacionada à geomorfologia.

Adicionalmente ao índice de Hack, foi analisado a curva hipsométrica e o perfil longitudinal do rio principal das microbacias M2 e M1 como mostra as Figuras 47 e 48.

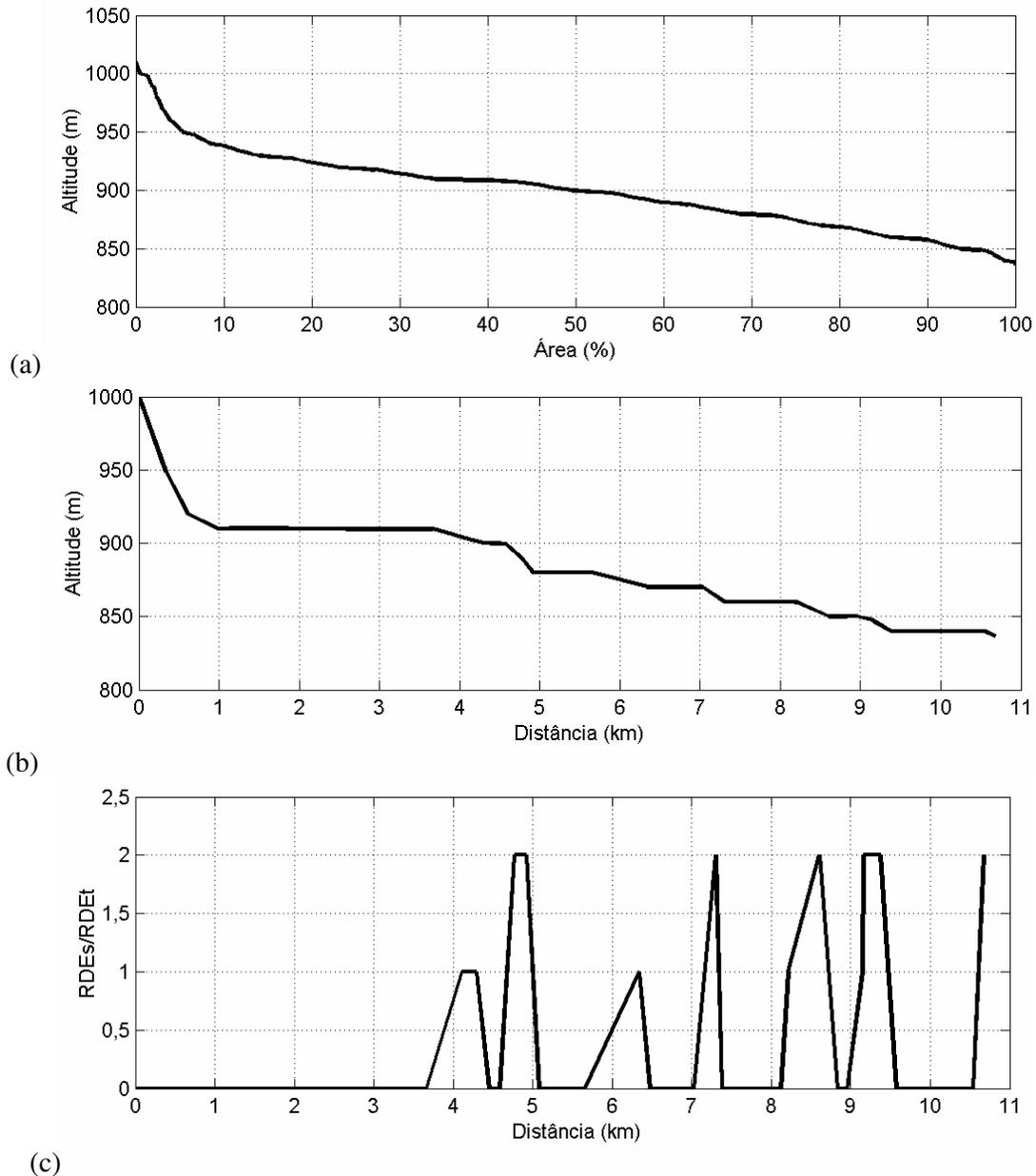


Figura 47 – Características geomorfológicas da microbacia M2: (a) curva hipsométrica; (b) perfil longitudinal do rio principal; e (c) relação entre o RDE segmento/RDE total do rio.

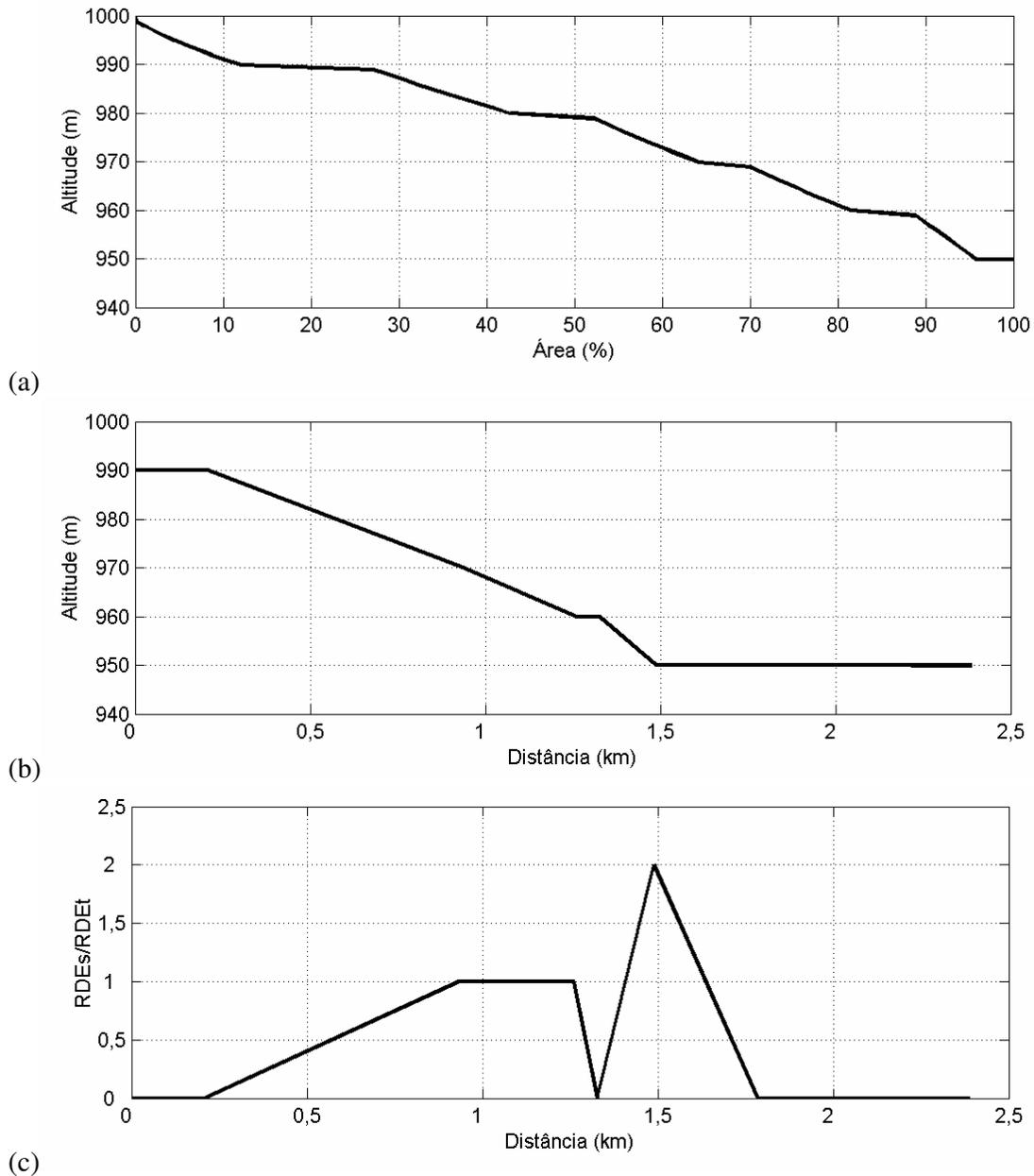


Figura 48 – Características geomorfológicas da microbacia M1: (a) curva hipsométrica; (b) perfil longitudinal do rio principal; e (c) relação entre o RDE segmento/RDE total do rio.

Segundo Strahler (1964), a curva hipsométrica da microbacia M2 é caracterizada pelo estágio de equilíbrio em relação ao ciclo de erosão devido à concavidade observada. Enquanto que na microbacia M1, a curva hipsométrica é caracterizada pelo estágio de desequilíbrio devido à convexidade observada, pois há alta quantidade de frequência nas altas altitudes, o que indica que o sedimento sofrerá o processo da erosão.

Conforme foi discutido no capítulo 4.5, o perfil longitudinal esta em perfeito equilíbrio quando apresenta a concavidade com diminuição suave da declividade e valores homogêneos de RDEs. A partir deste pressuposto, observa-se que a microbacia M2 apresenta a forma côncava no perfil longitudinal apesar de não possuir a diminuição suave da declividade e nem valores homogêneos de RDEs. Na microbacia M1, a concavidade não é evidenciada. Portanto, a microbacia M2 está em estágio de equilíbrio e a microbacia M1 ainda atingirá este estágio.

Observa-se nas Figuras 42 e 43, a relação direta entre o perfil longitudinal e o RDEs/RDEt, pois quando o rio principal demonstrou maior a declividade, o RDEs/RDEt atingiu o valor que enquadra a anomalia em 2ª ordem.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A fim de compreender a produção de água e sedimentos, o presente trabalho monitorou e modelou os processos hidrossedimentológicos em sete microbacias experimentais no norte do estado de Santa Catarina. Os resultados obtidos a partir dos dados observados e simulados e da aplicação do índice de Hack permitem as seguintes conclusões.

O modelo SWAT junto a interface ArcSWAT geraram dados simulados que acompanharam os dados observados de vazão. As simulações calibradas e validadas apresentaram valores medianos nas funções objetivo e nas correlações, exceto para uma microbacia, a P2. A partir das simulações foi possível conhecer as sub-bacias que produziram maior quantidade de água e de sedimentos.

A limitação do modelo SWAT para pequenas bacias foi verificada devido à perda de sensibilidade na resposta da bacia, pois o modelo gera dados de saída no intervalo diário, e ao grande número de variáveis necessárias para calibração.

Na calibração foi possível confirmar valores das propriedades do solo, estes valores foram levantados a partir da pesquisa bibliográfica, e conhecer outras características do ciclo hidrológico como a ocorrência de retenção de escoamento na microbacia P1, a extração da evaporação nas camadas mais profundas do solo nas microbacias N1, N2 e P2, a lenta resposta para a recarga do aquífero para as microbacias P1, P2, M1 e M2 e a ocorrência do processo de franja capilar e a rápida recarga no aquífero na microbacia A.

Na microbacia M2, os meses de maio, novembro e dezembro apresentaram maior produção de água nas microbacias próximas ao exutório e atingiram a vazão máxima de 750 l/s. A produção de sedimentos à montante da bacia foi baixa por obter valores que variaram entre 0 e 1 kg/ha.mês, a partir do centro à jusante da bacia os valores aumentaram e contribuíram com até 10 kg/ha.mês de sedimentos. Percebe-se que duas sub-bacias, no centro superior, apresentaram maior produção de sedimentos por contribuir com até 200 kg/ha.mês.

Observa-se que a produção média mensal de água nas sub-bacias próximas ao exutório na microbacia M1 é constante de janeiro a maio por apresentar valores de vazão que variaram entre 70 e 105 l/s. A produção de sedimentos nas sub-bacias foi baixa com os valores oscilando entre 0 e 1 kg/ha.mês. A produção de sedimentos nas sub-bacias que apresentaram agricultura, contribuíram com 105 kg/ha.mês no início do cultivo, esta contribuição foi diminuindo com o passar dos meses até atingir 40 kg/ha.mês, e em maio, a produção de sedimentos se estabilizou com o restante da bacia.

A microbacia A apresentou a maior produção de água e de sedimentos. As microbacias de vegetação nativa armazenaram maior quantidade de água. Em relação à produção de sedimentos, a microbacia P2 apresentou maior valor, que pode estar associado à maior declividade do rio principal (0,86 m/m).

Os resultados obtidos para as microbacias apresentaram valores toleráveis à perda do solo. Na análise pontual na microbacia M2 durante o ano de 2007, observa-se que uma sub-bacia localizada no centro superior apresentou nos meses de maio e outubro média de 2,4 ton/ha.ano, nestes meses o limite de tolerância de perda de solo foi ultrapassada.

Portanto, a medida de controle a ser aplicada nestas microbacias é estabelecer e manter as áreas de preservação permanente ao longo dos cursos d'água de acordo com a Lei n. 4.771 de 1965 (BRASIL, 1965) e o Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2006a) que recomenda relacionar a agricultura com a aptidão, mercado e sustentabilidade ambiental, evitando-se a degradação das condições sociais e ambientais. Outra recomendação é aprofundar a orientação sobre as práticas de conservação de vegetação, solos e água.

As microbacias experimentais dos municípios de Rio Negrinho e Mafra apresentaram baixos valores de *SDR* que variaram entre 0,06% e 0,40%. A diminuição do *SDR* com a área não foi claramente evidenciada.

O rio principal da microbacia M2 possui cinco trechos com anomalias de 1ª ordem e seis trechos com anomalias de 2ª ordem. No entanto, na modelagem os exutórios que obtiveram esta anomalia apresentaram baixa produção de sedimentos (1-10 kg/ha.mês). A sub-bacia localizada no centro superior apresentou anomalia de 1ª ordem.

Na microbacia M1, o rio principal apresentou valores de anomalias que enquadraram duas de 1ª ordem e uma de 2ª ordem. No entanto, os exutórios apresentaram baixos valores na produção de sedimentos por variar entre 0 e 1 kg/ha.

Portanto, evidencia-se que nas microbacias M2 e M1 a produção de sedimentos está relacionada aos usos e cobertura do solo. E apenas em uma sub-bacia da microbacia M2 a produção de sedimentos está relacionada à geomorfologia.

Verifica-se que o presente trabalho careceu de certas informações como possuir série de dados de sedimentos, determinar o valor do fator de erodibilidade das microbacias e simular maior série de vazão.

Por isso, recomenda-se o estabelecimento da curva-chave de sedimentos para poder aferir o turbidímetro; a realização de ensaios com amostras de solo para a determinação do fator K do USLE; a simulação de cenários para os usos e cobertura do solo; a simulação de maior período de tempo; e realizar campanhas nos exutórios que apresentaram índice de Hack de 2ª ordem com a finalidade de confirmar a validade deste índice.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU EL NARS, A.; ARNOLD, J. G.; FEYEN, J.; BERLAMONT, J. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. **Hydrological Processes**, v.19, p.573-587, 2005.

ARCOVA, F. C. S.; LIMA, W. P.; CICCIO, V. Balanço hídrico de duas microbacias no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmerich, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.10, p.39-51, 1998.

ARMAS, E. D. **Biogeodinâmica de herbicidas utilizados em cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) na sub-bacia do rio Corumbataí**. 2006. 187 f. Tese (Doutor em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S. & WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v.34, p.73-89, 1998.

ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, v.227, p.21-40, 2000.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, v.19, p.563-572, 2005.

BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resources Research**, v.13, p.303-312, 1977.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. 2005. 148 f. Dissertação (Mestre em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BANASIK, K.; BARSZCZ, M.; HEJDUK, L. Importance of watershed lag times in IUSG development. In: International Symposium on Floodplain Systems, Past and Present, 2006, Dundee. **Proceedings...** UK: IAHS Publ., 2006. v.306. p.574-581.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5ª edição, São Paulo: Ícone, 2005.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v.55, p.3-23, 1982.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7ª edição, São Paulo: F. Bastos, 1989.

BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal.

BRASIL. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regula o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRAUNE, E.; LOOSER, U. Cost impacts of sediments in South African rivers. In: Proceedings of the Baltimore Symposium, Sediment and the Environment, 1989, Baltimore. **Proceedings...** IAHS Publ., 1989. v.184. p.131-143.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge review.** Amsterdam: IHP – IAHS - UNESCO, 1990. 224p.

CÂMARA, C. D. **Crítérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas.** São Carlos, 2004. Tese (Doutor em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

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

CEBALLOS, A.; SCHNABEL, S.; Hydrological behaviour of a small catchment in the dehesa landuse system (Extremadura, SW Spain). **Journal of Hydrology**, v.210, p.146-160, 1998.

CHOW, V.T. **Handbook of applied hydrology:** a compendium of water-resources technology. New York: MacGraw-Hill Book Co., 1964. 1v. (várias paginações).

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias.** 2001. 270 f. Tese (Doutor em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Institui a Divisão Hidrográfica Nacional, em regiões hidrográficas, com a finalidade de orientar, fundamentar e implementar o Plano Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 32, de 15 de outubro de 2003.

COOPER, M. **Erosão do solo.** Apostila da disciplina Física do solo. Disponível em: <www.solos.esalq.usp.br/arquivos>. Acesso em: 15 abr 2008.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; NEITSCH, S. L. **ArcView interface for SWAT2000 - User's Guide.** Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2002. 351p.

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.629-650, 2005.

DOUGLAS, I. Natural and man made erosion in the humid tropics of Australia, Malaysia and Singapore. **International Association of Hydrological Sciences Publication**, v.75, p.17-30, 1967.

DUNNE, T. Sediment yield and land use in tropical catchments. *Journal of hydrology*, v.42, p.281-300, 1979.

ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. Automatic model calibration. **Hydrological Processes**, v.19, p.651-658, 2005.

EMBRAPA. **Solos do estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 745p.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA/CENTRO DE INFORMAÇÕES DOS RECURSOS AMBIENTAIS (EPAGRI/CIRAM). **Zoneamento agroecológico e socioeconômico**. Florianópolis, 1999. Disponível em: <<http://ciram.epagri.rct-sc.br:8080/cms/zoneamento/zae.jsp>>. Acesso em: 21 jul. 2006.

ERSKINE, W. D.; MAHMOUDZADEH, A.; MYERS, C. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. **Catena**, v.49, p.271-287, 2002.

ETCHEBEHERE, M. L. de C.; SAAD, A. R.; SANTONI, G.; CASADO, F. da C.; FULFARO, V. J. Detecção de prováveis deformações neotectônicas no vale do rio do Peixe, Região Ocidental Paulista, mediante aplicação de índices RDE (relação declividade-extensão) em segmentos de drenagem. **Geociências**, v.25, p.271-287, 2006.

FUKUSHIMA, Y. The role of forest on the hydrology of headwater wetlands. In: KRECEK, J.; HAIGH, M. (Editores) *Environmental role of wetlands in headwaters*. **Earth and Environmental Sciences**, vol. 63, Amsterdam, 2006, p. 17 a 47.

GARCÍA-RUIZ, J.M.; ARNÁEZ, J.; BEGUERÍA, S.; SEEGER, M.; MARTÍ-BONO, C.; REGÜÉS, D.; LANA-RENAULT, N.; WHITE, S. Runoff generation in an intensively disturbed, abandoned farmland catchment, Central Spanish Pyrenees. **Catena**, v.59, p.79-92, 2005.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia**. 2ª edição, São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1988.

GIAMBONI, M.; WETZEL, A.; SCHNEIDER, B. Geomorphic response of alluvial rivers to active tectonics: example from the southern Rhinegraben. **Austrian journal of Earth Sciences**, Viena, v. 97, p. 24-37, 2005.

GLYMPH, L. M. Studies of sediment yields from watersheds. In: *Assemblée générale de Rome, 1954*, Roma. **Proceedings...** Louvain: IAHS Publ. n.36, 1954. p.78-191.

GOLDRICK, G.; BISHOP, P. Regional analysis of bedrock stream long profiles: evaluation of Hack's SL form, and formulation and assessment of an alternative (the DS form). **Earth Surface Processes and Landforms**, v.32, p.649-671, 2007.

GOVENDER, M.; EVERSON, C. S. Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model. **Hydrological Processes**, v.19, p.683–692, 2005.

GREEN, C. H.; VAN GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling & Software**, v.23, p.422-434, 2008.

HACK, J. T. Stream-profile analysis and stream-gradient index. **Journal Research of the U. S. Geolo. Survey**, v.1, p.421-429, 1973.

HEWLETT, J.D.; LULL, H. W., REINHART, K. G. In defence of experimental watersheds. **Water Resources Research**, v.5, p.306-316, 1969.

HEWLETT, J.D. **Principles of forest hydrology**. 2ª edição, Athens, Georgia: University of Georgia Press, 1982. 183p.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS (IPEF). **Identificação de espécies florestais**. Disponível em: < www.ipef.br/identificacao/>. Acesso em: 15 de setembro de 2007.

JEN, C. H.; LIN, J. C.; HSU, M. L.; PETLEY, D. N. Fluvial transportation and sedimentation of the Fu-shan small experimental catchments. **Quaternary International**, v.147, p.34-43, 2006.

KELLY, L.L.; GLYMPH, L.M.J. Experimental watersheds and hydrologic research. In: Symposium on Representative and Experimental Watersheds, 1965, Budapest. **Proceedings...** Hungary: IAHS Publ. n.66, 1965. p.5-11.

KIRPICH, Z.P. Time of concentration of small agricultural watersheds. **Civil Engineering**, v.10, n.6, p.362, 1940.

KLEIN, R. M. Mapa Fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. **Flora Ilustrada Catarinense**. V Parte. 1978.

KOBIYAMA, M. Manejo de bacias hidrográficas: conceitos básicos. In: Curso de Extensão: Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal. Curitiba: Curso de Eng. Florestal – UFPR, 1999. p.52-54. (Apostila do curso). Disponível em: < <http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/bacia.pdf>> . Acesso em: 21 de agosto de 2008.

KOBIYAMA, M.; MANFROI, O. J. Importância da modelagem e monitoramento em bacias hidrográficas. In: Curso de Extensão: Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal. Curitiba: Curso de Eng. Florestal – UFPR, 1999. p.111-118. (Apostila do curso). Disponível em: < <http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/monitoramento.pdf>> . Acesso em: 21 de agosto de 2008.

KOBIYAMA, M. Ruralização na gestão de recursos hídricos em área urbana. **Revista OESP Construção**, São Paulo, n.32, p.112-117, 2000.

KOBIYAMA, M.; CHECCHIA, T.; CORSEUIL, C.W.; LINO, J.F.L.; LOPES, N.H.Y.; GRISON, F.; CHAFFE, P.L.B.; MALUTTA, S.; RIBAS JUNIOR, U.; LANGA, R.; BASSO, S. Forest hydrology project (UFSC–MOBASA) for water resources management in Rio Negrinho City, Santa Catarina, Brazil. In: VAN de GIESEN, N.; XIA, J.; ROSBJERG, D.; FUKUSHIMA, Y. (eds.) **Changes in Water Resources Systems: Methodologies to Maintain Water Security and Ensure Integrated Management**. Wellington: IAHS, v.315, p.250-257, 2007.

LANA-RENAULT, N.; REGÜÉS, D. Bedload transport under different flow conditions in a human-disturbed catchment in the Central Spanish Pyrenees. **Catena**, v.71, p.155-163, 2007.

LIMA, W. P. Indicadores hidrológicos da manejo sustentável de plantações de eucalipto, **Anais de Conferencia IUFRO sobre Silvicultura e Melhoramento de Eucaliptos**. Colombo (Brazil): EMBRAPA. 1997, p.12 a 29.

LINDER, E. A. **Estudo de eventos hidrológicos extremos na bacia do rio do Peixe – SC com aplicação de índice de umidade desenvolvido a partir do tank model**. 2007. 215 f. Tese (Doutor em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

LU, H.; MORAN, C. J.; PROSSER, I. P. Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. **Environmental Modelling & Software**, v.21, p.1297-1308, 2006.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 166 f. Tese (Doutor em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 735-741, 2003.

MÄKELÄ, A.; MEYBECK, M. Designing a monitoring programme. In: BARTRAM, J.; BALANCE, R. (eds). **Water quality monitoring** – a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. UNEP/WHO, 1996.

McCULLOCH, J. S. G.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. **Journal of Hydrology**, v.150, p.189-216, 1993.

McKEOWN, F. A.; JONES-CECIL, M.; ASKEW, B. L.; McGRATH, M. B. Analysis of stream-profile data and inferred tectonic activity, Eastern Ozark Mountains region. **U. S. Geol. Survey Bulletin**, v.1807, p.1–39, 1988.

MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v.348, p.546-563, 2008.

MINELLA, J. P. G. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e do manejo do solo**

nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul. 2007. 172 f. Tese (Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno setorial de recursos hídricos:** agropecuária. Brasília: MMA, 2006a, 98p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraná.** Brasília: MMA, 2006b, 256p.

MINOTI, R. T. **Abordagens qualitativa e quantitativa de micro-bacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do Médio Mogi-Superior/SP.** 2006. 247 f. Tese (Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MISHRA, S. K. ; TYAGI, J. V.; SINGH, V. P.; SINGH, R. SCS-CN-based modeling of sediment yield. *Journal fo Hydrology*, v.324, p.301-322, 2006.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos.** 2005. 101 f. Dissertação (Mestre em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros.** 2ª edição, Rio de Janeiro: Ed. LTC, 2003. 463p.

NAGHETTINI, M.; ANDRADE PINTO, E. J. **Hidrologia estatística.** 1ª edição, Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552p.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS). **National Engineering Handbook.** United States Department of Agriculture, 2007.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and water assessment tool – Input/Output file documentation version 2005.** Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station., 2004. 541p.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and water assessment tool - Theoretical documentation version 2005.** Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station., 2005. 541p.

NEVES, F. F. **Análise prospectiva das áreas de risco à erosão na microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado – SP), potencialmente poluidoras por dejetos de granjas.** 2005. 200 f. Dissertação (Mestre em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

OKI, V. K. **Impactos da colheita de *Pinus taeda* sobre o balanço hídrico, qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias.** 2002. 85 f. Dissertação (Mestre em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; MATOS, A. T. de. Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, p.423-429, 2003.

PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI, A. J.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 1997. 83p. (EMBRAPA. CNPMA. Documentos, 8).

PONCE, V. M. **Engineering hydrology: principles and practice**. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall, 1989, 640p.

POSSAMAI, T. BRASIL. DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. SANTA CATARINA. SECRETARIA DE ESTADO DA CIENCIA E TECNOLOGIA, DA MINAS E ENERGIA. **Cadastro dos recursos minerais de Santa Catarina: nota explicativa geologia das ocorrências minerais**. Florianópolis: 11º Distrito do DNPM: SECTME, 1989. 85p. (Textos básicos de geologia e recursos minerais de Santa Catarina; n.3).

PRADO, T. B. G. **Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiá-Mirim**. 2005. 72 f. Dissertação (Mestre em Agronomia) – Instituto Agrônomo, Universidade de Campinas, Campinas, 2005.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO NEGRINHO. Informações gerais. Disponível em: <<http://www.rionegrinho.sc.gov.br/caracteristicas.htm>>. Acesso em: 10 jul. 2006.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. de. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. 4ª edição. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2002. 332p.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Conceitos básicos de modelagem hidrológica**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap2_modelos_hidrologicos.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2006.

ROBINSON, A. R. Relationship between soil erosion and sediment delivery. In: Symposium held at Paris, 1977, Paris. **Proceedings...** IAHS Publ. n.122, 1977. p.159-167.

ROEHL, J. W. Sediment source áreas, delivery ratios and influencing morphological factors. In: Symposium on Land Erosion, 1962. **Proceedings...** IAHS Publ., 1962. p.202-213.

SANTA CATARINA Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. **Atlas de Santa Catarina**. Florianópolis: GAPLAN/SUEGI; [Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro], 1986. 173p.: il., mapas.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F.. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Ed. LACTEC - Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SEEBER, L.; GORNITZ, V. Rivers profiles along the Himalayan arc as indicators of active tectonics. **Tectonophysics**, v.92, p.335-367, 1983.

- SEEGER, M.; ERREA, M. P.; BEGUERÍA, S.; ARNÁEZ, J.; MARTÍ, C.; GARCÍA-RUIZ, J. M. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factor for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrennes. **Journal of Hydrology**, v.288, p.299-311, 2004.
- SETIAWAN, B. I.; FUKUDA, T.; NAKANO, Y. Developing procedures for optimization of tank model's parameters. **Agricultural Engineering International**, v.6, p.1-13, 2003.
- SILVA, L. C. da; BORTOLUZZI, C. A. (Org). **Texto explicativo para o mapa geológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: 11º Distrito do Departamento Nacional de Produtos Minerais, Coordenadoria de Recursos Minerais da Secretaria da Ciência Tecnológica, Minas e Energia, 1987.
- SMITH, H. G.; DRAGOVICH, D. Sediment budget analysis of slope-channel coupling and in-channel sediment storage in an upland catchment, southeastern Australia. **Geomorphology**, 2008 (in press).
- STEEGEN, A.; GOVERS, G.; NACHTERGAELE, J.; TAKKEN, I.; BEUSELINCK, L.; POESEN, J. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. **Geomorphology**, v.33, p.25-36, 2000.
- STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: CHOW, V.T. **Handbook of applied hydrology**: a compendium of water-resources technology. New York: MacGraw-Hill Book Co., 1964. 1v. (várias paginações).
- SUN, H.; CORNISH, P. S. Estimating shallow groundwater recharge in the headwaters of the Liverpool Plains using SWAT. **Hydrological Processes**, v.19, p.795-807, 2005.
- TOEBES, C.; OURRYVAEV, V. **Representative and experimental basins**: an international guide for research and practice. Haarlem: UNESCO, 1970. 348p.
- TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, p.135-152, 1997.
- TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. 1ª edição, Porto Alegre: Ed. da UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998, 669p.
- TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3ª edição, Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2004.
- VENTE, J.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; ROMPAEY, A. V.; GOVERS, G. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. **Global and Planetary Change**, v. 60, p.393-415, 2008.
- WALLING, D.E. The sediment delivery problem. In: RODRIGUEZ-ITURBE, I. e GUPTA, V. K. (Editores), Scale Problems in Hydrology. **Journal of Hydrology**, v.65, p.209-237, 1983.

WALLING, D.E. Erosion and sediment yield in a changing environment. In: BRANSON, J.; BROWN, A. G.; GREGORY, K. J. (Editores), **Global Continental Changes: the Context of Palaeohydrology**. Geological Society Special Publication, n.115, 1996. p.43-56.

WALLING, D. E. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. **Hydrobiologia**, v.410, p. 223-240, 1999.

WALLING, D. E.; RUSSEL, M. A.; HODGKINSON, R. A.; ZHANG, Y. Establishing sediment budgets for two small lowland agricultural catchments in the UK. **Catena**, v.47, p.323-353, 2002.

WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, v.111, p.89-106, 1989.

WILLIAMS, J.R. Sediment delivery ratios determined wit sediment and runoff models. In: Symposium Held at Paris, 1977. **Proceedings...** IAHS Publ., 1977. p.168-179.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.111, p.970-986, 1985.

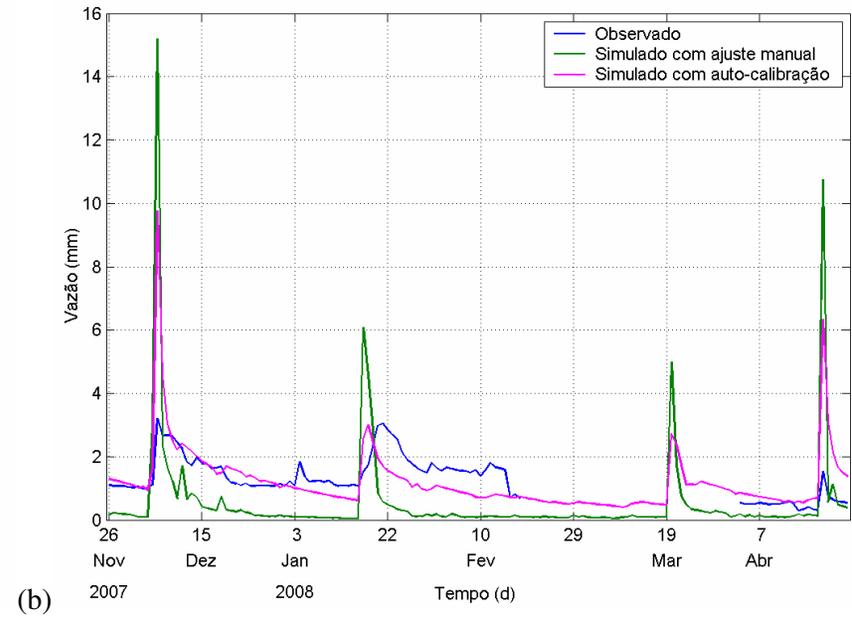
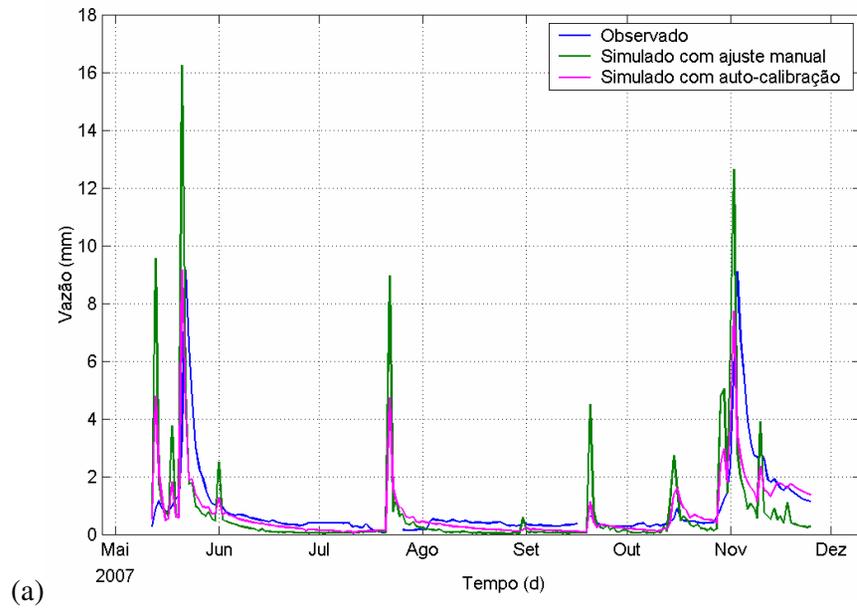
WILLIAMS, J. R. The EPIC model. In: SINGH, V. P. (Org.) **Computer models of watershed hydrology**. Water Resources Publications, 1995. p.909-1000.

ZABALETA, A.; MARTÍNEZ, M.; URIARTE, J. A.; ANTIGÜEDAD, I. Factors controlling suspended sediment yield during runoff events in small haedwater catchment of the Basque Country. **Catena**, v.71, p.179-190, 2007.

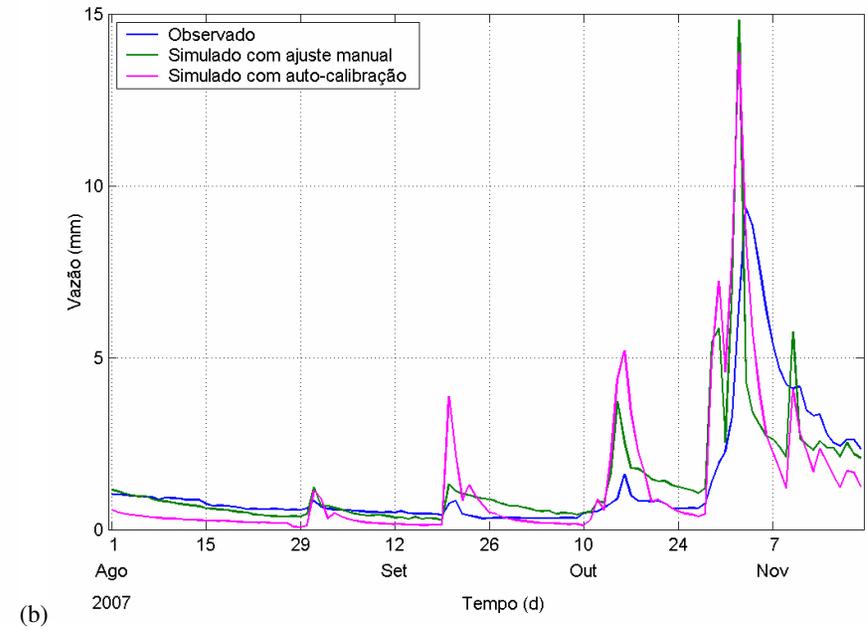
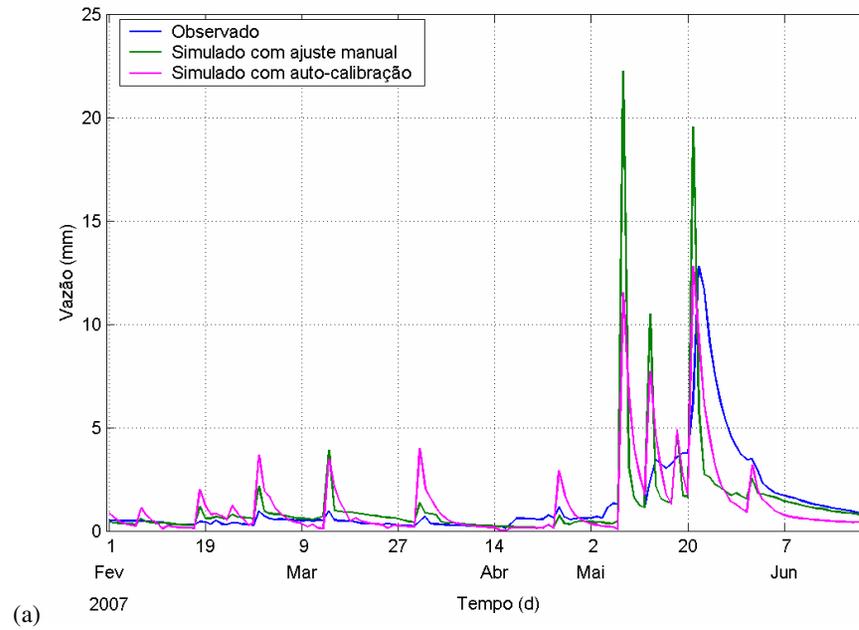
ZHOU, W.; WU, B. Assessment of soil erosion and sediment delivery ratio using remote sensing and GIS: a case study of upstream Chaobaihe River catchment, north China. **International Journal of Sediment Research**, v.23, p.167-173, 2008.

APÊNDICES

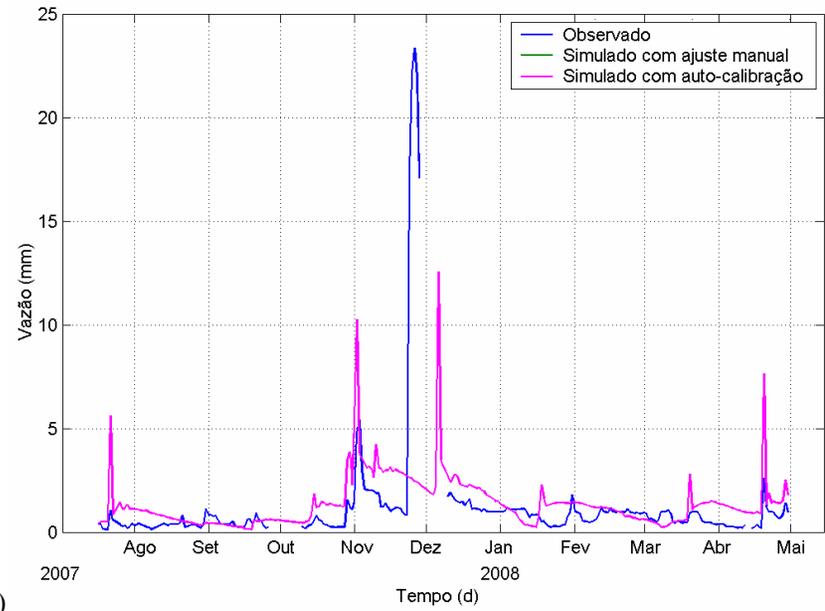
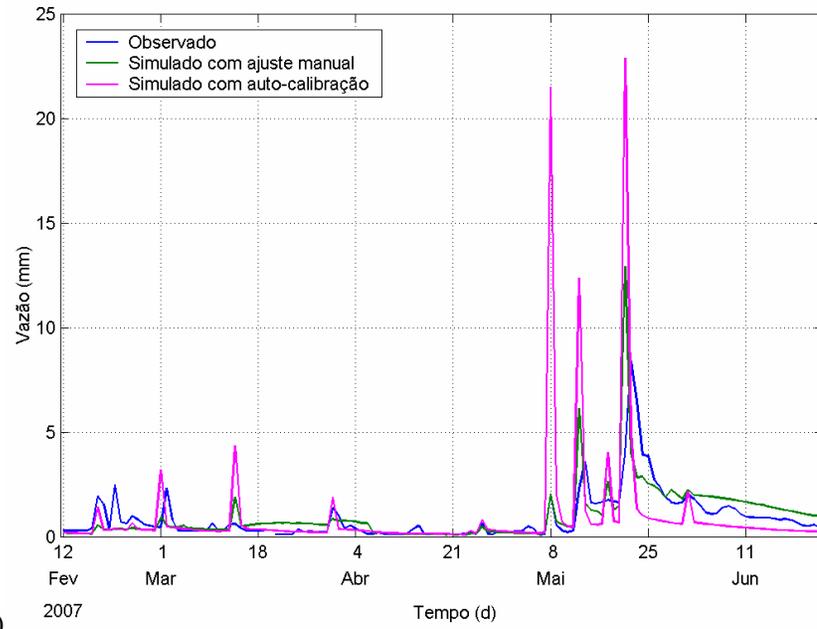
APÊNDICE A – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL NATIVA 1 (N1): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



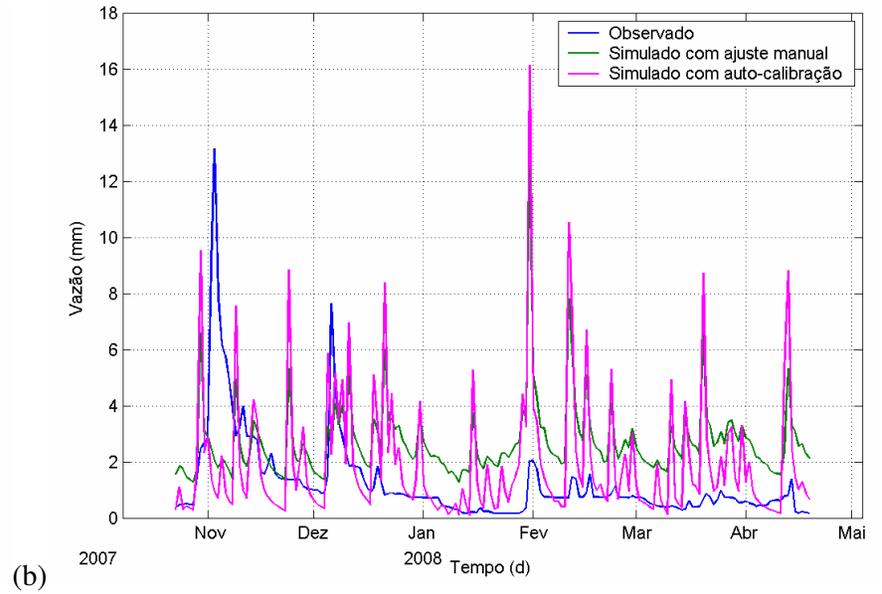
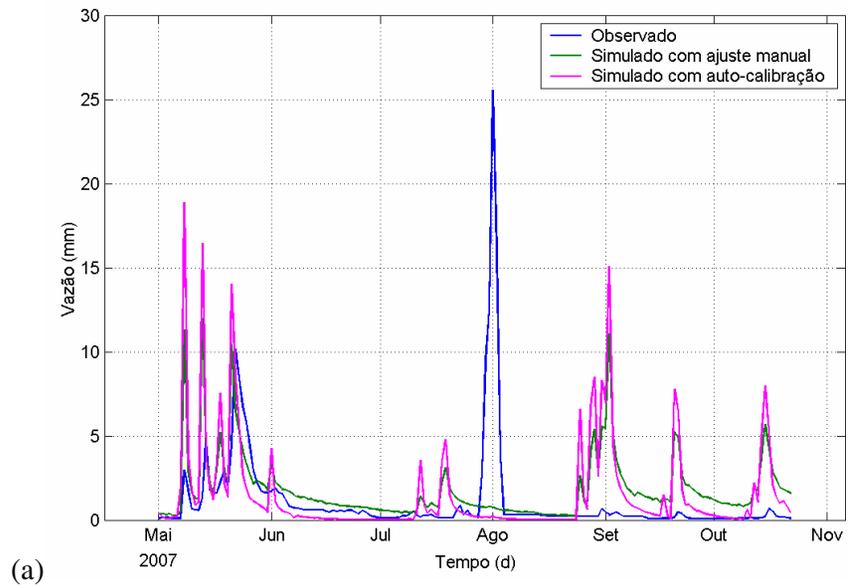
APÊNDICE B – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL NATIVA 2 (N2): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



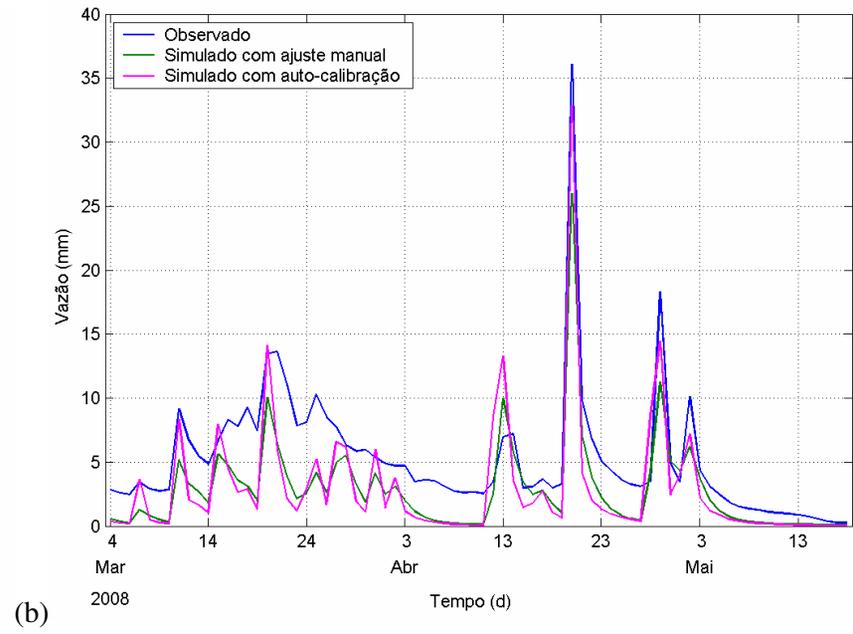
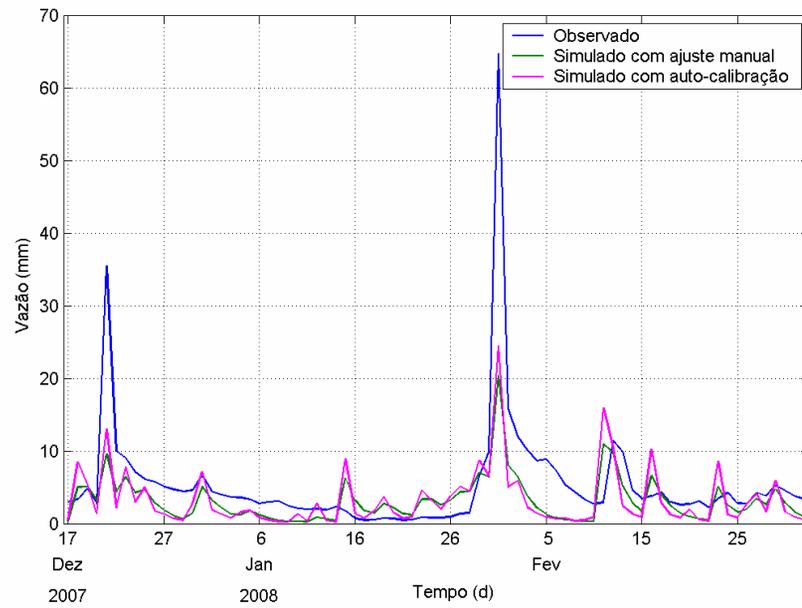
APÊNDICE C – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL PINUS 1 (P1): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



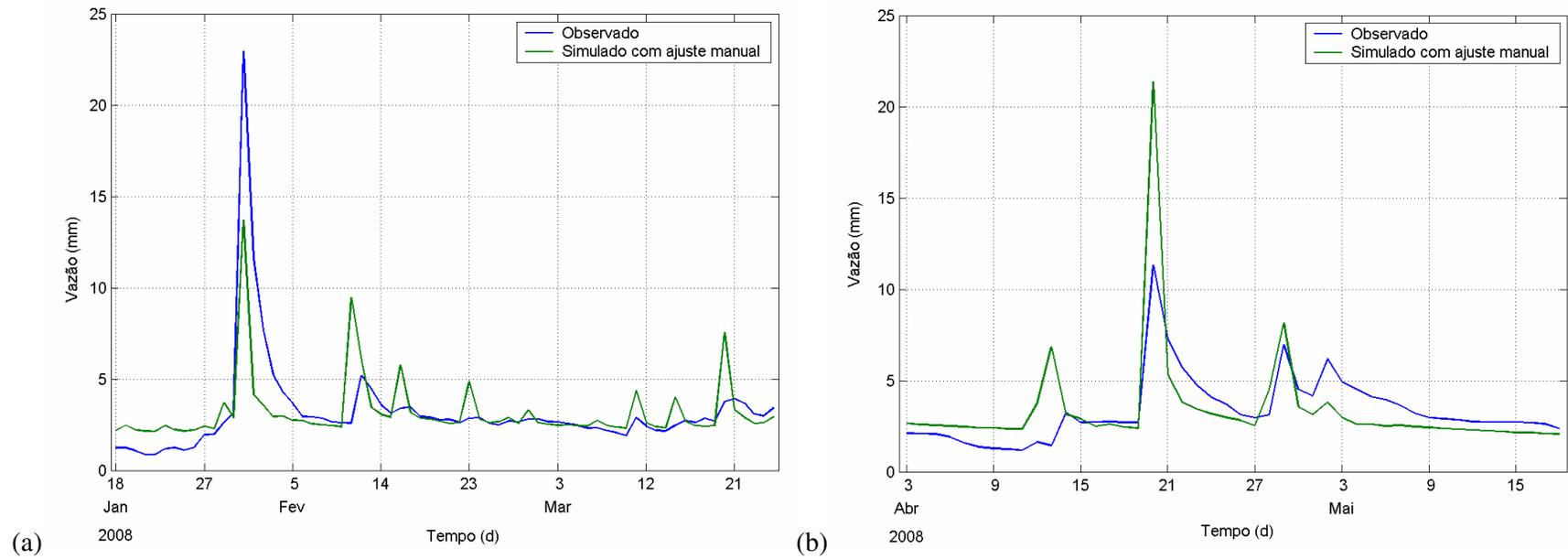
APÊNDICE D – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL PINUS 2 (P2): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



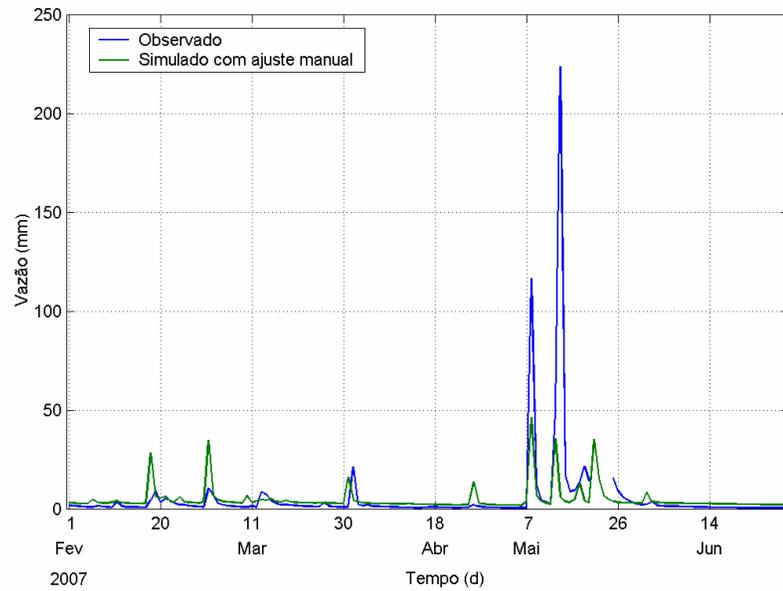
APÊNDICE E – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL AGRICULTURA (A): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



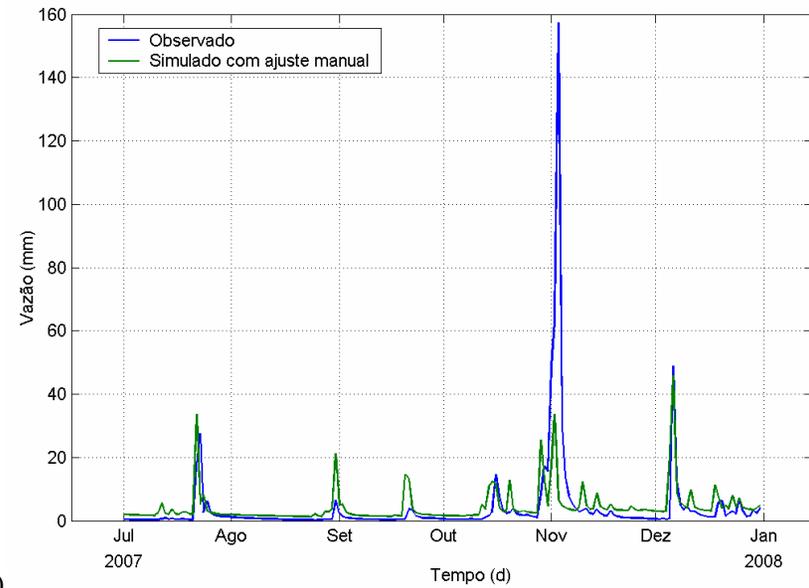
APÊNDICE F – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL MISTA 1 (M1): (a) CALIBRADA; E (b) VALIDADA.



APÊNDICE G – SÉRIE DA MICROBACIA EXPERIMENTAL MISTA 2 (M2): (a) CALIBRADA; (b) VALIDADA.



(a)



(b)