

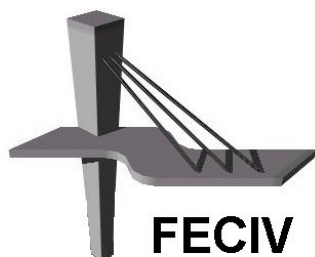


**UNIVERSIDADE FEDERAL
DE UBERLÂNDIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**INFLUÊNCIA DO TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DO
SOLO NO ASSOREAMENTO DO RESERVATÓRIO
BOM JARDIM, UBERLÂNDIA-MG**

CAROLINE SOLER MARTINS



FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



Caroline Soler Martins

**INFLUÊNCIA DO TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DO
SOLO NO ASSOREAMENTO DO RESERVATÓRIO BOM
JARDIM, UBERLÂNDIA-MG**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho

Uberlândia, março de 2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

- M386i
2018
- Martins, Caroline Soler, 1993-
Influência do tipo de uso e ocupação do solo no assoreamento do reservatório Bom Jardim, Uberlândia-MG / Caroline Soler Martins. - 2018.
155 f. : il.
- Orientador: José Eduardo Alamy Filho.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1122>
Inclui bibliografia.
1. Engenharia civil - Teses. 2. Reservatórios - Uberlândia (MG) - Teses. 3. Assoreamento - Teses. I. Alamy Filho, José Eduardo. II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU: 624



ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL - PPGE

ATA Nº: 207/2018

CANDIDATO: Caroline Soler Martins

Nº. Matrícula: 11522ECV019

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho

TÍTULO: "Influência do tipo de uso e ocupação do solo no assoreamento do reservatório Bom Jardim, Uberlândia-MG".

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

LINHA DE PESQUISA: Recursos Hídricos e Saneamento

PROJETO DE PESQUISA: Gestão de Reservatórios

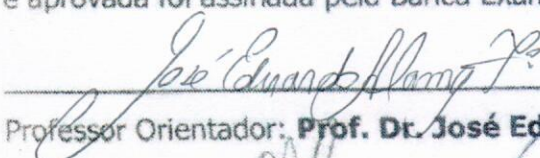
DATA DA DEFESA: 28 de março de 2018.

LOCAL: Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y.

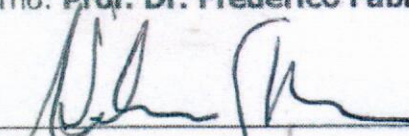
HORÁRIO INÍCIO/TÉRMINO: 09:00 - 12:10

Reuniu-se na **Sala de Reuniões Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y - Campus Santa Mônica** da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do PPGE, assim composta: Professores Doutores: **Profª. Drª. Adelena Gonçalves Maia – CT/UFRN; Frederico Fabio Mauad – EESC/USP e José Eduardo Alamy Filho** orientador da candidata. Ressalta-se que o **Prof. Dr. Frederico Fabio Mauad e a Profª. Drª. Adelena Gonçalves Maia** participaram da defesa por meio de vídeo conferência desde as cidades respectivas de São Carlos (SP) e Natal (RN) e o presidente da banca e a aluna participaram in loco.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho** apresentou a Comissão Examinadora e concedeu à discente a palavra para a exposição do trabalho. A seguir, o senhor presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais. Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou a candidata Aprovada. Esta defesa de Dissertação de Mestrado Acadêmico é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre. O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU. Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos e foi lavrada a presente ata que após lida e aprovada foi assinada pela Banca Examinadora.


Professor Orientador: **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho – FECIV/UFU**


Membro externo: **Prof. Dr. Frederico Fabio Mauad – EESC/USP**


Membro interno: **Profª. Drª. Adelena Gonçalves Maia – CT/UFRN**

Uberlândia, 28 de março de 2018.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade de viver e desfrutar de tantas experiências enriquecedoras e pela coragem para concluir esta tarefa.

À Universidade Federal de Uberlândia (UFU) e ao Programa de Pós graduação em Engenharia Civil (PPGEC) por me proporcionarem um ensino de qualidade.

À agência de fomento CAPES, pela bolsa de estudos durante 18 meses e pelo apoio à pesquisa científica.

À minha família pelo amor incondicional e por me apoiar e me estimular desde o início do curso, com muito incentivo e respeito aos meus estudos. Ao meu namorado Mateus por todo amor, paciência e apoio nos momentos de tensão.

Ao meu orientador José Eduardo Alamy Filho, por todos os conhecimentos compartilhados, e por toda ajuda durante o desenvolvimento do projeto.

Aos professores Marcio Ricardo Salla e Carlos Eugênio Pereira pela ajuda no desenvolvimento da dissertação e nas visitas de campo e também por tornarem estes momentos descontraídos.

Ao professor Marcio Augusto Reolon Schmidt, que compartilhou tanto conhecimento a respeito de Geoprocessamento e elaboração de mapas, e se dispôs em ajudar sempre que necessário.

À técnica Aline, do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECIV – UFU) e ao Tulio, técnico do Laboratório de Geotecnia da FECIV – UFU por terem me instruído nos procedimentos de análises laboratoriais, pela paciência e disposição.

Ao Laboratório de Climatologia e Recursos Hídricos do Instituto de Geografia, por ter cedido a série histórica dos dados da estação meteorológica de Uberlândia e as cartas topográficas necessárias.

À agrônoma Laura Borges Martins, minha querida prima que cedeu dados tão importantes a respeito da região de estudo.

Aos meus amigos pela compreensão e torcida pelo meu sucesso e aos meus colegas do mestrado, que compartilharam seus conhecimentos e me apoiaram na execução do projeto.

A todos os funcionários da UFU que ajudaram de alguma forma no desenvolvimento e conclusão da minha dissertação.

*“Aprender é a única coisa de que a
Mente nunca se cansa, nunca tem
medo e nunca se arrepende.”*
Leonardo Da Vinci

Martins, C. S. Influência do tipo de uso e ocupação do solo no assoreamento do reservatório Bom Jardim, Uberlândia –MG. 155 p. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

RESUMO

O objetivo deste trabalho é a simulação da quantidade de sedimentos afluentes a um manancial de abastecimento público. Para isso, utilizou-se um software denominado Soil and Water Assessment Tool (SWAT) que permite, por meio de simulações numéricas definir a produção de sedimentos em determinado reservatório. O mesmo foi aplicado no Reservatório Bom Jardim na cidade de Uberlândia (MG). Partiu-se da hipótese que há grande relação entre o tipo de uso e ocupação do solo com o assoreamento em corpos hídricos: quanto mais exposto está o solo, maior a probabilidade de haver erosões e conseqüentemente produção de sedimentos nos reservatórios. Nas modelagens aplicou-se o tipo de solo, a declividade do terreno e o tipo de uso e ocupação do solo presentes em toda a área da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Bom Jardim, utilizando cenários distintos de uso e ocupação do solo, variando a porcentagem de Agricultura substituída por Floresta ou a porcentagem de Pastagem substituída por Floresta, com o intuito de verificar o efeito desta mudança na produção de sedimentos. Por meio da sobreposição destes dados e da inserção de dados de estações climáticas, gerou-se resultados numéricos sobre a produção de sedimentos do cenário real e dos cenários impostos na área estudada. Observou-se que com o aumento de Floresta, em substituição à Agricultura, reduziu-se a produção de sedimentos. Ao substituir Pastagem por Floresta, também observou-se redução na produção de sedimentos, esta redução é tão maior quanto o acréscimo da porcentagem de Floresta. A substituição de Agricultura por Floresta, gerou melhores resultados do que a substituição de Pastagem por Floresta, visto que a área da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim conta com 64,3% de sua área coberta por

Agricultura e apenas 10,1% de Pastagem, portanto, em termos de quantidade, a Agricultura gera maior mudança. A partir dos resultados da produção de sedimentos, foi simulado o assoreamento do Reservatório por meio de um programa que faz esse cálculo a partir de dados de vazão, produção de sedimentos, granulometria e volumes do reservatório. Assim pôde-se fazer a comparação entre o assoreamento no reservatório com as práticas convencionais de uso do solo existentes atualmente na área em estudo, com o assoreamento gerado caso fossem aplicadas práticas mais sustentáveis e conservacionistas nas propriedades presentes na sub-bacia em estudo. Quanto menor foi a substituição de Agricultura ou de Pastagem por Floresta, maior foi o assoreamento do reservatório, ou seja, a substituição destas áreas por Floresta gera maior vida útil para o reservatório.

Palavras-chave: Reservatório Bom Jardim - Uso e Ocupação do Solo - Assoreamento – SWAT

Martins, C. S. Influence of land use and occupation on the silting of Bom Jardim Reservoir, Uberlândia –MG. 155 p. Master's Degree Dissertation, School of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2017.

ABSTRACT

The objective of this work is the simulation of the quantity of sediments tributaries to a source of public supply. For that, a software called Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used, which allows, through numerical simulations, to define the sediment production in a given reservoir. The same was applied to the Bom Jardim Reservoir in the city of Uberlândia (MG). Starting off on the hypothesis that there is a great relation between the type of use and occupation of the soil with the silting in water bodies: the more exposed the soil is, the greater the erosion and, consequently, the production of sediments in the reservoirs. In the modeling, soil type, slope of land and the type of land use and occupation present throughout the sub-basin area of Ribeirão Bom Jardim, using different scenarios of land use and occupation, varying the percentage of Agriculture replaced by Forest or the percentage of Pasture replaced by Forest, in order to verify the effect of this change in the production of sediments. By means of the overlapping of these data and the insertion of data of climatic stations, numerical results were generated on the sediment production of the real scenario and of the imposed scenarios in the studied area. It was observed that with the increase of Forest, substituted/replaced by Agriculture, the production of sediments was reduced. When replacing grassland by forest, a reduction in sediment – was also observed, this reduction is increased with the increase of forest percentage. The substitution of Agriculture for Forest generated better results than the replacement of Pasture by Forest, since the area of the sub-basin of Ribeirão Bom Jardim accounts for 64,3% of its area covered by Agriculture and only 10,1% of Pasture. From the results of sediment production, the silting of the Reservoir was simulated by means

of a program that makes this calculation from flow, sediment production, granulometry and reservoir volumes. Thus, it was possible to compare silting in the reservoir with conventional practices of land use currently existing in the study area, with silting generated in case more sustainable and conservationist practices were applied to the properties present in the sub-basin under study. The smaller the replacement of Agriculture or Grassland by Forest, the greater the silting of the reservoir, that is, the replacement of these areas by Forest generates a longer life span for the reservoir.

Key Words: Bom Jardim Reservoir - Land Use and Occupation - Silting – SWAT

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Reservatório Bom Jardim.....	25
Figura 2 - Curvas de eficiência de retenção de sedimentos em reservatórios, segundo Brune (VANONI, 1977).....	21
Figura 3 - Curvas de eficiência de retenção de sedimentos segundo Churchill	22
Figura 4 - Localização da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim	24
Figura 5 - Fluxograma de procedimentos básicos para utilização do modelo SWAT ...	27
Figura 6 - Modelo Digital de Elevação – Sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim	28
Figura 7 - Mapa de declividade do terreno	29
Figura 8 - Pontos de confluência	30
Figura 9 - Sub-bacias do Ribeirão Bom Jardim	31
Figura 10 - Curvas de nível da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim	33
Figura 11 - Representação do relevo da bacia do Ribeirão Bom Jardim a partir de mapa de superfície.....	34
Figura 12 - Inserção dos dados sobre tipos de solo no modelo	38
Figura 13 - Tipo de Solo – Sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim	39
Figura 14 - Uso e Ocupação do Solo – Ribeirão Bom Jardim	41
Figura 15 - Centroides criados para a sub-bacia.....	48
Figura 16 - Localização das estações pluviométricas	49
Figura 17 - Pontos de Coleta no entorno do Reservatório Bom Jardim	53
Figura 18 - Acondicionamento das amostras coletadas	54
Figura 19 - Localização do Ponto 1	55
Figura 20 - Coleta de amostra de água no Ponto 1	55
Figura 21 - Localização do Ponto 2	56
Figura 22 - Localização do Ponto 3	57
Figura 23 - Utilização do aparelho ADCP	58
Figura 24 - Localização do Ponto 4	58
Figura 25 - Medição da altura da lâmina de água.....	59
Figura 26 - Localização do Ponto 5	60
Figura 27 - Mosaico de cartas do Exército.....	62
Figura 28 - Pontos digitalizados da carta original e utilizados para elaboração do modelo numérico de terreno na região do atual reservatório do Bom Jardim	64
Figura 29 - Esquema de construção do modelo numérico de terreno.....	65
Figura 30 - Curva de Brune.....	68
Figura 31 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Escoamento superficial mensal x Precipitação mensal.....	72

Figura 32 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Produção mensal de sedimentos x Precipitação mensal.....	73
Figura 33 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Produção de sedimentos x Escoamento Superficial.....	74
Figura 34 - Média da produção de sedimentos anual (ton/ha) – Substituição de Agricultura por Floresta	77
Figura 35 - Média da produção de sedimentos anual (ton/ha) - Substituição de Pastagem por Floresta.....	79
Figura 36 - Média da Produção anual de SYLD para Cenário Real com substituição de 100% de Agricultura por Floresta.....	81
Figura 37 - Média da Produção anual de SYLD para Cenário Real com substituição de 100% de Pastagem por Floresta.....	82
Figura 38 - Produção mensal de sedimentos por sub-bacia – Cenário Real com substituição de Agricultura por Floresta	84
Figura 39 - Produção mensal de sedimentos por sub-bacia – Cenário Real com substituição de Pastagem por Floresta	87
Figura 40 - Porcentagem de Agricultura substituída por Floresta no cenário Real.....	91
Figura 41 - Relações proporcionais entre a redução do aporte de sedimentos ao reservatório e a supressão da área de agricultura por floresta	92
Figura 42 - Porcentagem de Pastagem substituída por Floresta no cenário Real.....	93
Figura 43 - Relações proporcionais entre a redução do aporte de sedimentos ao reservatório e a supressão de áreas de pastagem ou agricultura por floresta	95
Figura 44 - Curva Granulométrica dos depósitos coletados nos pontos P2 e P3	98
Figura 45 - Curvas cota-volume e cota-área inundada calculadas para o reservatório do Bom Jardim	100
Figura 46 - Reservatório do Bom Jardim para nível de água máximo normal	101
Figura 47 - Reservatório do Bom Jardim para nível de água mínimo operacional	102
Figura 48 - Curva-chave de sedimentos afluentes ao reservatório para o cenário Real	103
Figura 49 - Evolução do Volume Assoreado	105
Figura 50 - Índice de Abatimento Anual do assoreamento do reservatório	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de declividade adotadas.....	29
Tabela 2 - Área das sub-bacias	32
Tabela 3 - Caracterização de Cartas Topográficas	33
Tabela 4 - Descrição dos tipos de solo da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim	35
Tabela 5 - Dados gerados pela função da pedotranferência	36
Tabela 6 - Parâmetros relativos aos tipos de solo exigidos pelo SWAT	37
Tabela 7 - Tipos de uso do solo	40
Tabela 8 - Classes de uso do solo associadas às classes propostas pelo modelo	41
Tabela 9 - Dados do IBGE sobre as culturas mais comuns	42
Tabela 10 - Datas das operações inseridas no modelo	43
Tabela 11 - Fertilizantes utilizados para as diferentes culturas	44
Tabela 12 - Dados de localização das estações meteorológicas	47
Tabela 13 - Diferentes cenários de uso do solo com substituição de Agricultura por Floresta	51
Tabela 14 - Diferentes cenários de uso do solo com substituição de Pastagem por Floresta	51
Tabela 15 - Localização dos pontos de coleta	53
Tabela 16 - Tipo de operação do reservatório	69
Tabela 17 - Constantes W e K em função do tipo de operação do reservatório.....	69
Tabela 18 - Resultados de vazão, concentração de sólidos totais e descargas de massa de sólidos	96
Tabela 19 - Classificação granulométrica dos sedimentos de fundo	99
Tabela 20 - Parâmetros da equação da linha de tendência para os diferentes cenários	104

SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

SÍMBOLOS

δ - declinação solar

φ - latitude

ω_s - ângulo da hora do pôr do sol

C_{USLE} - fator de cobertura e gestão USLE

K_{USLE} - fator de erodibilidade do solo USLE (0.013 tonelada métricas $m^2hr/(m^3 - toneladas métricas cm)$),

LS_{USLE} * - fator topográfico USLE

P_{USLE} - fator de prática de apoio USLE

Q_{surf} - o volume do escoamento superficial (mm/ha)

$area_{hru}$ - a área de HRU (ha)

q_{peak} - o índice máximo de escoamento (m^3/s)

AGRL – Agricultura

as – constante (0,25)

bs – constante (0,50)

Cs – kg/m^3

DH-48 – amostrador de sedimento em suspensão

dr - distância relativa inversa Terra/Sol

FLOW_IN - média diária da vazão em um canal durante um espaço de tempo

FRST – Vegetação

Gsc - constante solar (0,0820)

I - insolação

N - duração do dia

PAST – Pastagem

Ra - radiação solar extraterrestre

RNGE – Campos hidromórficos

Rs - radiação solar

SD – Sólidos Dissolvidos

SED_IN - quantidade de sedimentos que é transportada com a água por um canal em um determinado tempo

SS – Sólidos Suspensos

ST – Sólidos Totais

SURQ - escoamento superficial

SYLD - produção de sedimentos da sub-bacia que é transportado para o canal durante um espaço de tempo

WATR – Água

π – número Pi

CFRG - fator de fragmento bruto

sed - produção de sedimento em um determinado dia (toneladas métricas)

ABREVIATURAS

km - quilômetro

km² - quilômetro quadrado

ha – hectare

kg – quilograma

mm - milímetros

°C – graus Celsius

MJ - megajoule

m – metro

s - segundos

ton – tonelada

m³ - metro cúbico

SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ADCP - *acoustic Doppler current profiler*

AGNPS - *Agricultural Non-Point Source*

ANA - Agência Nacional de Água

AVGWLF - *Arc View Generalized Watershed Loading Function Model*

BMPs - Melhores Práticas de Gestão

CERH-MG - Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CFSR - *Climate Forecast System Reanalysis*

CN - Curva Número

DMAE - Departamento de Águas e Esgoto do Município de Uberlândia

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EUA – Estados Unidos da América

HRU - Unidade de resposta hidrológica

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MAP - Mono-Amonio-Fosfato

MDE – Modelo Digital de Elevação

MG – Minas Gerais

MNT - modelos numéricos de terreno

MUSLE - Equação Universal de Perda de Solo Modificada

NBR – Norma Brasileira

NPK - Nitrogênio, Fósforo e Potássio

NYSKIP - período de aquecimento do modelo SWAT

OSGeo - *Open Source Geospatial Foundation*

PERH - Política Estadual de Recursos Hídricos

SCS - *Soil Conservation Service*

SEGRH-MG - Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Minas Gerais

SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável

SIG - Sistemas de Informação Geográfica

SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SWAT - *Soil and Water Assessment Tool*

USDA - *United States Departament of Agriculture*

USLE - *Universal Soil Loss Equation*

WEPP - *Water Erosion Prediction Project*

WXGEN - *Weather Generator*



SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 Legislação	4
2.2 Bacias hidrográficas	6
2.3 Erosão	7
2.4 Curva Número	9
2.5 Sistemas de Informações Geográficas	9
2.6 Modelos hidrológicos e de transporte de sedimentos.....	11
2.7 Breve análise da simulação hidrossedimentológica em bacias hidrográficas utilizando o modelo SWAT	16
2.8 Cálculos de assoreamento de reservatórios.....	20
3. METODOLOGIA	23
3.1 Caracterização da área de estudo	23
3.2 Sistemas computacionais	26
3.3 Processo de funcionamento do modelo SWAT	26
3.3.1 <i>Modelo digital de elevação (MDE)</i>	27
3.3.2 <i>Mapa Pedológico</i>	34
3.3.3 <i>Mapa de Uso e Ocupação do Solo</i>	39
3.3.4 <i>Unidade de Resposta Hidrológica (HRU's)</i>	44
3.3.5 <i>Parâmetros Climáticos</i>	45
3.4 Produção de sedimentos	50
3.5 Coletas em campo	52
3.6 Determinação dos sólidos	60
3.7 Determinação da granulometria	61
3.8 Estimativa do volume do reservatório	61
3.9 Cálculo do assoreamento	66
3.10 Índice de abatimento – ou de atenuação – de assoreamento.....	69
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
4.1 Variáveis Hidrossedimentológicas calculadas pelo modelo SWAT	71
4.2 Produção de sedimentos na Sub-bacia contribuinte ao reservatório	74
4.2.1 <i>Média da Produção de Sedimentos anual por sub-bacia</i>	75
4.2.2 <i>Produção de Sedimentos acumulada por sub-bacia</i>	82
4.3 Sedimentos carregados até o reservatório	90
4.4 Levantamentos de campo	96
4.4.1 <i>Vazões e descargas de massa afluentes e efluentes ao reservatório</i>	96
4.4.2 <i>Granulometria dos depósitos</i>	98
4.5 Curva Cota-Volume do reservatório	99
4.6 Estimativa do assoreamento do reservatório	102
5. CONCLUSÃO	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
ANEXO I	117
ANEXO II	120

ANEXO II	123
-----------------------	------------

1.INTRODUÇÃO

Por muito tempo a dimensão ambiental no trato da organização espacial foi pouco considerada na história do planejamento territorial. As questões ambientais estiveram muito dissociadas das urbanas.

Com o desenvolvimento urbano, as cidades se expandiram rapidamente gerando aumento da demanda por recursos naturais. Assim, as áreas rurais se condensaram na sua maioria em centros de produção agrícola e pecuária com a finalidade de gerar recursos necessários à população como um todo.

No início, o planejamento deu-se principalmente pelo fator econômico como determinante no processo de decisão. Porém, a reestruturação da sociedade e da ordem econômica, o aparecimento de novas tecnologias e as mudanças nas relações sociais, forçaram novas concepções no ato de planejar.

Percebeu-se que para suprir as necessidades humanas de forma sustentável e ambientalmente correta, seria necessário que a ocupação territorial fosse planejada, preservando assim as riquezas naturais e garantindo à população além de qualidade de vida, estabilidade para as gerações futuras.

A questão ambiental surge dentro desse contexto: de um lado, forçada a ser considerada pelos planejadores a partir de uma legislação mais rigorosa ou por pressões internacionais; de outro, ela existe hoje, concreta e embasada cientificamente, como fator determinante nas opções de planejamento territorial.

O não planejamento ambiental juntamente com o manejo incorreto do solo nas áreas rurais, uso excessivo de maquinário e de agentes químicos e produção constante sem tempo para a reconstituição do solo, geram a danificação deste, provocando assim inconvenientes como perdas de solo por erosão e conseqüentemente mudança dos ciclos naturais.

Existem alterações no meio ambiente que são necessárias para o desenvolvimento da população. A construção de barragens por exemplo, armazena a água de um rio para que possa ser utilizada posteriormente. Os rios transportam naturalmente matéria sólida, seja em

suspensão, pelo arraste ou rolamento de partículas junto às paredes do leito ou no escoamento aquoso. A partir da construção de uma barragem, as condições naturais de transporte de partículas sólidas são alteradas e o rio age como um meio artificial de retenção de sedimentos. Quando associado ao planejamento do uso e ocupação do solo, tal retenção de sedimentos pode ser diminuída ou controlada, visto que existem tipos de ocupação do solo que o protegem. Por outro lado, algumas atividades o tornam mais expostos, facilitando o carreamento de sedimentos ao curso de água e conseqüentemente ao reservatório.

Segundo Carvalho (2008), a deposição contínua ou gradual do material sólido carreado pelos cursos de água no interior do reservatório, é chamada de assoreamento. Este fenômeno ocorre devido à diminuição de velocidade e da turbulência das águas, gerada por exemplo pela construção de barragens, que resulta na perda de capacidade de transporte. O assoreamento nos reservatórios quando cresce de forma descontrolada pode levar a diminuição da reserva de água, reduzindo assim o potencial de armazenamento e prejudicando a captação, o que inviabiliza a operação e pode causar problemas ambientais.

Em um país como o Brasil, com grande geração de energia elétrica através de fontes hídricas e, ainda, com potencial de crescimento, é essencial o aprofundamento de estudos relacionados à preservação dos aproveitamentos hidrelétricos e dos reservatórios para abastecimento público e de estudos referentes ao impacto dos sedimentos carreados pelos cursos de água aos reservatórios.

Por meio das simulações computacionais, pode-se estimar cenários futuros de uso e ocupação do solo e conseqüentemente a demanda por recursos naturais, avaliando assim o grau de comprometimento dos recursos de uma bacia. Este método contribui também para o planejamento do uso racional dos recursos hídricos e, posteriormente, fornece suporte para a implementação de práticas conservacionistas para um desenvolvimento sustentável. Diante disso, diversos modelos hidrológicos são desenvolvidos para o melhor gerenciamento dos recursos hídricos.

Uma gestão sustentável dos recursos hídricos necessita de um conjunto de instrumentos principais: uma base de dados e informações socialmente acessíveis, a definição clara dos direitos de uso, o controle dos impactos sobre os sistemas hídricos e o processo de tomada de decisão.

Os sistemas de gestão são dependentes de instrumentos que possam ser desenvolvidos e aplicados para atender às expectativas e aos desejos da comunidade, nos limites impostos pela aptidão natural das bacias hidrográficas, tanto na perspectiva mais

utilitarista quanto para o atendimento de objetivos de preservação ambiental, idealmente na medida equilibrada que é requerida para a garantia da sustentabilidade, no médio e no longo prazos (PORTO; PORTO, 2008).

Um dos motivos pelo qual os reservatórios são construídos é o abastecimento de água. A erosão a montante de um reservatório deposita sedimentos na base do reservatório, o que diminui sua capacidade de armazenamento de água e, conseqüentemente sua utilidade para esse propósito.

Existe grande preocupação atualmente em estudos de bacias hidrográficas com abordagem integrada, pois o uso e a ocupação do solo de forma desordenada ocasionam graves problemas ambientais aos cursos de água e reservatórios.

Diante deste contexto, essa dissertação simula a quantidade de sedimentos que chega ao reservatório Bom Jardim em relação ao tipo de uso e ocupação do solo atual associado ao tipo de solo e a declividade do terreno e compara-o à quantidade de sedimentos que chegaria ao reservatório se fossem implantadas práticas conservacionistas em uma bacia hidrográfica, no caso a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim. De uma maneira objetiva, pretende-se gerar uma metodologia que seja aplicável para os gestores de reservatórios com características semelhantes ao caso estudado.

O objetivo principal desta dissertação é avaliar a influência do tipo de uso e ocupação do solo no assoreamento de um manancial de abastecimento público. Como exemplo este será aplicado no Reservatório Bom Jardim na cidade de Uberlândia, para assim:

- Avaliar os efeitos dos diferentes cenários de uso do solo em uma bacia hidrográfica, levando em consideração as interferências na quantidade da água disponível em um reservatório destinado ao abastecimento público de água;
- Estimar cargas mensais de sedimentos em suspensão para diferentes cenários de uso do solo e os índices de abatimento do assoreamento;
- Avaliar a variação temporal do volume assoreado total nos reservatórios através de um modelo de assoreamento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Serão apresentados a seguir definições, esclarecimentos e fundamentos necessários para o melhor entendimento da metodologia desenvolvida neste projeto, além dos modelos, softwares, tipos de imagens, satélites escolhidos e outras ferramentas adotados no estudo. Serão expostos também trabalhos realizados com objetivos semelhantes ao do presente trabalho.

2.1 LEGISLAÇÃO

A Política Nacional de Recursos Hídricos foi instituída pela Lei Federal 9.433 de 08/01/1997. Essa política demonstra a importância da água e reforça seu reconhecimento como elemento indispensável a todos os ecossistemas terrestres, bem como dotado de valor econômico, além de estabelecer que sua gestão seja estruturada de forma integrada, necessitando de efetiva participação social.

Esta política, elegeu a bacia hidrográfica como a unidade territorial de gestão em sua implementação, bem como a determinação legal de que sua gestão deve ser descentralizada e contar com a participação do poder público, setores usuários e sociedade civil.

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) foi criado por meio da Política Nacional de Recursos Hídricos e tem objetivos de coordenar a gestão integrada das águas; arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; e promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

Assim, o arcabouço institucional para a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos no Brasil, representado pelo SINGREH tem em sua estrutura o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, a Secretaria de Recursos Hídricos, a Agência Nacional de Água (ANA), os Comitês de Bacia Hidrográfica, dentre outros.

Os comitês de bacia são órgãos colegiados locais cujas atribuições devem ser exercidas na bacia hidrográfica de sua jurisdição, cabendo-lhes promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes, bem como arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos, aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia, acompanhar sua execução e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas.

A ANA, criada pela Lei nº 9.984/2000, tem por finalidade principal implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos, em articulação com os órgãos públicos e privados integrantes do SINGREH, destacando-se, entre suas diversas atribuições, expressas na mesma lei, a supervisão, o controle e a avaliação das ações e das atividades decorrentes do cumprimento da legislação federal sobre as águas, bem como a outorga e a fiscalização dos usos de recursos hídricos de domínio da União, implementando, em articulação com os comitês de bacia hidrográfica, a cobrança pelo uso desses recursos, além de outras competências.

A Lei Estadual nº 11.504, de 1994 dispunha sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), orientando a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e a composição do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, dentre outras medidas. Esta lei foi revogada pela Lei nº 13.199, de 29 de janeiro de 1.999, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais, que possui como instrumentos de execução o Plano Estadual de Recursos Hídricos, os Planos Diretores de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Informações a respeito dos recursos hídricos. Esta política relata ainda, acerca do enquadramento; da outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; da cobrança pelo uso dos recursos; a compensação ao município afetado por inundação; e do rateio de custos das obras de uso múltiplo, de interesse comum.

O Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Minas Gerais (SEGRH-MG) foi criado também através da Lei 13.199 de 29 de janeiro de 1999 e integra a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG), o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), os comitês de bacia hidrográficas, os órgãos e as entidades dos poderes estadual e municipais, cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos e as agências de bacias hidrográficas.

2.2 BACIAS HIDROGRÁFICAS

A água é um recurso renovável essencial à vida no planeta Terra. O ciclo da água é ininterrupto por séculos e milênios, o que sustenta a biodiversidade e mantém em funcionamento ciclos nos ecossistemas, comunidades e populações. No planeta Terra, o ciclo hidrológico possui componentes bem conhecidos e integrados: águas superficiais, águas subterrâneas e águas atmosféricas. O permanente movimento entre esses componentes é uma característica fundamental do ciclo da água e uma consequência de suas propriedades e de seus estados sólido, líquido e gasoso (TUNDISI, 2014).

Segundo Viola¹ (2008, apud Pinto, 2011), o principal componente de entrada no ciclo hidrológico é a precipitação, uma grande responsável pela capacidade de produção de água de uma bacia hidrográfica. Parte da precipitação que atinge a superfície do solo infiltra no mesmo, redistribuindo-se no perfil do solo e provocando percolação, que promove a recarga do aquífero. Outra parcela da precipitação escoar superficialmente quando a capacidade de infiltração do solo é esgotada. (PORTO; PORTO, 2008).

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída. Esta compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório (TUCCI, 1997).

De acordo com Santos (2004), a utilização do termo bacia hidrográfica é comum porque denomina um sistema natural bem delimitado no espaço, composto por um conjunto de terras topograficamente drenadas por um curso de água e seus afluentes, onde as interações, pelo menos físicas, são integradas, gerando assim, um sistema mais facilmente interpretado. Para Odum² (1986, apud Baltokoski, 2008), a bacia de drenagem inteira deve ser considerada como a unidade de gerenciamento.

Sobre o território definido como bacia hidrográfica são desenvolvidas as atividades humanas. Tanto as áreas urbanas, industriais, agrícolas como as de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica (PORTO; PORTO, 2008), que pode ser subdividida em sub-bacia, que são áreas de drenagem dos tributários do curso de água principal. Para Faustino³

¹ VIOLA, M. R. *Simulação hidrológica nas bacias de drenagem para o reservatório da UHE de Camargos/CEMIG*. 2008. 120P. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

² ODUM, Eugenio P. *Ecologia*. In: *Ecologia*. Guanabara, 1988.

³ FAUSTINO, Jorge. *Planificación y gestión de manejo de cuencas*. Turrialba: CATIE, p. 315-322, 1996.

(1996, apud Teodoro et al., 2007), as sub-bacias possuem áreas maiores que 100 km² e menores que 700 km².

2.3 EROSÃO

Segundo Bertoni e Lombardi Neto⁴ (1990, apud Machado, 2002), a degradação do solo e da água está atingindo níveis críticos, que refletem no desequilíbrio dos ecossistemas, aumentando as taxas de assoreamento nos cursos de água, na destruição de estradas, na geração de energia, na disponibilidade hídrica para abastecimento e irrigação, na redução de produtividade agrícola, aumentando assim os gastos financeiros com técnicas efetivas para se restaurar o que foi destruído ou degradado.

A movimentação de sedimentos, nutrientes e pesticidas dos terrenos para os corpos hídricos é uma consequência do intemperismo que ocorre nos acidentes geográficos, que pode ser acelerada por fatores mecânicos de acordo com as técnicas de manejo do solo usadas. Para tanto, o planejamento de conservação do solo e da água necessita de conhecimento das relações entre os fatores que causam a perda de solo e de água, e dos que ajudam a diminuir tais perdas (WINCHELL et al., 2013).

De acordo com Machado (2002), as áreas destinadas à produção agrícola, estão se tornando degradadas em função das técnicas de manejo utilizadas, originando a erosão, que consiste nos processos de desprendimento, arraste e deposição das partículas do solo, causados pelas forças erosivas, das gotas de chuva, escoamento superficial da água e pela ação do vento.

A erosão hídrica é uma importante forma de erosão, causada pelo impacto das gotas de chuva e pelo escoamento superficial, sendo afetada por agentes naturais e antropogênicos. Esta pode desprender as partículas de solo nas superfícies dos terrenos desprotegidos localizados entre córregos pequenos, e por meio da movimentação da água, chegar em um rio de fluxo contínuo (WINCHELL et al., 2013). O processo de carreamento de partículas pela erosão, leva aos corpos hídricos, além dos sedimentos, certa carga de nutrientes e agroquímicos que podem contaminar as águas superficiais (SOUTO; CRESTANA, 2000).

De acordo com Tucci (1997), a qualidade de água dos mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle

⁴ MACHADO, Ronalton Evandro. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2002.

sobre as fontes de poluição. Nesse contexto, o sedimento é, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes (WARD; TRIMBLE, 2003).

Os métodos de pesquisa sobre erosão não possuem abrangência o suficiente para serem utilizados de forma exclusiva para fornecerem resultados sólidos e confiáveis para tomada de decisões em atividades conservacionistas e/ou de reabilitação de áreas degradadas pelo processo erosivo. Isso ocorre pois são métodos com abrangência limitada, visto que muitos não levam em consideração todo o processo erosivo, o qual é formado por complexa interação de fatores pedológicos, climáticos, antropológicos e de outras naturezas, sendo ideal o uso de métodos que se complementam e possibilitam maior proximidade com a realidade (LANE et al.⁵, 1992 apud Machado, 2002).

Os modelos matemáticos são muito aplicados na predição de processos erosivos, tanto para o planejamento conservacionista, no quesito prevenção, quanto no seu controle. Segundo Barros et al. (2007), uma grande vantagem desta aplicação reside na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes, com variações de técnicas de manejo, práticas conservacionistas, dentre outras modificações, com baixo custo financeiro e de forma rápida. Segundo Cochrane e Flanagan (1999), é muito dispendioso monitorar a erosão em toda a bacia hidrográfica, por isso a necessidade de se predizer a erosão através da modelagem. Por meio das predições, é possível melhorar o planejamento da conservação do solo e o controle de sua perda.

A “Equação Universal de Perda de Solo” (*Universal Soil Loss Equation* - USLE) (WISCHMEYER; SMITH, 1965) expressa a ação dos principais fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica. Para expressar a produção de sedimentos em uma bacia, a USLE é associada ao emprego de uma taxa de transferência que traduz a diminuição da produção bruta que pode ser estimada pela USLE, em decorrência dos depósitos ocorridos na bacia. Tanto a equação como a taxa de transferência resultam de expressões empíricas, ainda limitadas no seu uso pelo fato de considerarem somente a produção anual de sedimentos (TUCCI, 1997).

A USLE foi inicialmente desenvolvida nos Estados Unidos em 1954 no *National Runoff and Soil Data Center*, do *Agricultural Research Service*, na Universidade de Purdue.

⁵ MACHADO, Ronalton Evandro. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2002.

A erosão e a produção de sedimento são calculadas para cada unidade de resposta hidrológica (cujo conceito será explicado mais adiante), com a equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (WILLIAMS, 1975).

Enquanto a USLE utiliza a precipitação como um indicador de energia erosiva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimento. Os resultados de substituição possuem benefícios como o aumento da precisão da previsão do modelo.

2.4 CURVA NÚMERO

O método da Curva Número foi desenvolvido pelo serviço de Conservação dos Solos (*Soil Conservation Service* - SCS), do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture* - USDA), resultando num parâmetro que é utilizado para o cálculo do escoamento superficial que se baseia nas características de permeabilidade do solo, seu uso e condições de umidade anteriores.

Buscando a padronização das curvas, o SCS obteve curvas que correlacionam a precipitação com o escoamento de várias sub-bacias dos EUA, onde números adimensionais foram estabelecidos, as chamadas Curva Número, ou CN's. As tabelas com os valores de CN com relação ao uso e ocupação do solo e o grupo hidrológico utilizados pelo modelo, podem ser encontradas no manual do SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (NEITSCH et al., 2005). A variação de CN pode ser de 0 a 100, correspondendo a 0 uma bacia de condutividade hidráulica infinita, e 100 a uma bacia totalmente impermeável.

2.5 SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

De acordo com Rodrigues (1990), o Geoprocessamento pode ser definido como o conjunto de tecnologias de coleta e tratamento de informações espaciais e de desenvolvimento e uso de sistemas que as utilizam. Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são utilizados hoje nas mais diversas áreas de aplicação, por diferentes usuários como ferramentas de análise geográfica que permitem a integração de muitos tipos de informações num mesmo sistema e posterior tratamento de forma conjunta.

Segundo Mendes (1998), o uso das práticas de geoprocessamento constitui-se pela aplicação de um instrumento de grande potencial para o estabelecimento de planos integrados de conservação do solo e da água. Neste contexto, os SIGs se inserem como uma

ferramenta que tem a capacidade de manipular as funções que representam os processos ambientais em diversas regiões, de uma forma simples e eficiente, permitindo uma economia de recursos e tempo. Estas manipulações permitem agregar dados de diferentes fontes (imagens de satélite, mapas topográficos, mapas de solos, hidrografia etc.) e em diferentes escalas. O resultado destas manipulações, geralmente é apresentado sob a forma de mapas temáticos com as informações desejadas (MACHADO, 2002).

Os SIGs tornaram-se com o tempo, indispensáveis para estudos que envolvam entradas e ou saídas de natureza cartográfica, o que se justifica não só pelas suas capacidades gráficas, mas, sobretudo, pelas suas potencialidades analíticas. Estes sistemas têm adquirido uma capacidade de modelação crescente, tanto por concepção de módulos específicos quanto por intermédio do estabelecimento de ligações com diferentes pacotes estatísticos (BALDISSERA, 2005).

Esta ferramenta é uma tecnologia desenvolvida para suportar informações espaciais e tem muitas aplicações ambientais, sociais e económicas. Para tanto, são idealmente apropriados para combinar informações topográficas, de solos, uso da terra e meteorológicas para pequenas áreas dentro de bacias hidrográficas, através da qual é possível visualizar cenários passados, atuais e simular cenários futuros (GRIGG, 1996).

Considerando que o uso de modelos é limitado pela necessidade de dados espaciais e os SIGs têm uma grande facilidade em manipular esses dados, a união das duas tecnologias representa um importante passo para o controle de gerações de poluições não pontuais, de sedimentos e outros (WILSON; WANG, 1998).

A capacidade de gerenciamento usualmente inclui coleta, edição, armazenamento, recuperação, manipulação e apresentação de uma variedade de dados espaciais, expressos em imagens de satélite, mapas gráficos, modelos numéricos de terreno (MNT), e outros, além de ferramentas avançadas de análise e visualização. (JENSON; DOMINGUES, 1988).

Na hidrologia, a utilização inicial de recursos SIG foi motivada pela necessidade de representações mais acuradas do terreno (SUI; MAGGIO, 1999).

Assim, a integração de um modelo hidrológico ou de um modelo de qualidade de água em um SIG, não se justifica apenas pela necessidade da ferramenta para processar a modelagem, mas também pela sua utilidade na melhoria da estimativa de parâmetros de modelos conceituais, na parametrização das unidades espaciais em modelos conceituais, na parametrização das unidades espaciais em modelos distribuídos por sub-bacias, na

subdivisão automatizada da bacia em unidades hidrológicas similares, na contextualização espacial dos resultados e da aplicação operacional do modelo (BALDISSERA, 2005).

De acordo com Libos et al. (2002), o sensoriamento remoto e os Sistema de Informação Geográfica têm potencial promissor de serem empregados com grande êxito em trabalhos de modelagem de poluição não pontual. Com a classificação de imagem de satélite, é possível analisar as mudanças de cobertura vegetal de uma área e, ainda, prever e localizar os impactos causados pela ação antrópica, permitindo um gerenciamento de bacias mais eficiente e eficaz. Assim, a combinação de modelos hidrológicos acoplados ao SIG bem como o desenvolvimento de metodologias dentro desse ambiente constitui elemento fundamental para o diagnóstico da situação ambiental e hídrica da bacia hidrológica (BLAINSKI et al., 2008).

Os softwares de Geoprocessamento, também chamados de SIG's são sistemas ou softwares que possibilitam a análise, manipulação e geração de dados georreferenciados, tem-se como exemplos: ArcGIS, QGIS, Idrisi, entre outros. O QGIS é um Sistema de Informação Geográfica (SIG), um software livre licenciado sob a "GNU General Public License". O QGIS é um projeto oficial da Open Source Geospatial Foundation (OSGeo), e suporta vários formatos vetoriais, raster, de banco de dados e outras funcionalidades.

2.6 MODELOS HIDROLÓGICOS E DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

De acordo com Maidment (1993), modelo hidrológico é a representação matemática do escoamento de água e seus constituintes em alguma parte da superfície do solo ou subsolo.

Os modelos de qualidade de água e os modelos hidrológicos apresentaram um desenvolvimento significativo nos últimos anos. Existem modelos que tratam apenas de alguns processos hidrológicos como escoamento, chamado de modelos chuva-vazão e outros modelos que envolvem diversos processos como escoamento, transporte de sedimentos, crescimento vegetal, qualidade da água entre outros, os quais são mais complexos e envolvem um número maior de variáveis de entrada.

Alguns fatores influenciam o usuário na escolha do modelo a ser aplicado, como os dados disponíveis, a capacidade de tal modelo representar as características do sistema em estudo, a capacidade do usuário operar o modelo. O princípio de escolha do método também leva em consideração o tempo e os recursos disponíveis para a aplicação do modelo. A emissão difusa de nutrientes ou sedimentos depende da influência de uma série de fatores,

dos quais são importantes o clima, relevo, hidrologia, tipos de solos, bem como o seu uso e ocupação, área de drenagem, entre outros, portanto, todos estes aspectos devem ser analisados previamente.

Vários modelos podem ser encontrados na literatura, onde a diferença entre cada um reside na resolução espacial e temporal de seus dados. (BARROS, 2008)

O AGNPS (Agricultural Non-Point Source) foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos (Agricultural Research Service) visando um melhor gerenciamento de bacias hidrográficas, sendo ideal para bacias de até 500km². O AGNPS é um modelo contínuo, utilizado para simulação de sedimentos, nutrientes, pesticidas e os seus subsequentes processos na bacia hidrográfica, fornecendo informações sobre o impacto em vários lugares na bacia, proporcionando uma explícita modelagem dos resultados. As quantidades de lixiviados são baseadas na Curva Número (CN), enquanto que o sedimento é determinado utilizando a Equação Universal de Perda de Solos (USLE) (BARROS, 2008).

O modelo AVGWLF (Arc View Generalized Watershed Loading Function Modelo) foi lançado em 1987 e vem sendo melhorado desde então. O modelo atual inclui a interface com o Arc View, sendo utilizado em diversas bacias hidrográficas nos Estados Unidos. É indicado para o planejamento de bacias hidrográficas onde os nutrientes e os sedimentos são principais preocupações. As exigências para a calibração são baixas e são poucos os dados requeridos, incluindo informações sobre o uso e ocupação do solo, parâmetros que regem o escoamento, erosão e geração das cargas de nutrientes. Para o escoamento superficial e o aporte de sedimentos, são usadas a equação curva número (CN) e a equação de perda de solos (USLE), combinados com concentração média de nutrientes, baseada no uso do solo (EPA, 2005).

O modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project): é um modelo de parâmetros distribuídos, que faz simulações contínuas da previsão de erosão e pode ser rodado em computadores comuns, sendo aplicável aos processos de erosão em área com alta declividade, bem como a simulação dos processos hidrológicos e da erosão nas pequenas bacias. O modelo considera a variabilidade espacial e temporal, topografia, rugosidade superficial, propriedades do solo, das culturas, e as condições de utilização dos solos. Dentre os diversos processos considerados pelo modelo, destacam-se o transporte e deposição de sedimentos, infiltração, escoamento superficial, crescimento vegetal, percolação, evaporação, transpiração, infiltração, erodibilidade, clima, efeitos de rugosidade do solo, dentre outros (BARROS, 2008).

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo muito usado para simulações, foi desenvolvido em 1996, nos EUA, pelo Serviço de Pesquisa Agrícola localizado na Universidade Texas A&M. O SWAT incorpora grande parte dos avanços contidos em outros modelos hidrológicos e de qualidade de água, e objetiva prever o impacto do uso e manejo do solo sobre o ciclo hidrológico, transporte de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas.

SWAT é um modelo matemático que permite que diferentes processos físicos sejam simulados, em escala de bacia hidrográfica. Tem o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso e ocupação do solo sobre o escoamento superficial e subterrânea, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas rurais e urbanas, onde a poluição difusa é a principal causa da degradação dos recursos hídricos (NEITSCH et al., 2005).

Arnold et al. (1998) e Neitsch et al. (2005) relataram algumas das características básicas do modelo SWAT:

- O modelo SWAT modela os processos físicos associados ao movimento de água, movimento de sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, transporte de nutrientes no canal principal da bacia, entre outros. Para isso, solicita informações específicas sobre clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia hidrográfica.
- É um modelo que pode simular desde bacias de escala experimental até extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo, portanto é computacionalmente eficiente.
- É capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo. Não foi desenvolvido para simular eventos isolados de precipitação, é um modelo contínuo.

O estudo da erosão dos solos é muito importante sob os aspectos sociais e econômicos, uma vez que analisa as perdas de solo em terras agricultáveis e em outras áreas de interesse imediato, bem como pelos efeitos indiretos, como no assoreamento dos rios, lagos e reservatórios (DA SILVA et al., 2012). Com a aplicação de modelos hidrossedimentológicos que utilizam como dados de entrada imagens de alta e moderada resoluções espaciais é possível detectar mudanças no uso do solo e analisar a variabilidade espacial e temporal dos impactos causados pela ação antrópica no escoamento superficial e na produção de sedimentos (BRAGA et al., 2013).

No modelo SWAT a erosão causada pela chuva é estimada através da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation* – MUSLE) desenvolvida por Williams (1975). A MUSLE é a versão modificada da USLE desenvolvida por Wischmeier e Smith (1965). Enquanto a USLE prediz a erosão média em função da energia da chuva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos, representando a energia usada no destacamento e transporte de sedimentos. Segundo Neitsch et al. (2005) esta substituição resulta em um número de benefícios para o modelo SWAT: a precisão aumenta, a necessidade de razão de transporte é eliminada e permite a equação ser aplicada para eventos de chuvas individuais, ou seja, utilizar um passo diário de simulação conforme o SWAT adota.

De acordo com Garrido (2003), o modelo SWAT permite a divisão da bacia hidrográfica em sub-bacias, as quais podem ser parametrizadas pelo modelo usando uma série de unidades de resposta hidrológica (*Hydrologic Response Units - HRUs*). Essa discretização permite ao modelo refletir diferenças na cobertura vegetal, tipos de solo, topografia, uso atual do solo, entre outros.

As HRUs são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo/tipo de solo/manejo. Uma ou mais combinações de uso do solo/tipo de solo podem ser criadas para cada sub-bacia. Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e tipos de solos. O escoamento é calculado para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode aumentar a precisão das predições e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD et al., 1998).

Neste modelo, o transporte de sedimentos no canal é controlado pela operação simultânea de dois processos, deposição e degradação. As versões anteriores do modelo SWAT utilizavam a energia do curso de água para estimar a deposição/degradação nos canais (ARNOLD et al., 1995). Bagnold (1977) definiu energia do curso de água como o produto de densidade da água, fluxo e inclinação da superfície da água. Williams (1980) utilizou a definição de Bagnold de energia do curso de água para desenvolver um método para determinar a degradação como uma função de inclinação do canal e velocidade. Nesta versão do SWAT, as equações têm sido simplificadas e a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada de um segmento de extensão é uma função do pico do canal de velocidade. A energia do curso de água disponível é utilizada para retransportar material

solo depositado até que todos os materiais sejam removidos. Contudo, o excesso de energia do curso da água causa a degradação do leito. Neste caso, a degradação do leito é ajustada para a cobertura e erodibilidade do leito do rio.

Escoamento superficial ocorre sempre que a taxa de aplicação de água à superfície do solo excede a taxa de infiltração. Quando a água é inicialmente aplicada a um solo seco, a taxa de infiltração é geralmente muito alta. No entanto, irá diminuir à medida que o solo se torna mais molhado. Quando a taxa de aplicação é mais elevada do que a taxa de infiltração, as depressões superficiais começam a encher. Se a taxa de aplicação continua a ser maior que a taxa de infiltração uma vez que todas as depressões superficiais encheram, o escoamento superficial irá começar. O modelo SWAT fornece dois métodos para estimar o escoamento superficial: o procedimento número de curva SCS e o método de infiltração Green & Ampt.

Procedimento de número de curva SCS: a equação de escoamento SCS é um modelo empírico que começou a ser usado com frequência na década de 1950. O modelo foi desenvolvido para fornecer uma base consistente para estimar as quantidades de escoamento em diferentes usos da terra e tipos de solo (ARNOLD et al., 2009).

A equação Green & Ampt foi desenvolvida para prever a infiltração assumindo o excesso de água na superfície em todo o tempo. A equação assume que o perfil do solo é homogêneo e que a umidade antecedente é distribuída uniformemente no perfil. Conforme a água se infiltra no solo, o modelo assume que o solo acima da frente de umedecimento está completamente saturado e há uma ruptura brusca na umidade do solo na frente de umedecimento.

Grande parte dos modelos hidrológicos e de transporte de sedimentos utilizam o Modelo Digital de Elevação (MDE), um tipo de arquivo que contém registros altimétricos estruturados em linhas e colunas georreferenciadas, como uma imagem com um valor de elevação em cada pixel (VALERIANO, 2008). O MDE é uma representação digital da superfície que permite uma rápida e útil análise topográfica de uma área de interesse, tal como entender variáveis ligadas à altitude (limites de bacias hidrográficas, dinâmica do fluxo de água entre outros). Quando associado a outros mapas, este modelo pode configurar-se como importante ferramenta para visualização e entendimento das relações de causa e consequência da distribuição espacial dos atributos dos solos (HAMMER et al., 1995).

O delineamento de sub-bacias e a extração da rede de drenagem a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) são de grande importância, visto que a representação do sistema

de drenagem de uma sub-bacia e do seu grau de ramificação permite caracterizar a velocidade do escoamento e, conseqüentemente, a propagação dos sedimentos que escoam ao longo desta (CALIJURI et al., 1998).

2.7 BREVE ANÁLISE DA SIMULAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS UTILIZANDO O MODELO SWAT

Atualmente as investigações e pesquisas envolvendo o uso de modelos hidrológicos ainda são limitadas em função do grande número de informações necessárias para descrever a variabilidade espacial e temporal dos sistemas naturais e da carência de dados detalhados referentes às variáveis de entrada nos modelos (Pessoa⁶ et al., 1997 apud Baldissera, 2005). Ainda assim, muitos trabalhos são executados com dados limitados e condições desfavoráveis. Algumas instituições públicas e privadas utilizam o SWAT para prognosticar problemas relacionados à erosão e assoreamento.

De acordo com revisão bibliográfica sobre desafios e perspectivas da aplicação do SWAT no Brasil, realizada por Bressiani et al. (2015), houve um crescimento do uso do modelo SWAT a partir do ano de 2009, aumento este, que pode ser justificado pelas oficinas de treinamento sobre o modelo no Brasil e pelo site do SWAT ter possibilitado haver maior consciência sobre suas capacidades. Ainda nesta pesquisa, Bressiani et al. (2015) identificaram que muitos dos estudos que utilizam o modelo tem o objetivo de obter a produção e o transporte de sedimentos.

Machado et al. (2003) aplicaram o modelo SWAT para simular a carga de sedimentos produzida pela microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, em Piracicaba (SP), entre 1999 e 2000. Os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos foram comparados com os dados observados em um posto hidrossedimentométrico, localizado no terço superior da microbacia. Também aplicaram o modelo na simulação de dois cenários alternativos de uso da terra, que geraram resultados para a validação do modelo.

A aplicação do modelo SWAT na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha (6,88km²), estudo realizado por Pinto (2011), mostrou-se adequada nas simulações de escoamento, tanto para simulações diárias, quanto mensais, sinalizando sua aplicabilidade para pequenas bacias

⁶ PESSOA, M. C. P. Y. et al. *Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas*. EMBRAPA-CNPMA, 1997. 83p., 1997.

hidrográficas. No trabalho citado, o modelo também foi aplicado na simulação de diferentes cenários, comprovando-se sua eficácia e sensibilidade, tanto na avaliação da produção, como no transporte de sedimentos. A substituição de pastagem por eucalipto por exemplo resultou na redução da produção de sedimentos. Em outro cenário simulado, adotou-se mata ciliar ao longo de toda rede de drenagem o que evidenciou a concentração de sedimentos na calha do curso de água analisado.

A avaliação da erosão do solo foi realizada por Barsanti et al. (2013), em duas bacias na área do Pantanal, localizado no Mato Grosso do Sul, com cenários de uso do solo distintos, alternando vegetação nativa por pastagem ou agricultura em um período de 30 anos. Foi observado que a erosão aumenta efetivamente com a diminuição da vegetação densa. Nessas circunstâncias, foram gerados estimativas que possibilitam a escolha da prática de manejo do uso do solo que minimizasse os danos ao meio ambiente.

Da Silva, et al. (2013) fizeram o uso do SWAT para uma bacia hidrográfica situada na Paraíba, com o objetivo de avaliar as taxas de erosão e a geração de escoamento em um reservatório, o estudo demonstrou a importância da cobertura do solo para a gestão da captação. Afirmam que as taxas de erosão estimadas podem não ser tão precisas, mas os resultados são úteis para determinar as áreas propensas à erosão e assim, priorizar a intervenção nas mesmas, visto que as pesquisas de campo levariam muito tempo e elevados custos financeiros.

Com base em dados históricos de escoamento e estações climáticas, o SWAT pode gerar valores de produção de sedimentos que são cruciais na identificação dos padrões de erosão do solo dentro de uma bacia hidrográfica (OEURNING et al., 2011).

De Aragão et al. (2013) mostram que o escoamento superficial foi incrementado por uma área mais antropizada, e mais compactada devido à mecanização, por meio da aplicação do modelo SWAT à sub-bacia do Rio Japaratuba Mirim, em Sergipe, em seções de medição de estações de duas fazendas, visando à parametrização das duas bacias alinhadas por meio de processos de calibração e de validação. Foram realizadas simulações do escoamento na bacia menor, a partir dos parâmetros calibrados na bacia maior, e, reciprocamente, do escoamento na bacia maior. Os resultados também evidenciaram que o modelo calibrado simulou bem o escoamento superficial e conseguiu prever, de forma coerente, a produção de sedimentos.

Muitas vezes, a falta de dados disponíveis de estações climáticas inviabiliza a execução de trabalhos ou leva os pesquisadores a buscarem dados de bacias hidrográficas

próximas à área de pesquisa. Existem fontes de dados climáticos estimados, como o CFSR (Climate Forecast System Reanalysis), que podem substituir os dados medidos de estações climáticas, nos casos nos quais não há estações climáticas próximas a bacia, do contrário, pode-se usar os dados das estações climáticas mais próximas (PACHECO; CAETANO, 2008).

Em trabalho realizado em uma bacia semi-árida, localizada no nordeste do Brasil por Bressiani et. al. (2015), utilizou-se em um dos grupos analisados, os dados climáticos gerados pelo CFSR. Neste estudo, a simulação gerou dados insatisfatórios para os critérios de avaliação estatística, e não foi uma boa fonte de precipitação para a bacia hidrográfica em estudo. Portanto, quando se tem estações meteorológicas instaladas na área de estudo ou no seu entorno, deve-se priorizar estas do que usar dados disponibilizados pelo CFSR.

Uzeika, et al. (2012), fizeram estudo em uma bacia hidrográfica localizada no sul do Brasil, no município de Arvorezinha, com o objetivo de avaliar a eficiência e as limitações do modelo SWAT sem calibração para simular diferentes escalas de tempo (diária, mensal e anual), escoamento e produção de sedimentos. A partir dos resultados, concluíram que o modelo conseguiu reproduzir adequadamente o escoamento e descarga total de fluxo no tempo em escala mensal e anual. Contudo, em escalas diárias não obtiveram bons resultados. As simulações de produção de sedimentos foram superestimadas para todas as escalas de tempo e durante todo o período de simulação.

Em estudo realizado por Strauch, et al. (2013), analisaram o quanto as BMPs (Melhores Práticas de Gestão) podem contribuir para a gestão sustentável dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica chamada Pípiripau, localizada no Distrito Federal. Simulando pequenas bacias de retenção de sedimentos, terraceamento e rotação do sistema de plantação do milho. Averiguaram que as técnicas de construção de pequenos bolsões de armazenamento de sedimentos combinada com técnicas de terraceamento foi o que gerou maior redução da taxa de produção de sedimentos (40%). Concluiu-se que as BMP's foram eficazes, e que seriam de semelhante eficácia para outras áreas de cultivo intensivo da região, incluindo bacias hidrográficas que drenam para reservatórios, nos quais o assoreamento é uma grande preocupação.

Em estudo realizado por Emam et al. (2016) do distrito de Aluo, localizado no centro de Vietnam, observou-se que o uso das BMP's diminui o escoamento superficial e consequentemente reduz a erosão do solo em terras agrícolas. Então, sugerem que seja

implementado sistemas de terraços e sistemas de contorno em terras íngremes, com o intuito de reduzir a produção de sedimentos.

Betrie et al. (2011), usaram o modelo SWAT para modelar a distribuição espacial do processo de erosão/ produção de sedimento na Bacia “Upper Blue Nilo”, em escala diária e avaliar o impacto de diferentes intervenções de manejo do solo na produção de sedimentos. Neste caso utilizaram a proposição de cenários com aumento nas áreas de reflorestamento e as BMP's. O reflorestamento reduziu a produção de sedimentos tanto nas sub-bacias quanto nas saídas da bacia hidrográfica, no entanto a eficácia de cada BMP, foi dependente da porcentagem de terreno disponível e das condições topográficas locais na bacia. Concluíram ainda, que o efeito das BMP's poderia ser potencializado por meio da implementação destas, juntamente com o reflorestamento em áreas íngremes.

A bacia hidrográfica “Upper Danube Basin” foi escolhida por Vigiak, et al. (2015) como um estudo de caso representativo de grandes bacias hidrográficas na Europa, um dos objetivos do estudo era quantificar a produção de sedimento e determinar os dados mais confiáveis gerados pelo modelo. Concluíram que os resultados do modelo são mais confiáveis em grande escala (como um afluente), do que em escala local, de uma única HRU, por exemplo.

Muitos dos estudos realizados, demonstram que falta de dados dificulta a realização das simulações, para isso, os resultados são tão precisos quanto a quantidade de dados que se insere corretamente no modelo. Além disso, muitos trabalhos nacionais e internacionais sugerem práticas de manejo do solo e reflorestamento para reduzir a perda de solo, principalmente em terras agrícolas e áreas íngremes.

Mukundan et al. (2013) fizeram estudo na bacia hidrográfica de Cannonsville, na cidade de Nova York (EUA) para quantificar o impacto do clima futuramente sobre a erosão do solo a longo prazo e a produção de sedimentos na saída da bacia hidrográfica. Os resultados indicam um aumento acentuado nas taxas de erosão do solo no inverno, devido a diminuição das taxas de precipitação, que são substituídas pela neve. Apesar das taxas de precipitação serem maiores nos cenários futuros, a erosão do solo e a produção de sedimentos se apresentou menor, devido ao aumento do déficit de umidade do solo e diminuição na produção de água devido ao aumento da evapotranspiração.

Qiu et al. (2012), avaliaram o desempenho do SWAT simulando o escoamento e a produção de sedimentos em uma região montanhosa da China, usando dados observados diariamente para comparação com os dados simulados. Neste caso, o modelo subestimou o

escoamento e a carga de sedimentos para alguns eventos de alto fluxo, o que pode ser justificado à alta dependência do modelo a parâmetros como MUSLE, SCS-CN.

O SWAT é um modelo hidrológico muito utilizado em várias regiões do mundo, foi feito um estudo por Shen et al. (2012), na região do reservatório de Três Gargantas, na China, com o objetivo de avaliar e identificar o grau de incerteza dos parâmetros usados para a previsão do escoamento e da produção de sedimentos em um bacia hidrográfica típica da região. Encontrou-se parâmetros sensíveis e que tiveram grande impacto nos resultados e outros não tão sensíveis, o que foi reportado por meio de análises após a validação e calibração dos resultados.

Muitos estudos são feitos utilizando diferentes hipóteses para a diminuição da produção de sedimentos, como práticas mais conservacionistas e diferentes intervenções de manejo do solo, uso de BMP's, proposição de cenários com substituição de agricultura por reflorestamento, rotação de culturas, entre outros. O modelo SWAT permite fazer diversas alterações nas simulações que permitem a geração de diferentes taxas de produção de sedimento, que podem ser selecionadas de acordo com a área de estudo, com a disponibilidade de recursos e com diversos fatores que compõem o gerenciamento de uma bacia hidrográfica.

2.8 CÁLCULOS DE ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS

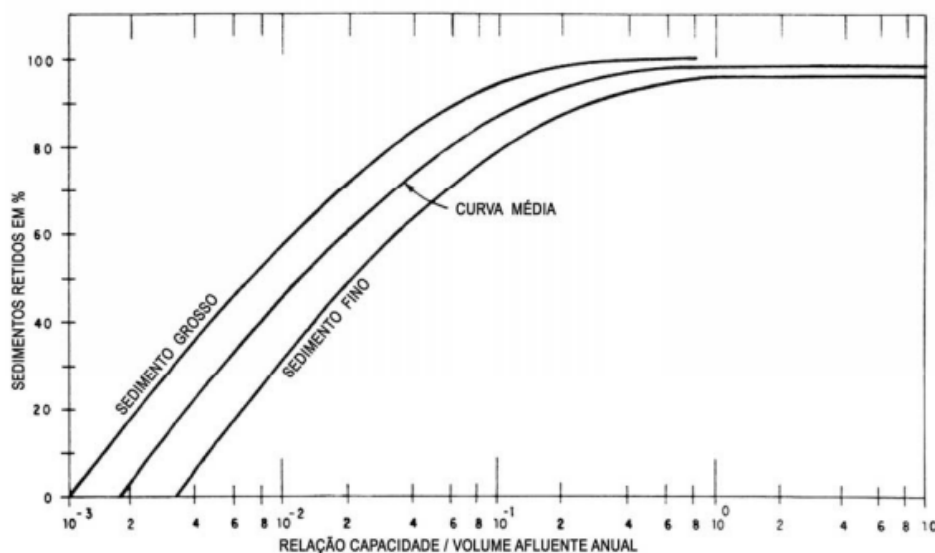
O assoreamento de reservatórios é um problema com graves consequências hidráulicas e econômicas, prejudicando as funções de abastecimento, navegação e geração de energia elétrica (KUTNER, 1979). Há muito tempo existe a preocupação com os impactos gerados pelo acúmulo de sedimentos nos reservatórios e atualmente são utilizadas muitas ações corretivas para a minimização dos impactos provocados pelo assoreamento nos reservatórios (MAIA, 2006).

O assoreamento de reservatórios pode ser consequência de processos como a erosão e o transporte de partículas erodidas, decréscimo de velocidade que provoca a sedimentação dos sólidos em suspensão e retenção dos sólidos transportados junto ao leito. O valor da eficiência de retenção de sedimentos num reservatório pode ser obtido a partir de medições sistemáticas das descargas sólidas afluente e a jusante da barragem. No caso de estudos anteriores à construção da barragem utilizam-se curvas obtidas a partir de levantamentos de

reservatórios existentes. Para médios e grandes reservatórios utiliza-se a curva de Brune e para pequenos adota-se a curva de Churchill (CARVALHO et al., 2000).

A curva de Brune (Figura 1) apresenta no eixo das ordenadas o valor da eficiência de retenção de sedimentos no reservatório, em porcentagem ou em fração, e no eixo das abscissas a capacidade de afluência, correspondendo ao volume do reservatório dividido pelo deflúvio médio anual afluente. Utiliza-se o volume do reservatório correspondente ao nível de água máximo normal.

Figura 1 - Curvas de eficiência de retenção de sedimentos em reservatórios, segundo Brune (VANONI, 1977)



Fonte: Vanoni (1977)

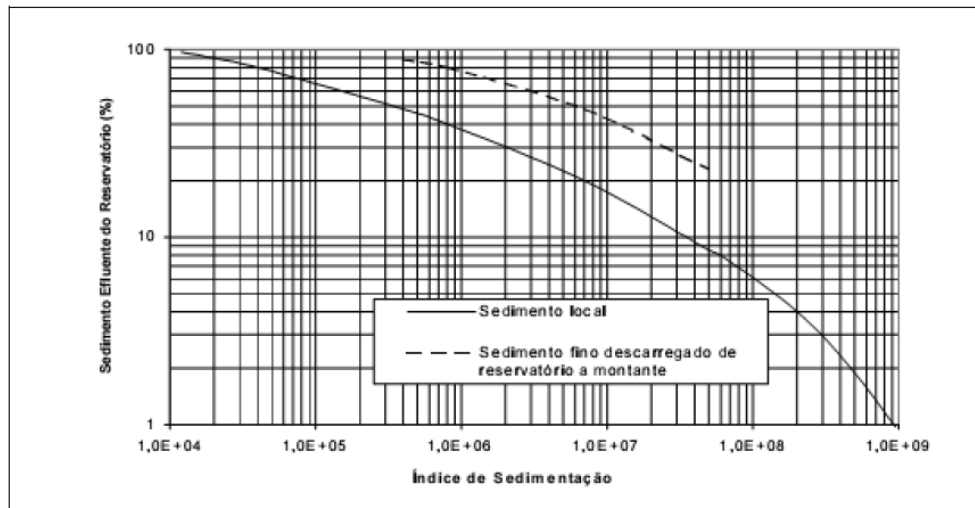
A curva de Churchill é apresentada em três versões, mas em qualquer uma delas, o eixo das ordenadas representa a porcentagem do sedimento afluente que passa para jusante da barragem. Assim, a eficiência de retenção é obtida por diferença e é expressa em fração para efeito de cálculo.

Uma versão da curva de Churchill, apresentada por Vanoni (1977) e Morris e Fan (1997), é ilustrada na Figura 2. Na referida curva, o eixo das abscissas corresponde ao valor do Índice de Sedimentação do Reservatório IS que é igual ao Período de retenção dividido pela Velocidade média no reservatório. Esses parâmetros são calculados da seguinte forma:

- Período de retenção: Volume do reservatório (m^3) dividido pela vazão média diária durante o período de estudo (m^3/s);

- Velocidade média no reservatório: Vazão média diária (m^3/s) dividida pela área da seção transversal média (m^2). A área da seção transversal média pode ser determinada pela divisão do volume do reservatório pelo seu comprimento (m).

Figura 2 - Curvas de eficiência de retenção de sedimentos segundo Churchill



Fonte: Vanoni (1977)

3. METODOLOGIA

Por meio da metodologia aqui proposta, estimou-se a produção de sedimentos na bacia de contribuição ao reservatório do Bom Jardim para diferentes cenários de uso e ocupação do solo, correlacionando os resultados com variáveis hidrológicas (precipitação e escoamento superficial).

Os prognósticos de geração de sedimentos podem ser usados como dados de entrada para alimentar um modelo de assoreamento em pequenos reservatórios. Assim, as previsões de volumes de sedimentos depositados no reservatório do Bom Jardim permitem estabelecer correlações com as variáveis hidrológicas e de uso do solo supracitadas. Por meio deste procedimento, viu-se quanto o aumento de áreas de Florestas pode contribuir para reduzir os volumes assoreados no reservatório.

Trata-se, portanto, de uma tentativa preliminar de quantificar o benefício ambiental da substituição de áreas de Agricultura ou Pastagem por parcelas de Florestas. Isto poderá subsidiar a adoção de alternativas preventivas para mananciais como o reservatório Bom Jardim. Com esta prática, é possível que a vida útil do reservatório seja ampliada, visto que será possível ter maior controle da geração de sedimentos e consequentemente do assoreamento, baseando-se na regulação da ocupação do solo.

A seguir serão apresentadas informações que se referem à caracterização da área de estudo, mapeamento de parâmetros da bacia, séries históricas de dados climáticos, simulações de cenários variados no modelo SWAT, cálculo da estimativa do volume e dos sedimentos efluentes ao reservatório.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

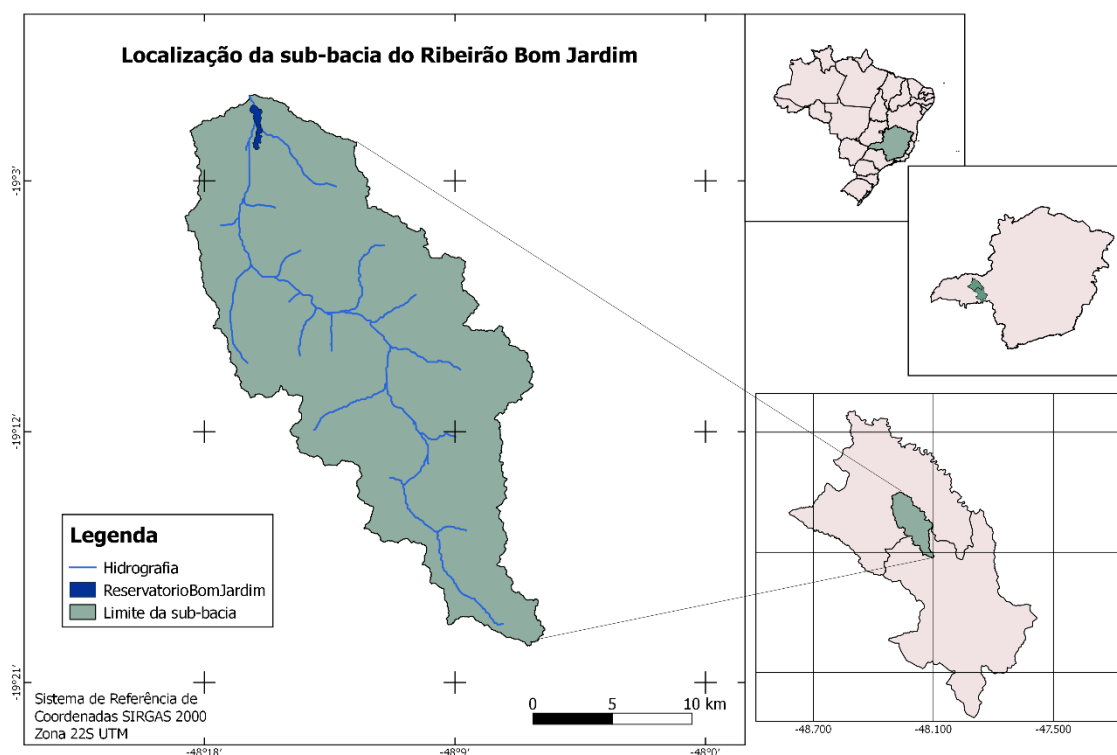
A escolha do reservatório Bom Jardim para a execução prática do projeto se justifica pelo fato deste ser estratégico para a cidade de Uberlândia, visto que é responsável por 40% da água bruta utilizada para suprir a demanda de água da cidade. A aplicação destes estudos em escala piloto, numa bacia com características experimentais, permitirá detalhamentos e lapidações que serão importantes para futuras aplicações da metodologia em outras sub-bacias ou bacias hidrográficas com dimensões maiores. Nota-se que, embora esta pesquisa

seja aplicada em um reservatório específico, a metodologia é geral e poderá ser estendida para outros reservatórios.

Outros critérios secundários para a escolha da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim também foram considerados, tais como: diversidade de qualidade do solo para plantio; presença de atividades agrícolas em escala da bacia hidrográfica; existência de demanda para consumo humano em escala de cidade e disponibilidade de mapas planialtimétricos, pedológicos e de uso do solo.

A Figura 3 ilustra a localização da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim, que pertence à bacia hidrográfica do rio Uberabinha, situada na região oeste do Estado de Minas Gerais (Mesorregião do Triângulo Mineiro), entre as coordenadas 18°36' e 19°22' de latitude Sul e 47°57' e 48°33' de longitude Oeste. A sub-bacia em estudo está entre a região Sul do município Uberlândia e Norte do município de Uberaba (MG). O clima da região é tropical, com estação seca entre os meses de maio e outubro e estação úmida entre os meses de novembro e abril.

Figura 3 - Localização da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim



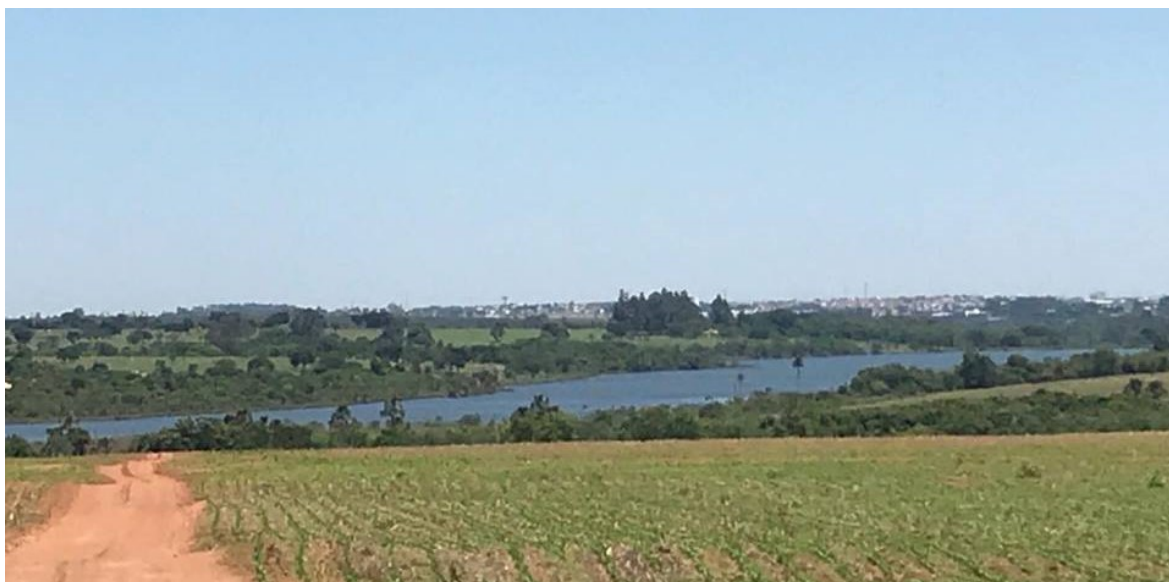
Fonte: Autor (2017)

A área drenada pela bacia do Ribeirão Bom Jardim é de 397,35 km² e seu perímetro de 108,85 km. Desta forma, seguindo o conceito sobre sub-bacia citado anteriormente, a mesma enquadra-se na classificação de sub-bacia hidrográfica, que refere-se a áreas entre 100 e 700 km², segundo Faustino⁷ (1996, apud Teodoro et al., 2007).

O Ribeirão Bom Jardim (Figura 4) nasce próximo à rodovia BR-050, no município de Uberaba, percorrendo aproximadamente 40 km até a confluência com o rio Uberabinha, que se situa nas proximidades da área urbana de Uberlândia. Este curso de água é uma das principais fontes de captação de água para abastecimento urbano da população de Uberlândia. Próximo à sua foz, no rio Uberabinha, localiza-se a represa de captação de água do Departamento de Águas e Esgoto do Município de Uberlândia – DMAE (BRITO; RODRIGUES, 2001), a qual é objeto do presente estudo.

O uso da água na bacia do rio Uberabinha está vinculado principalmente ao consumo humano, dessedentação de animais, indústrias alimentícias, geração de energia elétrica e irrigação (SOARES, 2008; ROSOLEN et al., 2009). De toda a demanda superficial, 14,77 hm³/mês está direcionada ao consumo humano, sendo 9,59 hm³/mês captada no alto curso do Rio Uberabinha (captação Sucupira) e 5,18 hm³/mês no Ribeirão Bom Jardim (captação Bom Jardim).

Figura 4 - Reservatório Bom Jardim



Fonte: Autor (2018)

⁷ FAUSTINO, Jorge. *Planificación y gestión de manejo de cuencas*. Turrialba: CATIE, p. 315-322, 1996.

3.2 SISTEMAS COMPUTACIONAIS

A implementação dos sistemas computacionais neste trabalho tem por função a integração e manipulação de informações importantes, de maneira organizada em diferentes planos de informação na forma de mapas digitais, com tabelas e dados associados. Os sistemas computacionais utilizados foram:

- Software (SIG) ArcGIS 10.2.2 (ESRI) 2012
- Interface ArcView-SWAT 2012.10_1.18
- Software Surfer 10 (64-bit)
- Software QGIS 2.18

A interface ArcView na qual se localiza o modelo hidrológico SWAT foi a ferramenta básica usada para estudar as variações da produção de sedimentos da bacia do Ribeirão Bom Jardim, geradas por meio das alterações do tipo de uso e ocupação do solo supostas no trabalho.

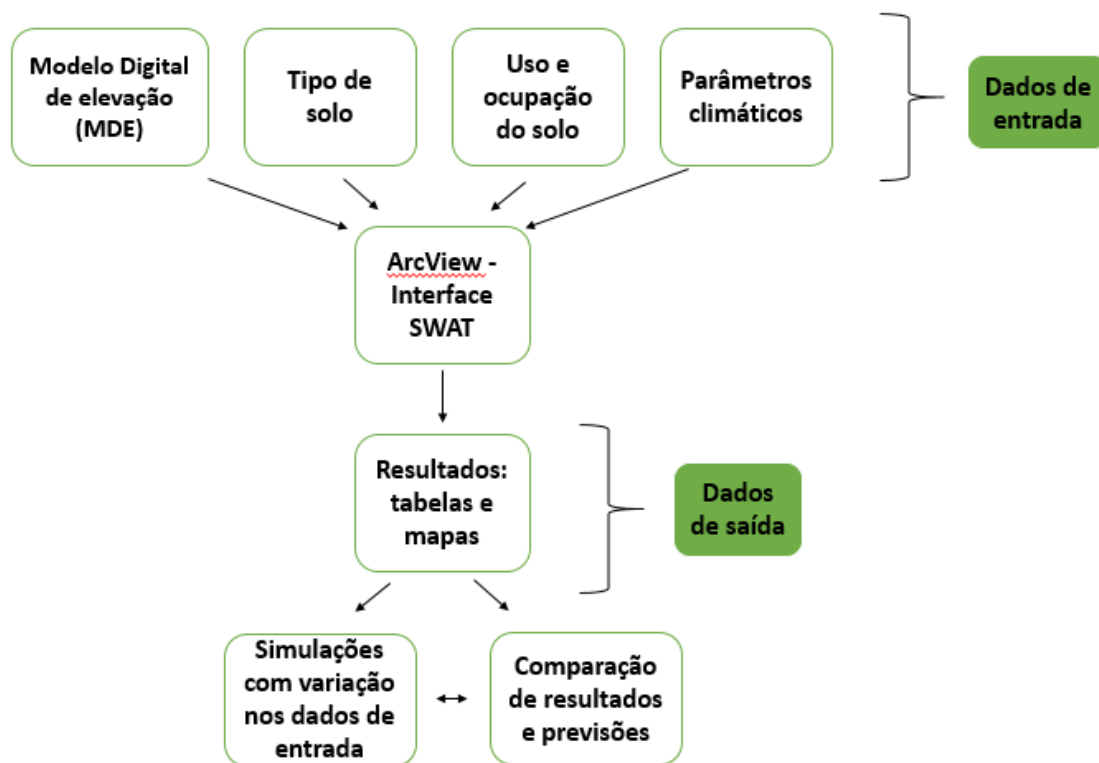
3.3 PROCESSO DE FUNCIONAMENTO DO MODELO SWAT

O SWAT é um modelo hidrossedimentológico que opera em escala de bacia, geralmente aplicado em simulações contínuas no tempo, e também pode ser utilizado na obtenção de dados diários. Dessa forma, as informações necessárias para alimentar o modelo devem ser referentes à bacia estudada e os dados de entrada devem apresentar o intervalo de tempo que se deseja obter nos resultados.

Os dados de entrada inicialmente requeridos são: modelo digital de elevação (MDE), tipo de solo e tipo de uso do solo. Estes são inseridos em forma de mapa, por meio de uma interface apropriada.

A interface desenvolvida entre o SWAT e o SIG ArcView, além de facilitar a entrada de dados no modelo, subdivide automaticamente a área de estudo em sub-bacias a partir do MDE, e então relaciona os dados de entrada a cada sub-bacia. Essa interface ainda possibilita que os dados de saída do modelo sejam exibidos utilizando-se de mapas, gráficos e tabelas do ArcView. Os procedimentos para geração da base de dados estão representados na Figura 5:

Figura 5 - Fluxograma de procedimentos básicos para utilização do modelo SWAT



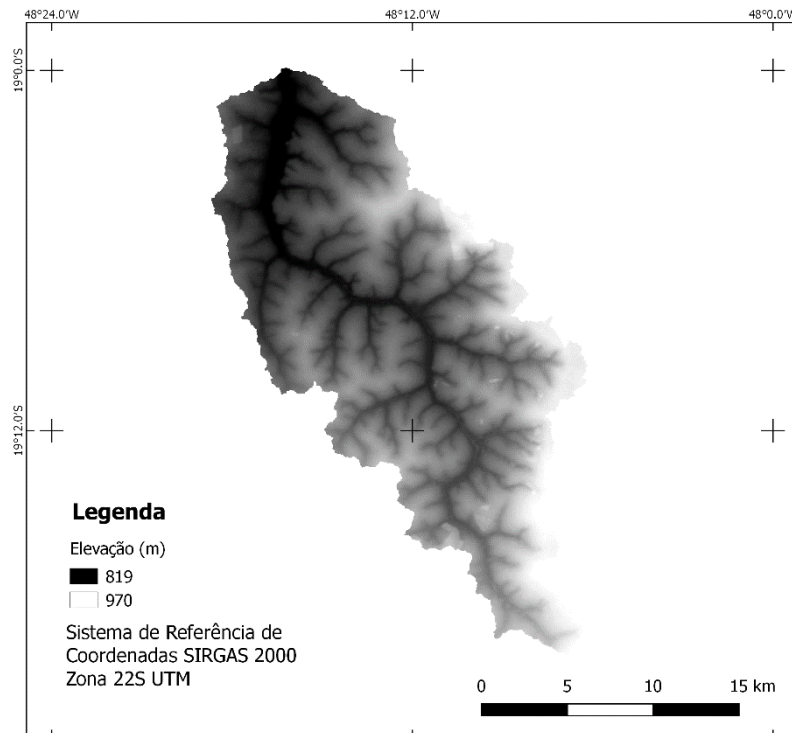
Fonte: Autor (2017)

Na sequência, os elementos contidos no fluxograma serão apresentados detalhadamente, de modo a informar os elementos requeridos pelo modelo, como ocorre seu funcionamento e quais são os dados necessários para a geração de resultados.

3.3.1 Modelo digital de elevação (MDE)

O modelo digital de elevação utilizado foi uma imagem radar, gerada a partir das imagens obtidas no site do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>), no projeto TOPODATA, que disponibiliza o Modelo Digital de Elevação para toda a região brasileira, então fez-se o download dos dados de Altitude das quatro cartas da região de Uberlândia (MG) e Uberaba (MG), denominadas: 18S495, 18S48_, 19S495, 19S48_ e construiu-se o modelo digital de elevação, por meio do mosaico e tratamento das imagens com resolução de 90m, que pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 - Modelo Digital de Elevação – Sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim

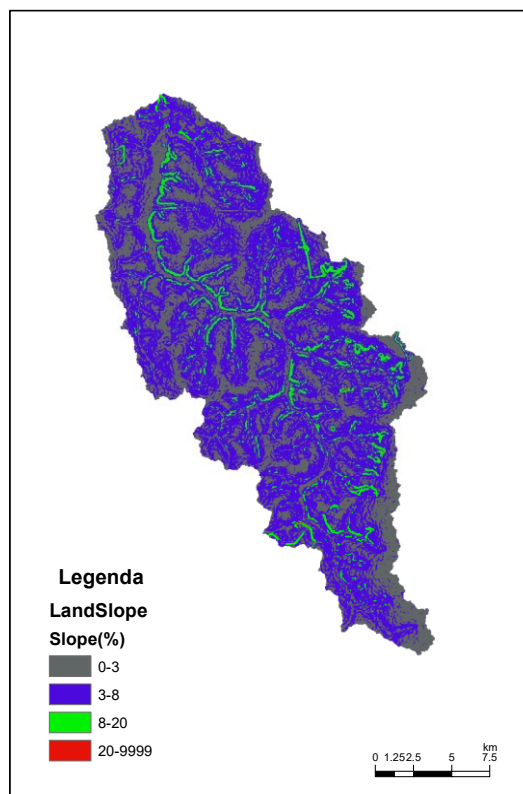


Fonte: Autor (2017)

A partir do modelo digital de elevação, a interface ArcSWAT gera a hidrografia da bacia, faz a delimitação das sub-bacias e posteriormente estas informações são usadas para gerar o mapa de declividade, de acordo com as classes de declividade escolhidas.

Para o delineamento da bacia hidrográfica do Ribeirão Bom Jardim, carrega-se o mapa de MDE para a interface e definiram-se quatro classes de declividade de acordo com a inclinação presente no terreno, que é predominantemente plano e suave ondulado, sendo elas: 0-3%, 3-8%, 8-20% e < 20%. Assim, a partir do MDE e das classes inseridas, gerou-se um mapa de declividade do terreno (Figura 7).

Figura 7 - Mapa de declividade do terreno



Fonte: Autor (2017)

A classificação com as fases do relevo adotada foi baseada em estudo feito por Brito (2002) e pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 - Classes de declividade adotadas

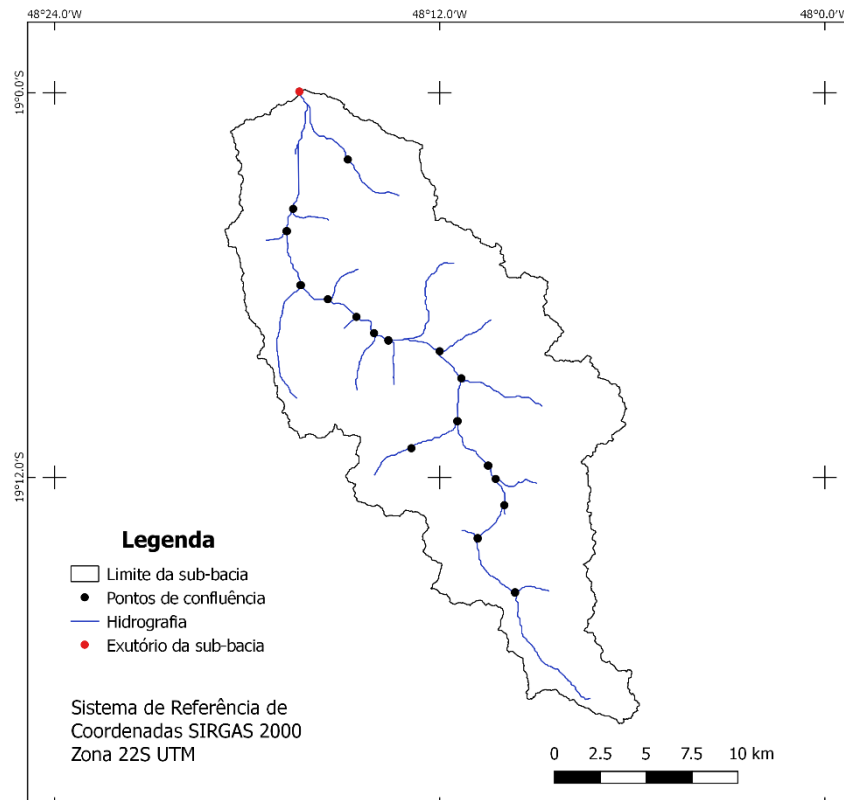
Fases do Relevo	Intervalos de Declividade em %	Área Ocupada	
		km ²	%
Plano	0 a 3	169.88	42.63
Suave ondulado	3 a 8	185.68	46.59
Ondulado	8 a 20	42.27	10.6
Forte ondulado	> 20	0.71	0.18
Total		398.54	100

Fonte: Brito (2002)

Para a divisão das sub-bacias, o modelo adiciona automaticamente os pontos de confluência de cursos de água, que delimitam as sub-bacias criadas a partir do MDE e da malha hidrográfica. Alguns pontos de confluência são criados pelo modelo, a partir da hidrografia e também podem-se adicionar manualmente alguns pontos, a fim de delinear

com mais detalhes a hidrografia (Figura 8). Selecionou-se, como ponto de exutório, o ponto mais baixo da sub-bacia, à jusante do reservatório Bom Jardim, o que pode ser observado na Figura 8.

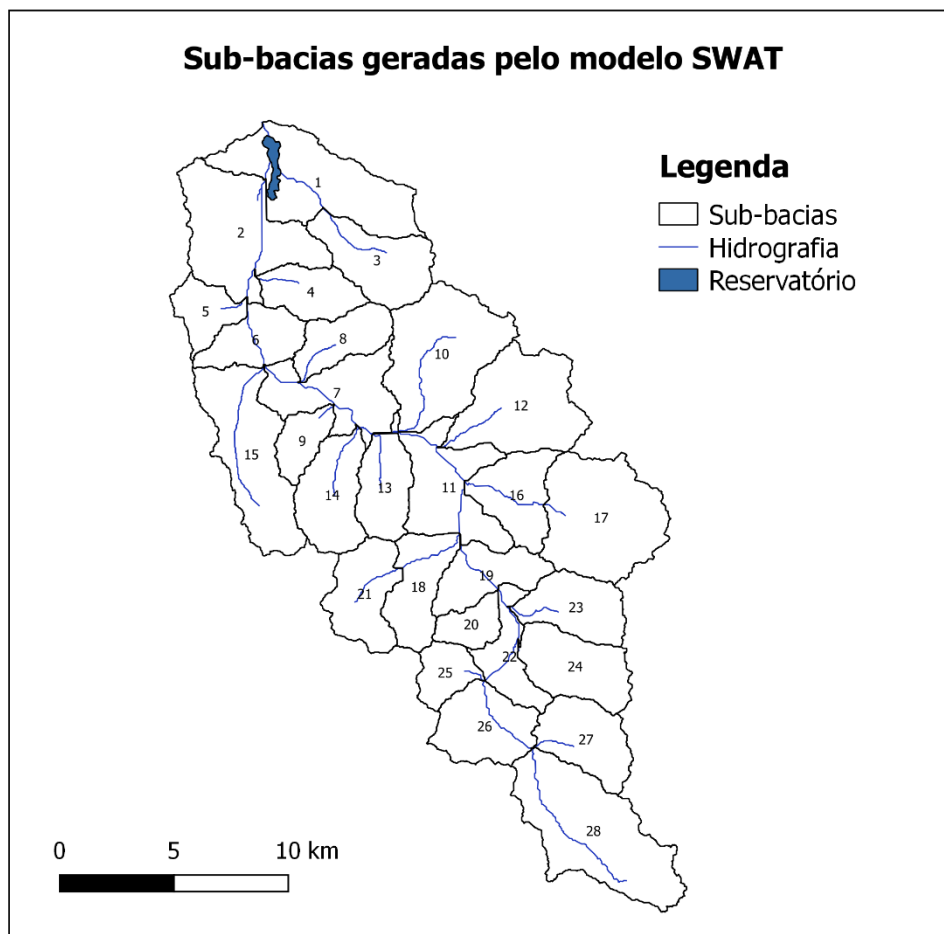
Figura 8 - Pontos de confluência



Fonte: Autor (2017)

Com esta metodologia, foram definidas 28 sub-bacias, conforme as informações características da área e da hidrografia gerada, sendo que o reservatório ficou totalmente inserido na sub-bacia 1, como pode-se ver na Figura 9. Desta maneira, definiu-se que a produção de sedimentos que chega ao reservatório é igual à produção de sedimentos acumulada que chegou à sub-bacia 1.

Figura 9 - Sub-bacias do Ribeirão Bom Jardim



Fonte: Autor (2017)

Para propósitos de modelagem, uma bacia hidrográfica pode ser dividida em diversas sub-bacias. O uso de sub-bacias em uma simulação é particularmente benéfico quando diferentes áreas da bacia hidrográfica são dominadas por usos de solos com propriedades diferentes o suficiente para impactar a hidrologia. Ao se dividir a bacia hidrográfica em sub-bacias, o usuário é capaz de consultar diferentes áreas da bacia hidrográfica com outra visão espacial.

A Tabela 2 mostra a relação das 28 sub-bacias com suas respectivas áreas ocupadas. Optou-se nesta dissertação, por tratar as subdivisões da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim pela denominação de sub-bacia também, devido ao software utilizado (SWAT) denominar essas divisões por sub-bacias. Desta forma, tem-se a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim, dividida em sub-bacias menores, como pode ser visualizado na Figura 9.

Tabela 2 - Área das sub-bacias

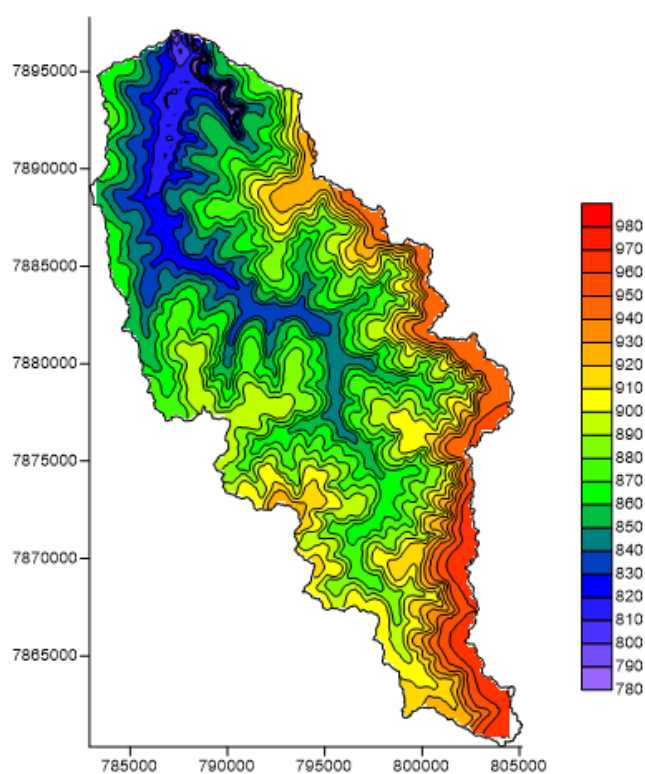
Sub-bacia	Área Ocupada	
	km ²	%
1	25,12	6,32
2	24,33	6,12
3	14,16	3,56
4	9,03	2,27
5	6,68	1,68
6	9,64	2,43
7	15,71	3,95
8	8,89	2,24
9	5,68	1,43
10	25,04	6,30
11	17,13	4,31
12	21,41	5,39
13	9,89	2,49
14	13,15	3,31
15	22,46	5,65
16	11,69	2,94
17	25,38	6,39
18	11,19	2,82
19	10,19	2,56
20	5,02	1,26
21	12,26	3,08
22	8,26	2,08
23	11,50	2,89
24	13,53	3,40
25	5,99	1,51
26	13,01	3,27
27	12,23	3,08
28	28,80	7,25
Total	397,35	100,00

Além do MDE, fez-se o mapa topográfico (Figura 10) do Reservatório Bom Jardim por meio da extração de pontos de base cartográfica composta por oito cartas topográficas (Tabela 3) digitalizadas, na escala 1:25.000, que juntas abrangem a área do reservatório em questão.

Tabela 3 - Caracterização de Cartas Topográficas

Nome da Carta	Escala	Especificação	Ano
Córrego da Fortaleza	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-2-SE	1983
Córrego do Barbosa	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-1-NE	1983
Córrego Formiga	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-4-NO	1983
Córrego da Harmonia	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-2-SO	1983
Estação Buriti	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-4-NE	1983
Granja Planalto	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-2-NO	1983
Ribeirão Água Limpa	1:25000	Folha SE.22-Z-D-III-1-SE	1983
Uberlândia	1:25000	Folha SE.22-Z-B-VI-3-SE	1983

Figura 10 - Curvas de nível da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim

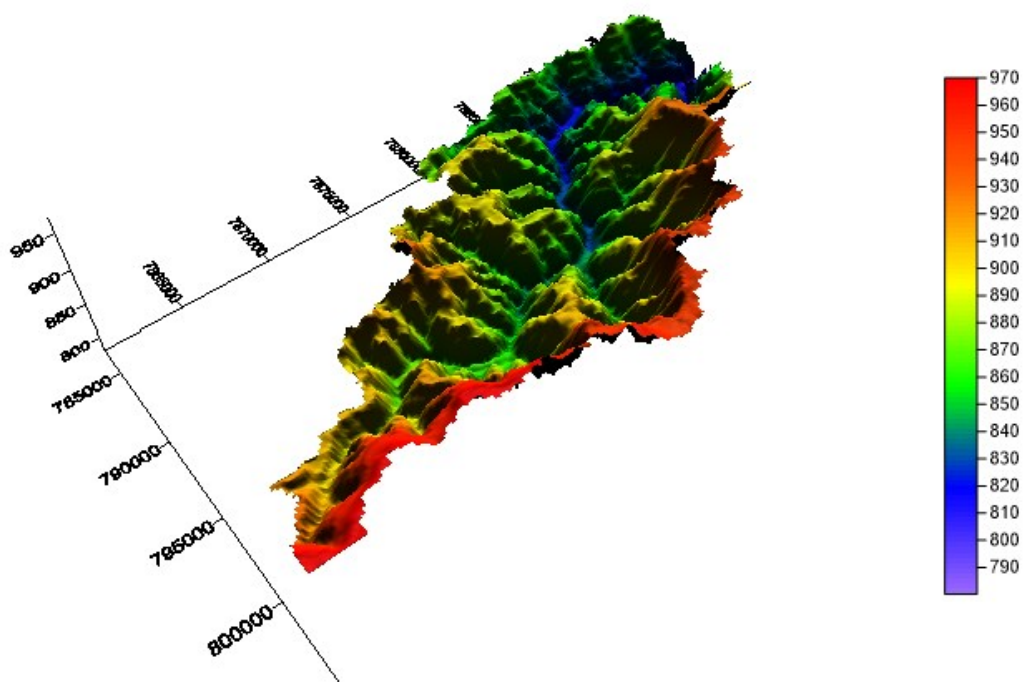


Fonte: Autor (2017)

As cartas topográficas utilizadas são militares, produzidas pelo Ministério do Exército – Departamento de Engenharia e Comunicações (Diretoria de Serviço Geográfico) e foram disponibilizadas pelo Instituto da Geografia da Universidade Federal de Uberlândia. Foi feito o mosaico das cartas no software QGIS e em seguida fez-se o georreferenciamento da imagem para o Datum Sirgas 2000 Zona 22S e a construção das curvas de nível do terreno de forma manual, ou seja, através da digitalização de pontos sobre as curvas apresentadas pela carta topográfica em um software de geoprocessamento. Assim construiu-se o mapa contendo as curvas de nível que pode ser observado na Figura 10.

A partir da digitalização dos pontos, construiu-se, no software Surfer, um mapa de superfície, que possibilita visualização mais clara acerca do relevo da bacia hidrográfica em estudo. O mapa de superfície da bacia contribuinte ao reservatório pode ser observado na Figura 11, a qual representa as cotas altimétricas em metros em sua escala.

Figura 11 - Representação do relevo da bacia do Ribeirão Bom Jardim a partir de mapa de superfície.



Fonte: Autor (2017)

3.3.2 Mapa Pedológico

O mapa de tipo de solos na região do Ribeirão Bom Jardim foi vetorizado no *software* ArcView na escala de 1:100.000, com base em levantamento realizado por Brito (2002), no qual a área da bacia apresenta basicamente dois tipos de solo: Latossolo e Neossolo, que são subdivididos em classificações mais específicas de acordo com as respectivas características (Tabela 4).

Tabela 4 - Descrição dos tipos de solo da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim

Nomenclatura e Descrição das Classes de Solo		Área	
		km ²	%
EMBRAPA (1999)			
LVAd	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico, A moderado com textura muito argilosa a argilosa, fase cerrado tropical subcaducifólio, relevo plano e suave ondulado	39,457	9,930
LVAw	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Ácrico, A moderado, textura média, fase cerradão tropical subcaducifólio, relevo plano	197,169	49,621
LVw	LATOSSOLO VERMELHO Ácrico, A moderado, textura muito argilosa a argilosa, fase cerrado tropical subcaducifólio, relevo plano e suave ondulado	53,157	13,378
LVd	LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, A moderado, textura média, cerradão tropical subcaducifólio, relevo plano e suave ondulado	21,699	5,461
RYbd	NEOSSOLO FLÚVICO Tb Distrófico, A moderado, textura argilosa/média, fase floresta tropical subcaducifólia de várzea relevo plano	85,867	21,610
Total		397,35	100

Foi inserido, no modelo, um mapa que representa os diferentes tipos de solo presentes na sub-bacia. Para que o mesmo fosse carregado dentro do modelo, foi necessário fazer a correlação dos solos com as informações do modelo, contudo, não existem solos brasileiros no banco de dados do *software* para associar com as informações contidas no mapa. Portanto, foi necessário acrescentá-los previamente ao modelo.

O banco de dados de solo requer diversas características físico-hídricas de cada classe de solo, como os grupos de saturação, a profundidade de raiz, porosidade, profundidade da camada, densidade aparente, água disponível nos solos, condutividade hidráulica saturada, erodibilidade, albedo, carbono orgânico e porcentagem de argila, silte e areia. Embora não se tivesse tais dados a respeito dos solos encontrados na sub-bacia, tinham-se dados básicos, resultantes de estudo feito por Brito (2002) nesta mesma região (Anexo I).

Nesse âmbito, utilizou-se uma macro específica para o SWAT, chamada de arquivo de pedotransferência, na geração de dados do solo utilizando-se características básicas sobre o solo (Anexo I), a partir das quais foram geradas todas as características exigidas pelo modelo (Tabela 5).

Tabela 5 - Dados gerados pela função da pedotransferência

Parâmetros	Tipos de Solos				
	LVAw	LVAd	LVw	LVd	RYbd
NLAYERS	2	2	2	2	2
HYDGRP	A	B	A	B	C
SOL_ZMX	620	700	720	600	600
ANION_EXCL	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
SOL_CRK	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
TEXTURE	C	SCL	C	SCL	LS
SOL_Z1	270	360	230	300	350
SOL_BD1	1,300575705	1,608727443	1,285199476	1,608540959	1,554997744
SOL_AWC1	0,110408647	0,068969423	0,11091698	0,069416973	0,050588352
SOL_K1	0,023476451	15,90380306	0,019132256	14,1787547	73,18269883
SOL_CBN1	1,81	0,7	1,58	0,74	0,76
CLAY1	64,4	21,75	65,6	22,8	8
SILT1	6	4,06	5,4	3	7
SAND1	29,6	74,19	29	74,2	85
ROCK1	0	0	0	0	0
SOL_ALB1	0,172716178	0,370676478	0,202327901	0,360614549	0,355686475
USLE_K1	0,07410192	0,099941039	0,073921969	0,090808821	0,09485171
SOL_EC1	1	1	1	1	1
SOL_Z2	620	700	720	600	600
SOL_BD2	1,261921754	1,615314507	1,240542435	1,60281917	1,579270866
SOL_AWC2	0,110685669	0,073479161	0,111695341	0,080641196	0,052779637
SOL_K2	0,011200807	10,57240137	0,023893609	7,271225154	49,05015095
SOL_CBN2	1,37	0,51	1,07	0,65	0,76
CLAY2	67,8	24,87	68,2	27,6	12
SILT2	4	3,38	5,2	4	5
SAND2	28,2	71,75	26,6	68,4	83
ROCK2	0	0	0	0	0
SOL_ALB2	0,233777464	0,422440942	0,287369733	0,383649607	0,355686475
USLE_K2	0,07045626	0,097248072	0,082029198	0,101067334	0,09033815

A Tabela 6 correlaciona os parâmetros gerados pela função de pedotransferência com as suas respectivas definições. Esta função gera valores a respeito de muitos fatores que não

são reais, são simulados, portanto, são geradas incertezas a respeito deste banco de dados sobre os solos.

Tabela 6 - Parâmetros relativos aos tipos de solo exigidos pelo SWAT

Nome da variável	Definição
TITLE/TEXT	Comentários do usuário
SNAM	Nome do solo
NLAYERS	Número de Camadas do Perfil
HYDGRP	Grupo hidrológico do solo (A, B, C ou D)
SOL_ZMX	Máxima profundidade da raiz no perfil do solo (mm)
ANION_EXCL	Fração da porosidade (espaço vazio) a partir do qual são excluídos aniões
SOL_CRK	Volume de fissura potencial ou máximo do perfil do solo, expresso em uma fração do volume total do solo
TEXTURE	Textura do solo
SOL_Z (layer #)	Profundidade da superfície do solo ao fundo da camada (mm)
SOL_BD (layer #)	Densidade úmida aparente (mg/m ³ ou g/cm ³)
SOL_AWC (layer #)	Capacidade de água disponível da camada do solo
SOL_K (layer #)	Condutividade hidráulica saturada (mm/hr)
SOL_CBN (layer #)	Teor de carbono orgânico (% peso do solo)
CLAY (layer #)	Teor de Argila (% peso do solo)
SILT (layer #)	Teor de Silte (% peso do solo)
SAND (layer #)	Teor de Areia (% peso do solo)
ROCK (layer #)	Teor de cascalho (% peso do solo)
SOL_ALB (top layer)	Albedo do solo
USLE_K (top layer)	Fator K da equação de erodibilidade do solo USLE
SOL_EC (layer #)	Condutividade elétrica (dS/m)

Fonte: NEITSCH, et al. (2011)

De acordo com a classificação feita no manual do SWAT, o modelo considera quatro classes de Grupo Hidrológico, sendo elas:

A: Solos com altas taxas de infiltração mesmo quando completamente molhados, compostos principalmente de areias ou cascalho que estão profundos e bem a excessivamente drenados. Estes solos têm uma alta taxa de transmissão de água (baixo potencial de escoamento).

B: Solos com taxas de infiltração moderadas quando molhado completamente, principalmente moderadamente profundo a profundo, moderadamente bem a bem drenado,

com texturas moderadamente finas a moderadamente grosseiras. Estes solos têm uma taxa moderada de transmissão de água.

C: Solos com taxas de infiltração lentas quando completamente molhados, principalmente com uma camada que impede o movimento descendente de água ou de textura moderadamente fina a fina e uma taxa de infiltração lenta. Estes solos têm uma taxa lenta de transmissão de água (alto potencial de escoamento).

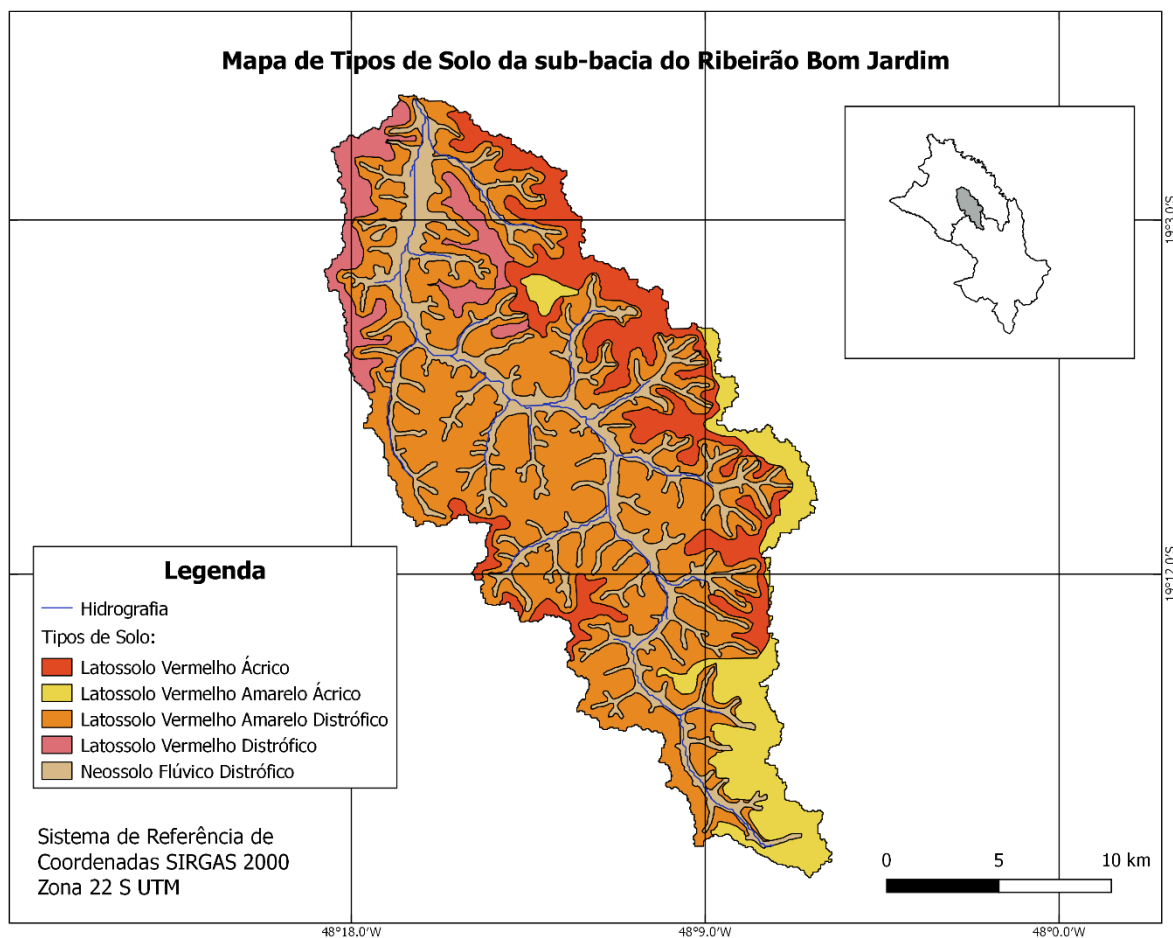
D: Solos com taxas de infiltração muito lentas quando molhados completamente, principalmente solos de argila com alto potencial de inchaço; solos com um lençol freático permanente alto; solos com uma “panela” de argila ou camada de argila perto da superfície ou na superfície; e solos rasos sobre materiais quase impermeáveis. Esses solos têm uma taxa muito lenta de transmissão de água.

Com os dados de pedotransferência gerados, os mesmos foram inseridos no arquivo SWAT.mdb e ficam disponíveis para seleção, como ilustra a Figura 12.

Figura 12 - Inserção dos dados sobre tipos de solo no modelo

A partir dos novos tipos de solo inseridos, o modelo permite correlacionar os solos brasileiros com os dados do mapa pedológico (Figura 13), que podem ser usados em futuras simulações.

Figura 13 - Tipo de Solo – Sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim



Fonte: Autor (2017)

3.3.3 Mapa de Uso e Ocupação do Solo

De acordo com Resende (2011), a bacia em estudo era recoberta originalmente pela vegetação de Cerrado, desde a década de 1970 iniciou-se o desmatamento da área, devido ao grande potencial de ser pioneira na expansão do agronegócio no Bioma Cerrado. Atualmente, o reservatório Bom Jardim, é circundado por extensas áreas agrícolas, entrecruzadas por redes de estradas vicinais que podem constituir-se em caminhos preferenciais para sedimentos e demais substâncias transportadas pelo escoamento superficial.

Desta forma, de acordo com as atividades predominantes, classificou-se o uso do solo na região em cinco classes, sendo elas: Agricultura, Pastagem, Campos hidromórficos, Água e Floresta. As áreas denominadas por “Agricultura” representam as culturas mais comuns da

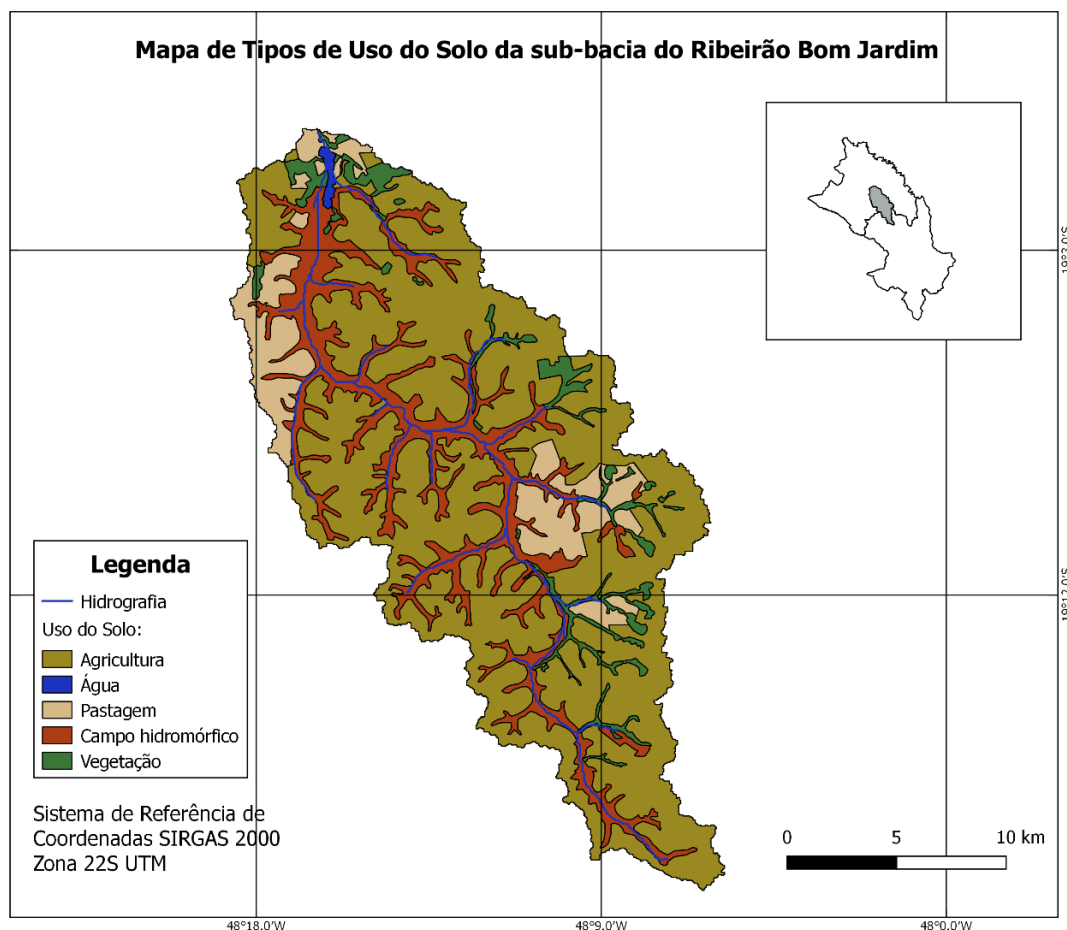
região de Uberlândia e Uberaba. A “Pastagem” representa as áreas com pasto destinadas a alimentação de gado, que geralmente é caracterizada por solo mais compactado e consequentemente com pouca infiltração de água. As áreas designadas como “Campos hidromórficos” são as áreas localizadas no entorno de cursos de água, com solos mais úmidos e presença de mata ciliar em sua maioria. O tipo de solo “Floresta” caracteriza-se por florestas esparsas, áreas com reflorestamento ou vegetação nativa. O que é classificado como “Água”, são todas as áreas nas quais há presença de cursos de água e onde se localiza o reservatório do Ribeirão Bom Jardim. A Tabela 7 demonstra todos os usos do solo descritos anteriormente e suas respectivas áreas ocupadas.

Tabela 7 - Tipos de uso do solo

Manejo do solo	Área Ocupada	
	km ²	%
Agricultura	255,64	64,336
Campos hidromórficos	79,98	20,127
Pastagem	39,96	10,057
Vegetação	20,56	5,174
Água	1,22	0,306
Total	397,3536	100

Para a elaboração do mapa de tipo de uso do solo (Figura 14), foi utilizado o Sistema de Informações Geográficas QGIS 2.18, de licença livre e distribuído pela internet e as imagens do satélite ResourceSat II, do mês de setembro de 2015, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), na página <satélite.cptec.inpe.br> na internet.

Figura 14 - Uso e Ocupação do Solo – Ribeirão Bom Jardim



Fonte: Autor (2017)

As imagens foram georreferenciadas pelo Datum SIRGAS 2000 Zona 22S e classificadas de acordo com os usos propostos. Para a inserção dos dados de uso do solo no modelo, foi preciso associar o tipo de manejo presente na área à uma classe do banco de dados do SWAT, que mais se aproximasse do real, desta forma, foram utilizadas as seguintes classes (Tabela 8):

Tabela 8 - Classes de uso do solo associadas às classes propostas pelo modelo

Classes de uso do solo na sub-bacia	Classes de Uso do Solo no banco de dados do SWAT	
	Sigla	Descrição
Agricultura	AGRL	Agricultura Land-Generic
Campos hidromórficos	RNGE	Range-Grasses
Pastagem	PAST	Pasture
Vegetação	FRST	Forest-Mixed
Água	WATR	Water

De acordo com o IBGE (2015) as culturas com maiores áreas presentes na região de Uberlândia e Uberaba são: soja, milho e cana-de-açúcar. Então, dividiu-se a área de agricultura entre estas três culturas, utilizando-se a proporção real, disponível pelos dados do IBGE, conforme pode ser observado na Tabela 9. Neste sentido, os valores adotados foram: 52% de soja, 25,5% de milho e 22,5% cana-de-açúcar.

Tabela 9 - Dados do IBGE sobre as culturas mais comuns

Dados	Uberlândia			Uberaba		
	Grãos			Grãos		
	Milho	Soja	Cana-de-açúcar	Milho	Soja	Cana-de-açúcar
Área plantada (ha)	23000	53000	8534	51000	86000	73720
Área colhida (ha)	23000	52500	8534	51000	86000	73720
Rendimento médio (kg/ha)	6913	2726	80000	6064	2100	85000

Fonte: Produção Agrícola - Lavoura Temporária, IBGE (2015)

O modelo SWAT apresenta a opção de inserção de parâmetros agrícolas para cada cultura de acordo com o padrão americano, porém estes podem ser alterados, conforme a realidade da região e da cultura simulada. No campo de edições, é possível fazer mudanças na gestão das culturas, modificando variados parâmetros, como o calendário agrícola por exemplo, que leva em consideração a data de plantação, de colheita, de adição de fertilizantes, se já existia vegetação no local, entre outros. Tais edições podem ser aplicadas para todas as sub-bacias ou para áreas específicas.

O calendário agrícola inserido no modelo é um elemento fundamental para a distribuição das rotinas empregadas durante o ciclo das culturas. As datas inseridas foram baseadas em dados disponíveis pela EMBRAPA (2010), que sugere as melhores épocas para plantio e colheita de acordo com os períodos chuvosos, e em dados disponibilizados por agrônomos que trabalham na região da sub-bacia com as culturas definidas na pesquisa, conforme pode ser observado na Tabela 10.

Tabela 10 - Datas das operações inseridas no modelo

Cultura	Atividade Agrícola	Data da operação		
		Plantio	Aplicação de fertilizante	Colheita
Milho	Safra	Outubro	Outubro	Fevereiro
	Safrinha	Março	Março	Agosto
Soja	Safra	Outubro	Outubro	Fevereiro
	Safrinha	Março	Março	Agosto
Cana-de-açúcar	Ano 1	Janeiro	Janeiro	Dezembro
	Ano 2, 3, 4, 5 e 6	-	Dezembro*	Dezembro

* a aplicação do fertilizante é feita após a colheita

A produção agrícola ocorre ao longo de um ano denominado ano agrícola, que é definido pelas condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento de uma determinada cultura que se deseja plantar. De acordo com o calendário agrícola disponibilizado pela EMBRAPA (2010), a época ideal de plantio de soja e milho no Cerrado brasileiro inicia-se com as primeiras chuvas, que em Minas Gerais ocorrem geralmente na segunda quinzena de outubro. Desta maneira, usualmente programa-se o plantio para esta época.

A produção de milho e soja no Brasil é caracterizada pelo plantio em duas épocas: primeira safra (ou safra de verão) e segunda safra (ou safrinha). Os plantios de verão são realizados em todos os estados, na época tradicional, durante o período chuvoso, que ocorre nos meses de outubro/novembro em Minas Gerais. Quando a cultura é semeada em outubro, possibilita a realização da “safrinha”, uma vez que atinge o ponto de colheita com aproximadamente, 124 dias no estado citado. Desta forma, optou-se por inserir no modelo duas datas de plantio, sendo uma de safra e outra de safrinha.

A safrinha refere-se ao milho ou a soja, plantados extemporaneamente, geralmente de janeiro a março ou até, no máximo, meados de abril. Tem-se verificado, nos últimos anos, decréscimo nas áreas plantadas da primeira safra, mas compensado pelo aumento do plantio no período da safrinha e no aumento do rendimento de grãos das lavouras de milho, tanto na primeira safra quanto na safrinha. Apesar das condições desfavoráveis de clima, os sistemas de produção da safrinha têm sido aprimorados e adaptados a essas condições, o que tem contribuído para elevar os rendimentos das lavouras nessa época (PEREIRA FILHO, 2015).

Tanto os grãos quanto a cana-de-açúcar devem ser plantados em solo com características favoráveis para o desenvolvimento da planta, para isso, foi adicionado como fertilizante no modelo, o adubo mineral NPK (Nitrogênio, Fósforo e Potássio) e o MAP (Mono-Amonio-Fosfato), em quantidades comumente utilizados para as culturas da região.

As quantidades e concentrações de aplicação dos adubos foi feita de acordo com informações obtidas com agrônomos que trabalham em fazendas da região da sub-bacia (Tabela 11).

Tanto a soja quanto o milho são grãos plantados, colhidos e mortos aos final de cada safra, então é adicionado o fertilizante a cada plantio. A cana-de-açúcar depois de plantada rende vários anos de colheita, ou seja, ao final de cada ano é colhida o produto, mas deixam-se as soqueiras, que em seguida rebrotam e dão origem a novas plantas. Desta forma, o plantio da cana-de-açúcar é feito tão somente quando a safra deixa de ser eficiente ou por alguma degradação ou ataque de pragas, por exemplo. Na inserção de dados no modelo, utilizou-se o intervalo de 6 anos entre os plantios deste produto, número que representa a média na região.

De tal modo, junto com o plantio da cana-de-açúcar, é feita a fertilização base, que prepara o solo por meio da adubação com o fertilizante NPK e com o MAP. Além disso, é feita outra fertilização todos os anos, após o corte, na qual é adicionado apenas o NPK em concentração menor do que a utilizada no plantio, como pode ser visto na Tabela 11.

Tabela 11 - Fertilizantes utilizados para as diferentes culturas

Cultura	Frequência	NPK		MAP
		Proporção	Quantidade (kg/ha)	Quantidade (kg/ha)
Milho	Todos os anos	10-25-00	400	-
Soja	Todos os anos	05-25-00	220	-
Cana de açúcar	Ano 1	10-00-40	400	55
	Ano 2, 3, 4, 5 e 6	18-04-24	675	-

3.3.4 Unidade de Resposta Hidrológica (HRU's)

Para gerar as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's), carregam-se os mapas de uso do solo e tipo de solo na interface ArcSWAT, que são sobrepostos juntamente com as classes de declividade definidas a partir do MDE.

O ArcSWAT permite ao usuário, adotar o nível de sensibilidade, que é um número de porcentagem mínima para que se crie uma HRU. Com este critério, ao sobrepor os três mapas (tipo de solo, uso do solo e declividade), são criadas HRU's apenas quando a área for maior que o nível de sensibilidade adotado. Tomou-se nível de sensibilidade de 0%, para que fossem criadas o máximo de HRU's, mesmo que com pequenas diferenças entre si, visto

que alguns dos cenários propostos nas simulações que serão explicadas mais a frente, definem pequenas mudanças de uso do solo, e que devem estar contidas nas HRU's.

Selecionaram-se, como exceção, todas as regiões ocupadas pelo uso do solo “água”, ou seja, estes locais não foram incluídos na criação de HRU's como um tipo de uso do solo diferente, permaneceram conservados como uma classe. As HRU's criadas demonstram a distribuição das características de uso do solo, tipo de solo e MDE.

3.3.5 Parâmetros Climáticos

O modelo SWAT possui um banco de dados climáticos interno, porém, este dispõe somente de informações características dos Estados Unidos. Portanto, para a área em estudo, fez-se necessário inserir dados climáticos diários para sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Bom Jardim. Contudo, a sub-bacia não contém estações meteorológicas, então optou-se pela seleção das estações meteorológicas convencionais das cidades nas quais a sub-bacia está inserida: Uberlândia e Uberaba.

O modelo requer dados diários de precipitação (mm), temperatura máxima e mínima do ar (°C), radiação solar incidente ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), velocidade do vento (m.s^{-1}), e umidade relativa do ar (%).

A série histórica dos dados da estação meteorológica de Uberlândia foi cedida pelo Laboratório de Climatologia e Recursos Hídricos, pertencente ao Instituto de Geografia, da Universidade Federal de Uberlândia, que disponibiliza dados de precipitação, insolação, temperatura, vento e umidade relativa. Os dados da estação meteorológica de Uberaba foram conseguidos no banco de dados do INMET.

As informações sobre insolação disponibilizados pelo INMET não são aceitas pelo modelo, que requer a radiação solar, portanto, é necessário fazer a transformação, por meio das seguintes equações 1 (Radiação Solar), 2 (Radiação Solar Extraterrestre) e 3 (Duração do dia):

$$R_s = R_a * \left(a_s + b_s * \frac{I}{N} \right) \quad (1)$$

Onde:

R_s = radiação solar ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)

R_a = radiação solar extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)

a_s , e b_s = 0,25 e 0,50, consecutivamente

I = insolação (horas)

N = duração do dia (horas)

$$R_a = \frac{24 \cdot 60}{\pi} * G_{sc} * d_r * (\omega_s * \sin(\varphi) * \sin(\delta) + \cos(\varphi) * \cos(\delta) * \sin(\omega_s)) \quad (2)$$

Onde:

G_{sc} = constante solar (0,0820)

d_r = distância relativa inversa Terra/Sol (km)

ω_s = ângulo da hora do pôr do sol ($^\circ$)

φ = latitude ($^\circ$)

δ = declinação solar ($^\circ$)

$$N = \frac{24}{\pi} * \omega_s \quad (3)$$

Onde:

$\pi = 3.14159265359$

Para que a caracterização das médias climáticas fosse representativa, optou-se pelo uso de uma série histórica de 36 anos: 1981 a 2015, período que possuía o maior número de dados contínuos nas séries históricas comuns às duas estações. Por mais que o período escolhido tenha sido o de maior número de dados contínuos, ainda foram encontradas falhas, que não são aceitas pelo modelo. Então, para que estas fossem preenchidas, foi usado o

Gerador Climático WXGEN (Weather Generator), um modelo gerador do estado atmosférico desenvolvida por Sharpley & Williams (1990), que utiliza dados médios para gerar dados climatológicos diários e pode preencher falhas de dados.

O WXGEN gera a precipitação para o dia, assim, a distribuição da chuva nesse mesmo dia é computada após a quantidade total de chuva do dia ter sido apurada. A temperatura máxima e mínima, radiação solar e umidade relativa são geradas posteriormente, baseando-se na presença ou não de chuva no dia. A velocidade do vento é gerada de forma independente pelo gerador.

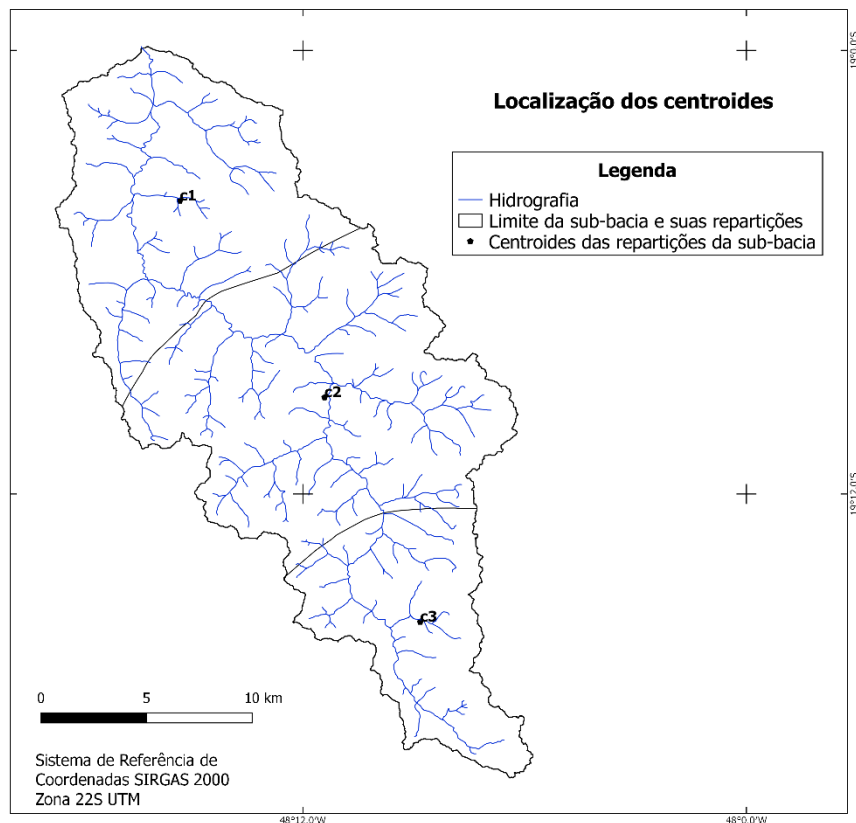
Para a utilização do gerador climático, foi preciso inserir as séries dos dados climatológicos, a localização das estações meteorológicas de Uberlândia e Uberaba e suas respectivas altitudes (Tabela 12), obtendo-se séries históricas completas de 36 anos das duas estações. Estes dados foram inseridos diretamente no banco de dados, no SWAT 2009.mdb, que ficam disponíveis para os projetos futuros.

Tabela 12 - Dados de localização das estações meteorológicas

Estação	Latitude (°)	Longitude (°)	Elevação (m)
Uberlândia	-18,92	-48,25	875
Uberaba	-19,73	-47,95	737

Além dos dados de precipitação obtidos nas duas estações meteorológicas citadas anteriormente, optou-se por adicionar ao modelo outras três estações pluviométricas fictícias, para se obter maior representatividade das chuvas locais dentro da bacia. Como a área que engloba a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim não contém estações pluviométricas, foi necessário fazer a regionalização das precipitações das estações pluviométricas localizadas ao redor da área de estudo a fim de se obter dados pluviométricos representativos. Para isso, dividiu-se a área de estudo em três partes, por meio do cálculo do comprimento axial da mesma e obteve-se um centróide para cada uma das áreas (Figura 15).

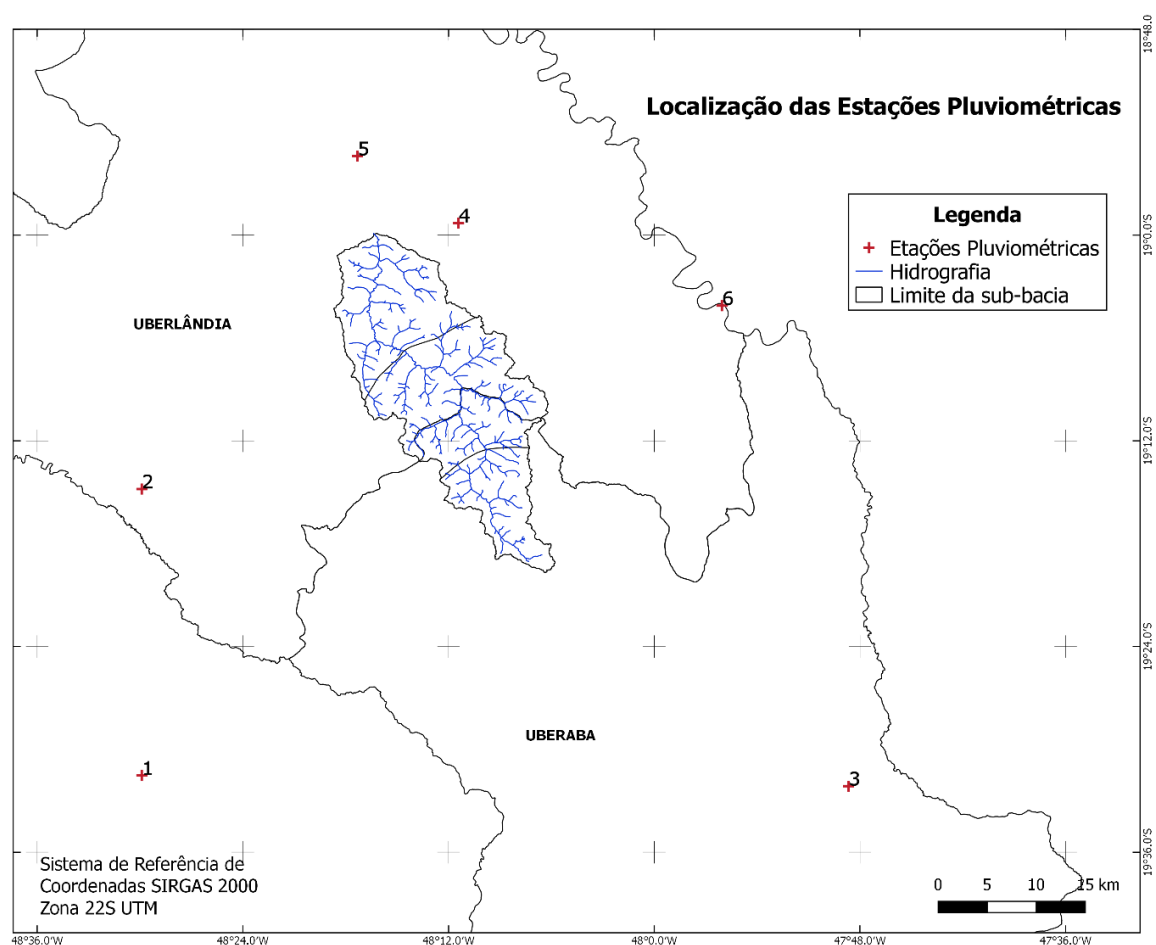
Figura 15 - Centroides criados para a sub-bacia



Fonte: Autor (2017)

Em seguida, selecionaram-se as 6 estações pluviométricas reais com dados mais consistentes e mais próximas da sub-bacia, calculou-se a distância destas aos três centróides e fez-se a interpolação dos dados, para se obter dados de três estações pluviométricas fictícias, cada uma localizada em um centróide da sub-bacia. Estas estações foram denominadas P1, P2 e P3, conforme a Figura 16.

Figura 16 - Localização das estações pluviométricas



Fonte: Autor (2017)

Então, foi inserido ao modelo, uma série histórica de 36 anos, com todos os dados de precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar incidente, velocidade do vento, e umidade relativa do ar das estações de Uberlândia e Uberaba. Além disso, foram inseridos dados de precipitação de 36 anos de mais três locais: P1, P2 e P3. Entretanto, adicionou-se o NYSKIP, que é o período de aquecimento do modelo, ou seja, um número de anos para os quais não serão gerados resultados. Para as simulações realizadas na bacia, utilizou-se o período de três anos antecedendo o primeiro ano avaliado.

O uso do NYSKIP visou o aquecimento (estabilidade) do modelo durante seus processos iterativos para a obtenção dos resultados. Sabe-se que, no instante inicial, o sistema representado pelo modelo não é totalmente conhecido, entretanto, essas incertezas nas condições iniciais podem ser minimizadas utilizando um período de aquecimento do modelo que permita reduzir os eventuais erros existentes nas condições iniciais (WAGENER et al., 2003).

3.4 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

O modelo de hidrologia prevê estimativas de volume de escoamento e taxa de escoamento máximo que, com a área da sub-bacia, são usadas para calcular a variável de energia erosiva de escoamento por meio da Equação Universal Modificada de Perdas de Solo (MUSLE) (Williams, 1975) que é dada por (Equação 4):

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (4)$$

Na qual:

sed = produção de sedimento em um determinado dia (toneladas métricas)

Q_{surf} = volume do escoamento superficial (mm/ha)

q_{peak} = índice máximo de escoamento (m³/s)

$area_{hru}$ = área de HRU (ha)

K_{USLE} = fator de erodibilidade do solo USLE (0.013 tonelada métricas m²hr/(m³ - toneladas métricas cm)),

C_{USLE} = fator de cobertura e gestão USLE

P_{USLE} = fator de prática de apoio USLE

LS_{USLE} = fator topográfico USLE

$CFRG$ = fator de fragmento bruto

Assim, a erosão causada pela chuva e pelo escoamento é computada pela Equação Universal Modificada de Perdas de Solo (MUSLE) (Williams, 1975).

Após a inserção dos dados de entrada no modelo, são gerados os resultados sobre a produção de sedimento para cada cenário imposto. Nestas circunstâncias, foi possível observar resultados dos cenários mais extremos e os mais conservacionistas.

Optou-se por inserir diferentes cenários de uso e ocupação do solo no modelo, variando os cenários. A primeira simulação representa o cenário real, tanto na Tabela 13 quanto na Tabela 14, com as culturas milho, soja e cana-de-açúcar nas proporções reais em Uberlândia e Uberaba de acordo com o IGBE (2015), enquanto que nas simulações

posteriores, fez-se alterações na área de Agricultura (Tabela 13), substituindo diferentes porcentagens de áreas de Agricultura por Floresta e nas simulações da Tabela 14, fez-se a substituição de porcentagens de áreas de Pastagem por Floresta.

Desta forma, pôde-se estimar o quanto cada uso do solo influencia na produção de sedimentos que chega ao reservatório.

Tabela 13 - Diferentes cenários de uso do solo com substituição de Agricultura por Floresta

Simulação	% de Agricultura substituída por Floresta
1	0
2	2
3	4
4	6
5	8
6	10
7	15
8	20
9	30
10	40
11	50
12	100

Tabela 14 - Diferentes cenários de uso do solo com substituição de Pastagem por Floresta

Simulação	% de Pastagem substituída por Floresta
1	0
2	2
3	4
4	6
5	8
6	10
7	15
8	20
9	30
10	40
11	50
12	100

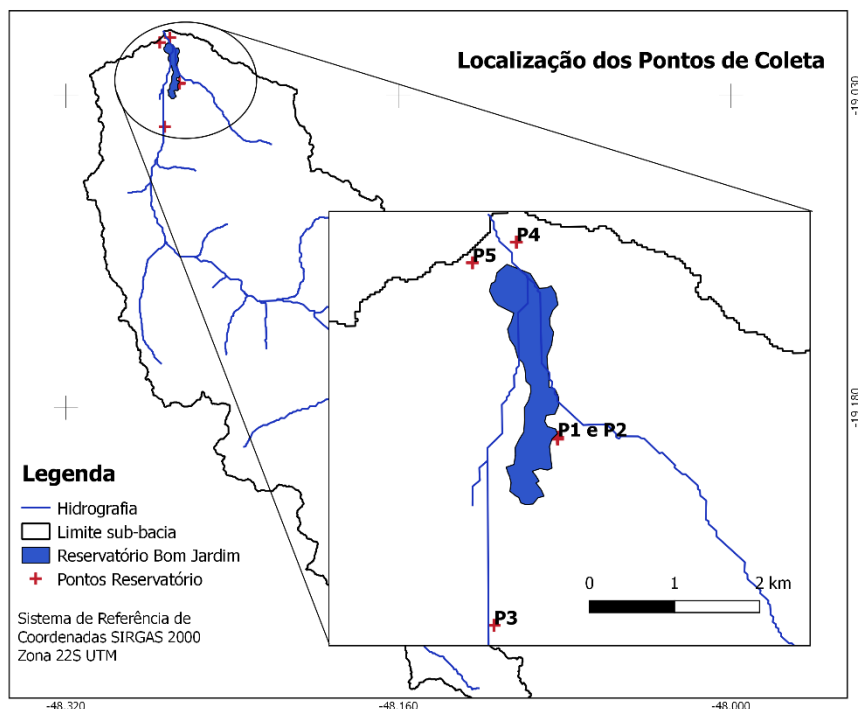
3.5 COLETAS EM CAMPO

Para inicializar os procedimentos de campo, foram definidos 5 pontos ao redor do Reservatório do Ribeirão Bom Jardim (Figura 17): os pontos 1 e 2 estão localizados na extremidade direita do reservatório, o ponto 3 se insere em uma região de um curso de água localizado em uma propriedade particular ao sul do reservatório. O ponto 4 localiza-se perto da queda de água (Cachoeira Bom Jardim) que antecede a chegada da água no rio Uberabinha e o ponto 5 fica no canal de adução que leva a água até a estação de tratamento de água (ETA) do Ribeirão Bom Jardim. Os pontos 1, 2 e 3 estão localizados imediatamente a montante do reservatório.

Numa descrição mais específica, os pontos 1 e 2 correspondem ao canais principais na confluência do córrego da enxada com o reservatório do Bom Jardim, ao passo que o ponto 3 corresponde a uma seção no próprio ribeirão Bom Jardim. As coletas de sedimentos de fundo e as medições de vazão e das concentrações de sólidos suspensos, nestes três pontos, têm a função de levantar, respectivamente, a granulometria dos depósitos de fundo e as cargas de sedimentos em suspensão afluentes ao reservatório. Os pontos 4 e 5 localizam-se imediatamente a jusante do reservatório, sendo que neles foram levantadas as vazões e concentrações de sólidos suspensos, com o propósito de se conhecer as cargas de sedimentos efluentes ao reservatório.

É importante frisar que estas coletas de campo fazem parte de um programa de campanhas sistemáticas que extrapolam o escopo do presente trabalho. No âmbito desta pesquisa, sua função é apenas de comparação das ordens de grandeza das cargas de sedimentos afluentes, calculadas pelo modelo SWAT e daquelas levantadas por medições *in loco*. Devido ao reduzido número de visitas a campo que foram realizadas, não foi possível obter quantidade de dados necessários para fazer a validação e calibração do experimento.

Figura 17 - Pontos de Coleta no entorno do Reservatório Bom Jardim



Fonte: Autor (2017)

As coletas foram realizadas nas datas: 22/06/2017, 10/10/17 e 14/11/2017. A localização exata dos pontos segue na Tabela 15:

Tabela 15 - Localização dos pontos de coleta

Ponto	Latitude	Longitude
1	19° 1'26,40"S	48° 15'55,34"W
2	19° 1'26,59"S	48° 15'55,55"W
3	19° 2'41,58"S	48° 16'21,11"W
4	19° 0'07,50"S	48° 16'12,15"W
5	19° 0'15,73"S	48° 16'19,05"W

As coletas das amostras para as análises de materiais sólidos foram executadas conforme metodologia proposta pela Associação Brasileira de Técnicas (ABNT): NBR 9898 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

Foram coletadas amostras em todos os cinco pontos, acondicionadas em garrafas de vidro (Figura 18) e mantidas refrigeradas até a chegada ao laboratório. Além disso, mediu-se a vazão nas seções específicas, utilizando-se o ADCP (nos pontos 3 e 5) ou molinete (no ponto 2), dependendo de condições específicas de cada ponto, como largura e a profundidade

do curso de água. No ponto 1, a vazão foi estimada indiretamente pela técnica de velocimetria por flutuadores. No ponto 4, a vazão foi estimada indiretamente pela medição de profundidades no início de uma pequena queda d'água, utilizando relações hidráulicas correspondentes ao escoamento crítico (número de Froude igual a 1).

Figura 18 - Acondicionamento das amostras coletadas



Fonte: Autor (2017)

A seguir, é feita a caracterização de cada ponto e comentadas as particularidades das medições relacionadas com as peculiaridades do local.

O Ponto 1 está situado em um canal, que permite a passagem de água de um curso de água (um pequeno braço do córrego da Enxada) até o reservatório Bom Jardim, como pode ser visto na

Figura 19.

Figura 19 - Localização do Ponto 1



Fonte: Autor (2017)

A coleta da amostra de água neste ponto foi feita por meio de um coletor (Figura 20), visto que a profundidade da água é pequena, não permitindo o uso do aparelho coletor DH-48 ou diretamente a garrafa. Foi usada a técnica de um amostrador boiando (flutuador) e cronômetro para verificar a velocidade superficial da água. Com o objetivo de se realizar o cálculo da velocidade e vazão da água no local, foram medidos o diâmetro do canal e a altura da água no mesmo.

Figura 20 - Coleta de amostra de água no Ponto 1



Fonte: Autor (2017)

O Ponto 2 situa-se ao lado direito do Reservatório Bom Jardim, em um canal natural ligado diretamente ao reservatório, e pode ser visto na Figura 21. Neste ponto foi coletada a amostra de água utilizando-se o DH-48, em três locais, no meio do canal, próxima à borda direita e próximo à borda esquerda. Foi recolhida uma amostra do sedimento de fundo, em um saco transparente e, para estimar a vazão neste ponto, foi usada a técnica de velocimetria por molinete.

Figura 21 - Localização do Ponto 2



Fonte: Autor (2017)

O Ponto 3 está ao sudoeste do reservatório bom Jardim, em um canal de maior largura e profundidade (Figura 22), quando comparado aos pontos citados anteriormente. Trata-se de uma seção localizada em um trecho retilíneo do próprio ribeirão Bom Jardim, 1800 m a montante do reservatório.

Figura 22 - Localização do Ponto 3



Fonte: Autor (2017)

A escolha deste ponto baseou-se em observações por imagens de satélite e vistoria em campo, na busca de uma seção relativamente estável e na possibilidade de acesso até a mesma. Seções localizadas mais próximas do reservatório apresentavam desvantagens nestes quesitos, uma vez que não há acesso direto até as mesmas e em decorrência do meandramento do ribeirão à medida que o curso de água se aproxima da sua foz no reservatório.

Neste lugar, foi coletada também a amostra de sedimento de fundo, e a amostra de sólidos suspensos foi coletada em toda a largura do canal, variando de um em um metro, com o aparelho DH-48. O ADCP (Figura 23) foi usado para medição de vazão no curso de água.

Figura 23 - Utilização do aparelho ADCP



Fonte: Autor (2017)

A jusante do reservatório, na região que antecede à queda de água (cachoeira Bom Jardim), está o Ponto 4, como mostra a Figura 24. A amostra de água foi coletada com o uso do DH-48 e não foi coletado sedimento de fundo, devido ao fundo ser formado por rochas basálticas sem presença visual de depósitos arenosos.

Figura 24 - Localização do Ponto 4



Fonte: Autor (2017)

Neste ponto, foi usada a régua para medição das profundidades da lâmina de água ao longo da largura do canal (Figura 25). Nesta transição, o escoamento é considerado crítico, com número de Froude unitário. A partir desta condição, foi possível estimar indiretamente a vazão a partir da largura do canal e da área molhada.

Figura 25 - Medição da altura da lâmina de água



Fonte: Autor (2017)

O Ponto 5 (Figura 26) situa-se a jusante do reservatório, logo após a comporta que dá acesso ao canal de adução que interliga o reservatório à estação de captação do Bom Jardim. Este canal conduz a água bruta que será bombeada, tratada e distribuída para quase a metade da população da cidade de Uberlândia. Neste ponto, foi coletada a amostra de água a partir do aparelho DH-48 e foi medida a vazão da água através do ADCP, já que a largura e a profundidade do canal permitiam o uso destes equipamentos.

Figura 26 - Localização do Ponto 5



Fonte: Autor (2017)

3.6 DETERMINAÇÃO DOS SÓLIDOS

Para determinação das concentrações de sólidos totais, sólidos dissolvidos e sólidos suspensos foram realizados os ensaios no Laboratório de Saneamento, localizado na Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECIV - UFU). Para isso, foi utilizada a metodologia proposta pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): NBR 10664 Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico. Conforme diz esta norma, o resíduo total foi definido como o material remanescente na cápsula após secagem em estufa à temperatura de 105°C, até massa constante; o sólido dissolvido como a porção do resíduo total que passa por filtro de porosidade de 1,2 µm; e sólidos suspensos é a porção do resíduo total retido no filtro. As fórmulas utilizadas para a determinação dos sólidos, assim como os procedimentos específicos utilizados, encontram-se no Anexo II.

A NBR 10664 traz que para a secagem das amostras podem ser utilizadas as temperaturas 103 e 105°C ou 179 e 181°C, dependendo das características da água. Além disso, diz que “Para secagem de águas relativamente limpas, com baixo teor de matéria orgânica e de minerais, pode ser usada qualquer destas temperaturas; ...” (ABNT - NBR 10.064, 1989). Desta forma, foi utilizada a temperatura de 105°C em todas as análises, visto que a água analisada tem características de águas limpas.

3.7 DETERMINAÇÃO DA GRANULOMETRIA

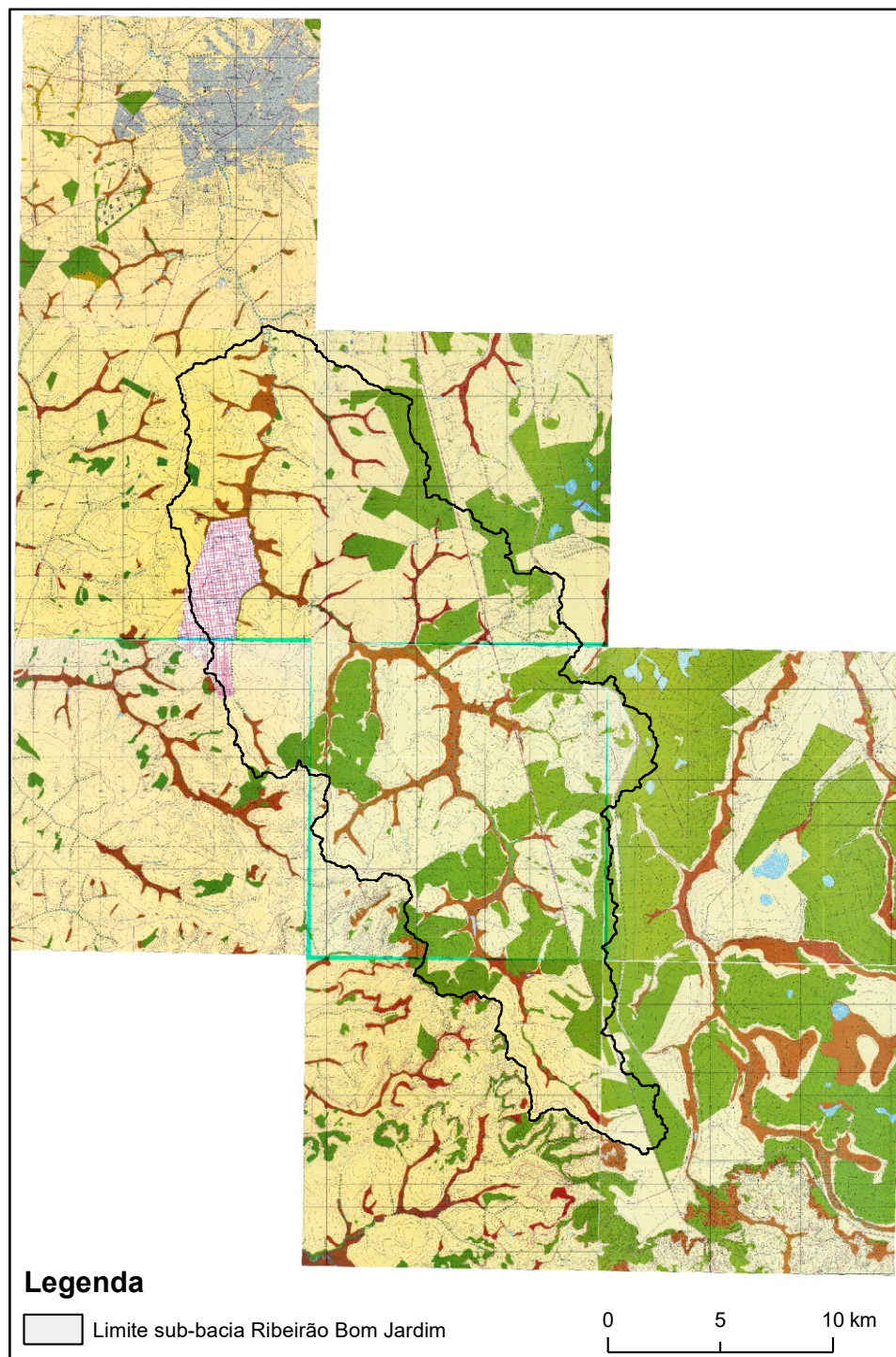
Para a determinação da curva granulométrica das amostras de depósitos de fundo coletadas, foi utilizada a metodologia proposta pela ABNT: NBR 6457 de 1986 Amostras de Solo – Preparação para Ensaios de compactação e ensaios de caracterização, e em seguida foram utilizados ensaios propostos pela ABNT: NBR 7181 Solo – Análise Granulométrica.

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Geotecnia da FECIV - UFU. No método para a preparação de amostras de solos para o ensaio de caracterização da análise granulométrica, optou-se por utilizar a secagem prévia do material. Para isso, o mesmo foi seco ao ar e posteriormente na estufa. A quantidade de amostra usada para análise granulométrica foi de 1kg, devido à dimensão dos grãos maiores serem menores que 5mm, conforme sugere a ABNT: NBR 6457/1986. Em seguida, realizou-se o ensaio de peneiramento grosso, determinação da densidade dos grãos de solo e o peneiramento fino, para enfim, determinar-se a granulometria, todos os processos foram seguidos conforme mostra a ABNT: NBR 7181/1984.

3.8 ESTIMATIVA DO VOLUME DO RESERVATÓRIO

O reservatório do Bom Jardim não possui curva cota-volume conhecida, relação que pode ser obtida com relativa precisão a partir campanhas batimétricas realizadas em campo, em períodos sazonais diferentes, de maneira a capturar diferenças nos níveis da água. Ainda que tais batimetrias não estejam incluídas no recorte da presente pesquisa, foi possível estimar o volume do reservatório a partir da carta planialtimétrica levantada pelo Exército brasileiro, no ano de 1983. Salienta-se que, nessa época não existia o reservatório, o qual foi formado apenas em dezembro de 1992. A referida carta (Figura 27) apresenta cotas altimétricas com equidistância vertical de 10 m, de forma que houve a necessidade de interpolação espacial para se produzir curvas de nível com espaçamentos verticais menores.

Figura 27 - Mosaico de cartas do Exército



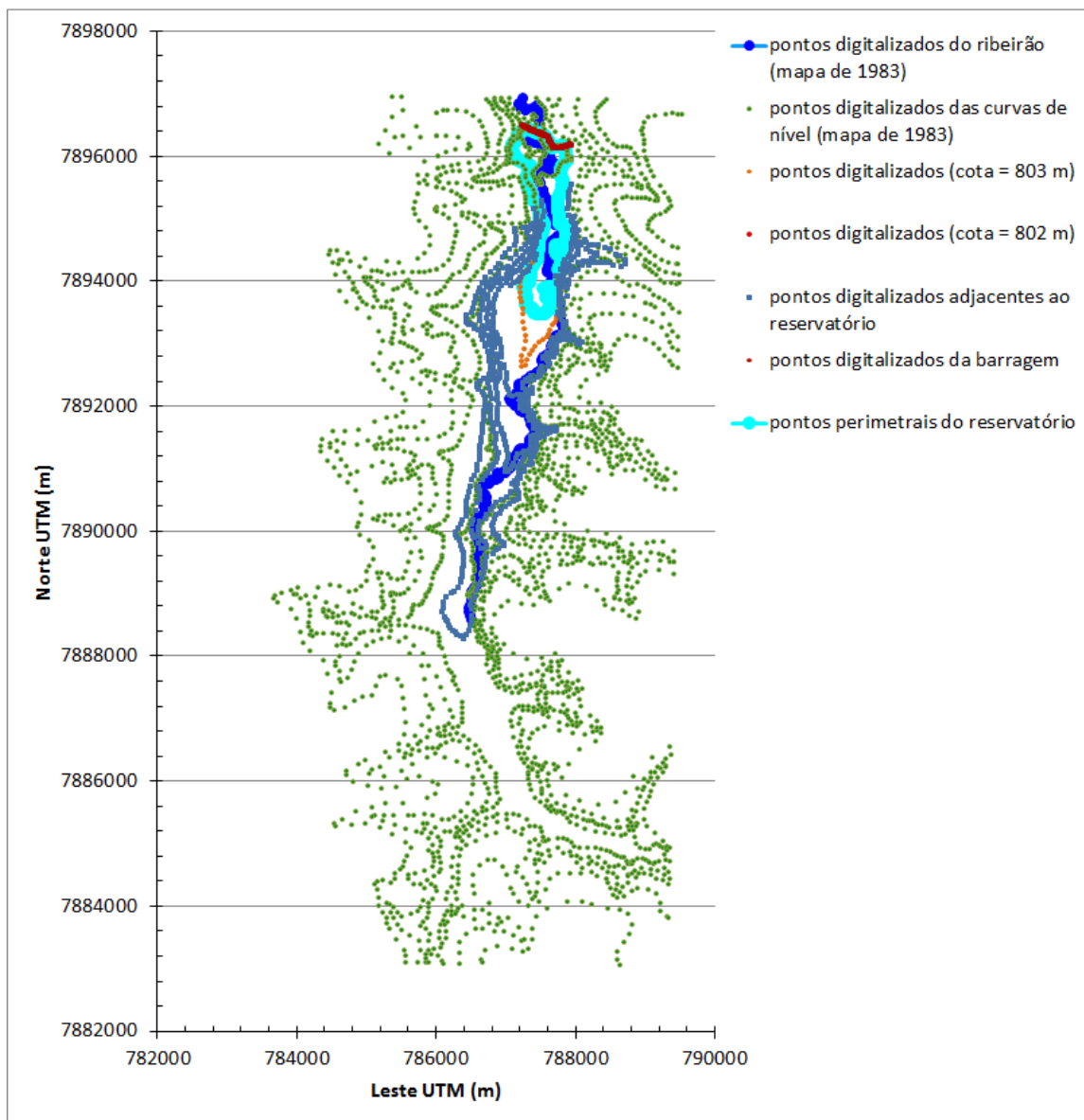
Fonte: Autor (2017)

A ideia que norteou a estimativa do volume baseou-se na construção de um modelo numérico de terreno na região de abrangência do atual reservatório. Para isto, as curvas de nível obtidas das cartas planialtimétricas de 1983, foram digitalizadas e seus pontos

armazenados em planilha eletrônica. Destaca-se que a digitalização foi mais refinada para as curvas de nível situadas nas adjacências do contorno do reservatório. Para delinear o talvegue principal, o traçado original do córrego Bom Jardim também foi digitalizado, sendo calculadas as declividades entre curvas de nível sucessivas.

Assim, na representação do córrego, as cotas dos seus pontos foram computadas considerando trechos de declividade constante entre as curvas de nível originais. Além disto, para salientar a depressão linear referente à calha do ribeirão, as cotas estimadas foram diminuídas de 2 m ao longo de toda sua extensão. Esta aproximação baseou-se nas medições em campo realizadas no ponto 3, que revelaram um desnível aproximado de 2 m entre o terreno marginal e o fundo do ribeirão. A Figura 28 ilustra, em planta, a disposição dos pontos digitalizados, os quais foram utilizados como a base de cálculo do modelo numérico de terreno.

Figura 28 - Pontos digitalizados da carta original e utilizados para elaboração do modelo numérico de terreno na região do atual reservatório do Bom Jardim

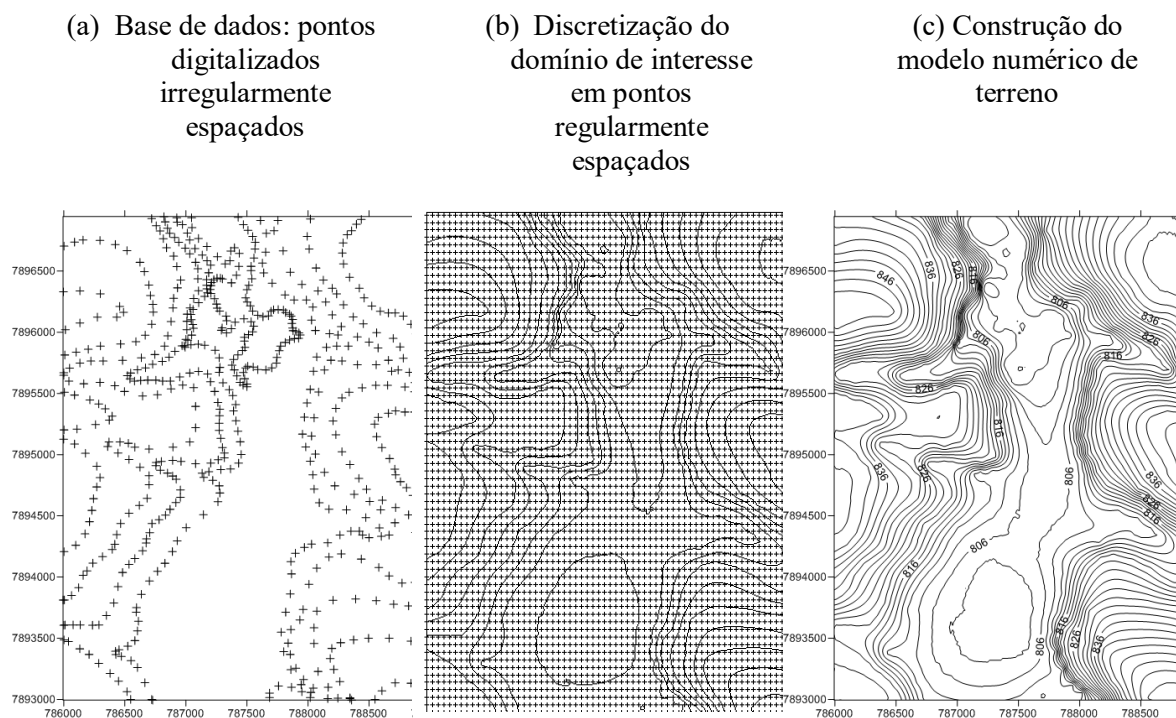


Fonte: Autor (2017)

As coordenadas e as cotas de cada ponto foram anexadas em uma planilha Excel, formando uma base de dados passível de ser interpolada espacialmente. Neste contexto, utilizou-se o programa Surfer para realizar tal interpolação. De forma resumida, este programa importa a planilha do Excel e constrói uma malha de discretização regularmente espaçada sobre o domínio de interesse. Neste caso, o domínio de interesse compreende a região adjacente ao atual reservatório, incluindo zonas internas ao mesmo. Esta região foi discretizada por uma malha de 500 nós, na direção Leste, por 900 nós, na direção Norte,

gerando um total de 450.000 pontos regularmente espaçados entre si. Dessa forma, o distanciamento aplicado entre os pontos foi de 6 m (na direção Leste) e de 8 m (na direção Norte). Com procedimentos de krigagem, o Surfer estima as cotas destes 450.000 pontos, permitindo obter um modelo numérico de terreno. Um esquema deste procedimento é mostrado na Figura 29.

Figura 29 - Esquema de construção do modelo numérico de terreno



Fonte: Autor (2017)

Com o modelo numérico de terreno, construiu-se uma macro do Excel que permitiu calcular a área inundada e o volume acumulado para diferentes cotas. De uma forma geral, esta rotina computacional armazena as coordenadas e as cotas do modelo de terreno, na forma de matrizes e verifica qual ponto está ao sul do contorno da barragem e, ao mesmo tempo, abaixo de uma cota de nível de água pré-fixada. Dessa forma, a área inundada e o volume de água acumulado podem ser estimados de acordo com a seguinte sequência de equações:

$$\begin{aligned} \Delta A_i &= \Delta x * \Delta y & \text{se } Z_i \leq N A \\ \Delta A_i &= 0 & \text{se } Z_i > N A \end{aligned} \quad (5)$$

$$A = \sum_{i=1}^N \Delta A_i \quad (6)$$

$$\begin{aligned} \Delta Vol_i &= \Delta x * \Delta y * (NA - Z_i) & \text{se } Z_i \leq NA \\ \Delta Vol_i &= 0 & \text{se } Z_i > NA \end{aligned} \quad (7)$$

$$Vol_{RES} = \sum_{i=1}^N \Delta Vol_i \quad (8)$$

Nestas expressões, Δx e Δy representam os espaçamentos entre os nós do modelo numérico de terreno, nas direções Leste e Norte, respectivamente. NA é o valor pré-fixado para a cota do nível da água no reservatório, enquanto Z_i é a cota do terreno no nó i do MNT. A diferença entre NA e Z_i corresponde à profundidade do reservatório no referido nó. Nota-se que, se o nível de água estiver abaixo do nível do terreno, os incrementos de volume ΔVol_i não são computados. O volume final do reservatório (Vol_{RES}), para a superfície livre na cota NA é, enfim, calculado como a soma dos volumes incrementais.

3.9 CÁLCULO DO ASSOREAMENTO

Para o cálculo do assoreamento de reservatórios, foi utilizado um programa desenvolvido por Maia e Alamy Filho (2002), construído na linguagem Visual Basic e aplicado aos objetos do Excel. A seguir, tem-se informações a respeito do funcionamento do mesmo.

Neste programa, a metodologia utilizada para o cálculo do tempo de assoreamento de um determinado volume do reservatório foi embasada nas equações 9 e 10, apresentadas a seguir (CARVALHO, 1994):

$$S = \frac{D_{st} * E_r}{\gamma_{ap}} = \frac{365 Q_{st} * E_r}{\gamma_{ap}} \quad (9)$$

$$T = \frac{V}{S} \quad (10)$$

Onde:

S = volume do sedimento retido no reservatório (m³/ano);

D_{st} = deflúvio sólido total médio afluente ao reservatório (t/ano);

E_r = eficiência de retenção do sedimento afluyente ao reservatório (fração);

γ_{ap} = o peso específico aparente médio dos depósitos (t/m³);

Q_{st} = descarga sólida total afluyente (t/dia);

T = tempo de assoreamento de um determinado volume (anos);

V = volume para o qual se deseja calcular o tempo de assoreamento (m³).

O programa exige dados referentes à granulometria do sedimento afluyente, volumes característicos do reservatório e tipo de operação do mesmo. Assim, os procedimentos de cálculo são executados, por etapas, pelo acionamento de botões e os resultados anexados em planilhas.

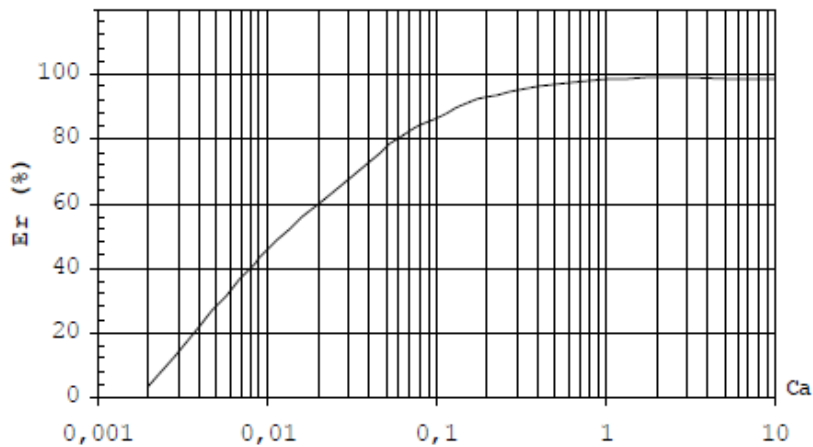
Para que o programa faça o cálculo aproximado da redução do volume do reservatório, utiliza dados de vazões afluentes determinados pelo SWAT para gerar vazões futuras sintéticas, formando a base de dados para o cálculo futuro das descargas de sedimentos que atingem o reservatório.

Os dados das descargas líquida e sólida total afluentes ao reservatório (SED_IN e FLOW_IN), são utilizados para a construção da curva-chave de sedimentos. Esta curva é construída pela linha de tendência que melhor representa a distribuição dos dados.

A partir dos valores de descarga de sedimentos, obtidos pela curva-chave de sedimentos, é calculado o volume anual assoreado dentro do período total de simulação, que foram os 33 anos de dados inseridos, nos quais será verificado se há comprometimento do volume útil do reservatório. Para isto a eficiência do sistema na retenção de sedimentos e o peso específico aparente dos depósitos devem ser calculados anualmente até que o horizonte de simulação seja atingido.

O cálculo da eficiência de retenção do sedimento afluyente ao reservatório (E_r) é feito através da curva de Brune, apresentada na Figura 30, que foi determinada empiricamente pela análise do comportamento de reservatórios americanos. De acordo com a curva de Brune, a eficiência de retenção depende da capacidade de afluência (Ca) do sistema que é a relação entre a capacidade do reservatório e o volume anual afluyente ao mesmo.

Figura 30 - Curva de Brune



O cálculo do peso específico aparente médio utilizado foi apresentado por CARVALHO (1994) e outros autores, e pode ser feito segundo a consideração do tipo de operação do reservatório em estudo, do grau de compactação dos sedimentos e da sua granulometria. As fórmulas gerais (Equação 7 - Fórmula de Lane e Koelzer, de 1943 e Equação 8 - Fórmula de Miller, de 1953), são apresentadas a seguir:

$$\gamma_i = W_C * P_C + W_m * P_m + W_S * P_S \quad (11)$$

$$\gamma_T = \gamma_i + K * \log T$$

$$\gamma_T = \gamma_i + 0,4343 + K * \left[\frac{T}{T-1} (\ln T) - 1 \right] \quad (12)$$

$$K = K_C * P_C + K_m * P_m + K_S * P_S$$

Sendo:

γ_i = peso específico aparente inicial (t/m³);

W_c, W_m, W_s = coeficientes de compactação de argila, silte e areia, respectivamente;

P_c, P_m, P_s = frações de quantidade de argila, silte e areia contidas no sedimento afluente;

γ_T = peso específico aparente médio em T anos (t/m³);

T = tempo de compactação do sedimento depositado (anos);

$K_c, K_m, e K_s$ = constantes que dependem da granulometria do sedimento.

As constantes W e K são obtidas em função do tipo de operação do reservatório, e fornecidas pelas Tabela 16 e Tabela 17.

Tabela 16 - Tipo de operação do reservatório

Tipo	Operação de reservatório
1	Sedimento sempre ou quase sempre submerso
2	Depleção do sedimento de pequena média
3	Reservatório de significativas variações de níveis
4	Reservatório normalmente vazio

Fonte: adaptado de STRAND⁸ (1974) apud CARVALHO et al. (2000)

Tabela 17 - Constantes W e K em função do tipo de operação do reservatório

Tipo	Argila Wc	Argila Kc	Silte Wm	Silte Km	Areia Ws
1	0,416	0,2563	1,121	0,0913	1,554
2	0,561	0,1346	1,137	0,0288	1,554
3	0,641	0	1,153	0	1,554
4	0,961	0	1,169	0	1,554

*As constantes K para areia são nulas para todos os tipos de operação.

Fonte: adaptado de STRAND¹ apud CARVALHO et al. (2000)

Com os valores calculados de descarga sólida afluyente ao reservatório, da eficiência de retenção do sistema e do peso específico aparente dos sedimentos, é estimado o volume assoreado no horizonte de simulação.

3.10 ÍNDICE DE ABATIMENTO – OU DE ATENUAÇÃO – DE ASSOREAMENTO

Com os cenários de áreas de floresta incrementais, conjectura-se que haja reduções nas cargas de sedimentos gerados na sub bacia. Consequentemente deverá ser observada uma atenuação do assoreamento do reservatório, quando comparada com a situação real, na qual os cenários conservacionistas não foram aplicados. Uma forma de mensurar esta redução consiste no cálculo do índice de abatimento de assoreamento. Dessa maneira, o índice de abatimento leva em conta o volume assoreado que foi reduzido, em um intervalo de tempo, mediante a aplicação dos cenários conservacionistas. Neste caso, tal índice pode ser calculado, genericamente, como:

⁸ STRAND, R. I. *Design of small dams: Sedimentation*. Appendix H. US Bureau of Reclamation. Washington, DC, 1974.

$$IA_k(\%) = \frac{(Vol_1 - Vol_k)}{Vol_1} \times 100 \quad (13)$$

Na Equação (13), IA_k é o índice de abatimento de assoreamento, calculado em escala anual, enquanto Vol_1 e Vol_k são, respectivamente, os volumes de sedimentos depositados no reservatório, no cenário real e em um cenário k qualquer. Com esta descrição, o índice de abatimento pode ser interpretado como a redução percentual do assoreamento, em comparação com o cenário real. Este indicador é especialmente interessante em termos práticos, uma vez que permite vislumbrar, de forma simples, a magnitude dos benefícios ambientais provocados pela aplicação de um ou mais cenários conservacionistas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

São apresentados a seguir, os resultados obtidos a partir das simulações realizadas no modelo SWAT, das análises quantitativas de produção de sedimentos na bacia de contribuição ao Reservatório do Bom Jardim, além dos resultados das coletas de água e de sedimentos de fundo feitas no entorno do reservatório.

4.1 VARIÁVEIS HIDROSEDIMENTOLÓGICAS CALCULADAS PELO MODELO SWAT

Ao final das simulações o modelo SWAT disponibiliza um relatório contendo diversas informações, dentre elas está a produção de sedimentos que ocorre na área em estudo. Serão apresentados, a seguir, gráficos que resumem as informações de maior importância contidas nos relatórios gerados.

Com o intuito de se comparar o efeito de diferentes tipos de uso do solo na produção de sedimentos e conseqüentemente no assoreamento do reservatório, simularam-se cenários com diversos tipos de uso do solo. Tais cenários foram propostos a partir de modificações na porcentagem de Floresta, Agricultura e Pastagem, a partir das condições pré existentes no cenário Real. Os resultados apresentados inicialmente, neste sub item, são referentes ao cenário Real sem modificações, considerando toda a bacia do ribeirão Bom Jardim. Em seguida serão adicionados os resultados comparativos entre os diferentes cenários.

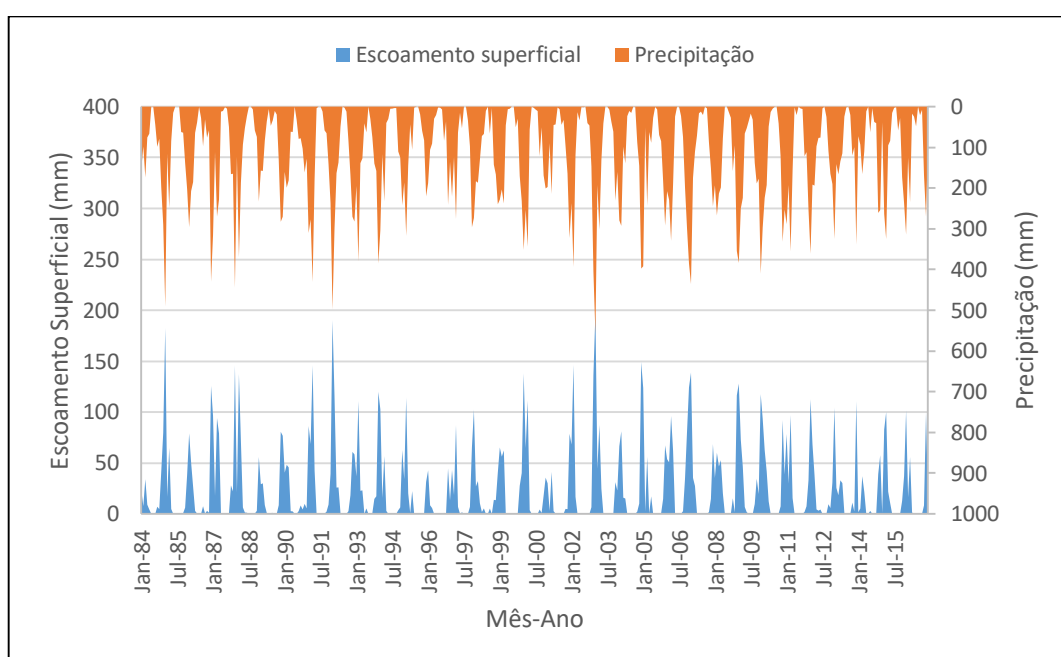
O escoamento superficial representa o saldo das interações da água na fase de simulação da bacia hidrográfica inserida no modelo SWAT, esse parâmetro é chamado de “SURQ”. As variações do SURQ evidenciam o quanto a caracterização física da bacia hidrográfica é importante para determinar a quantidade de água que irá efetivamente escoar sobre a superfície, gerando o processo de desagregação e de transferência dos sedimentos para o canal aluvial (aporte de sedimentos).

Quando o escoamento superficial e os sedimentos transportados atingem a rede de drenagem, começa a fase de canal, na qual a vazão líquida (m^3/s) e a produção de sedimentos (ton/ha) são os resultados decorrentes da propagação de água e sedimentos pelo canal. Assim que a taxa de aplicação (precipitação) se torna maior que a taxa de infiltração do solo, ocorre

o escoamento superficial, como já foi comentado anteriormente. Tal fato pode ser observado na

Figura 31, que demonstra os altos picos de escoamento superficial quando há maior precipitação, mostrando uma correlação muito forte (coeficiente de correlação = 0,94) entre estes dois parâmetros. A referida figura apresenta a média dos valores de precipitação e de escoamento superficial, calculada para as 28 sub-bacias que constituem a bacia total do ribeirão Bom Jardim.

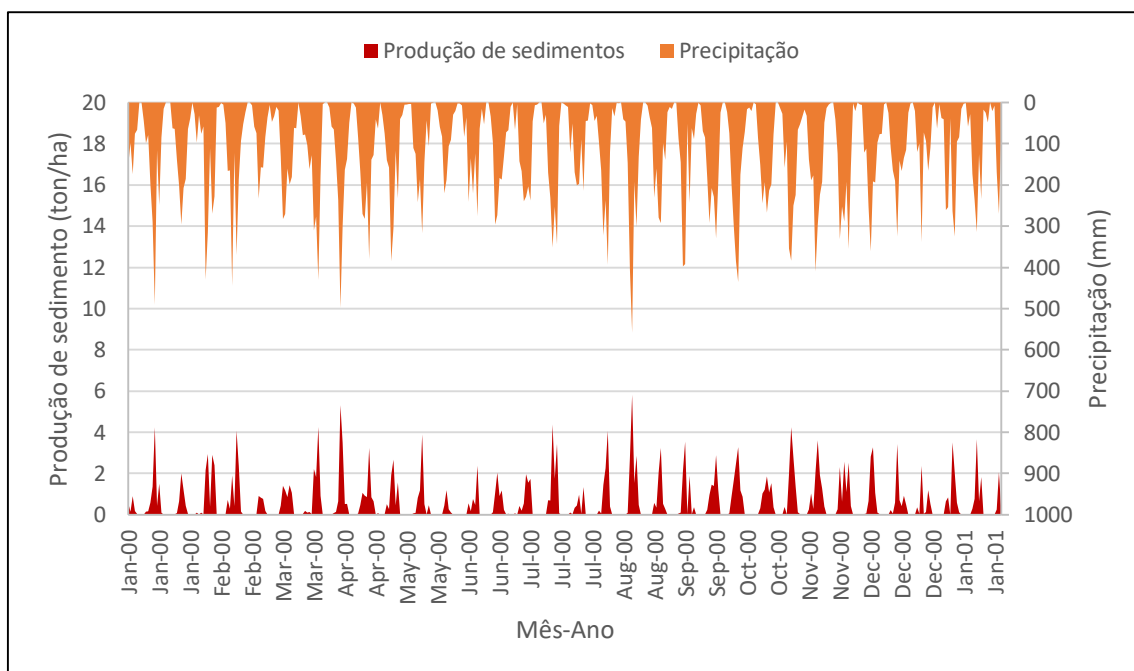
Figura 31 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Escoamento superficial mensal x Precipitação mensal



O cálculo da produção de sedimentos é fornecido em toneladas por hectare por mês e a série simulada para toda a bacia pode ser observada na Figura 32, que correlaciona essa produção à precipitação mensal, em milímetros. Assim, é possível observar que os maiores picos de produção de sedimentos ocorrem justamente quando a precipitação atinge altos níveis, deixando clara a relação existente entre esses dois fatores. O cálculo do coeficiente de correlação comprova esta relação de correlação forte, visto que resultou em 0,87.

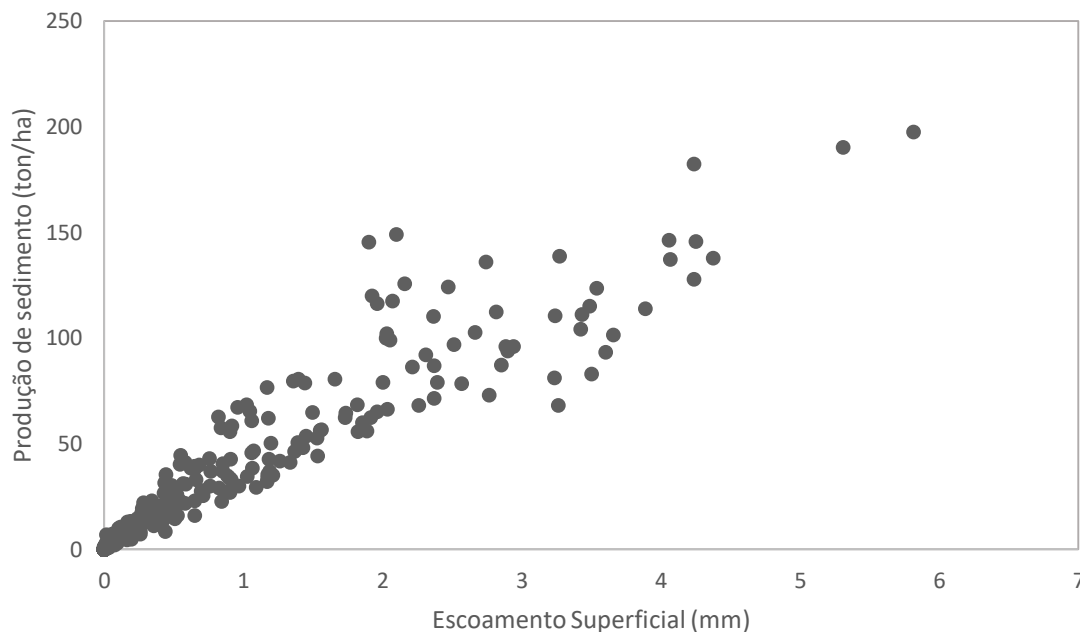
Com o escoamento superficial existe conseqüentemente maior produção de sedimentos, visto que estes são carregados com a água que escorre sobre o solo e tende a movimentar-se em direção às cotas mais rebaixadas, atingindo assim os corpos d'água que afluem ao reservatório.

Figura 32 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Produção mensal de sedimentos x Precipitação mensal



Na Figura 33, tem-se o gráfico de Produção de sedimentos x Escoamento Superficial, variáveis que apresentam coeficiente de correlação de 0,95, o que indica uma correlação muito forte entre elas. Em suma, estes resultados estão em conformidade com o comportamento esperado, pois quanto maior for a precipitação na área, maior será o potencial de originar escoamento superficial e, conseqüentemente, maior será a produção de sedimentos. Isto ocorre porque os sedimentos inicialmente são destacados do solo pelo impacto das gotas de chuva e também retirados do solo por ação das tensões cisalhantes impostas pelo escoamento superficial.

Figura 33 - Valores médios para a sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim: Produção de sedimentos x Escoamento Superficial



4.2 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA SUB- BACIA CONTRIBUINTE AO RESERVATÓRIO

Um dos resultados gerados pelo modelo computacional SWAT são os dados de produção de sedimentos, nomeada SYLD, que é a produção de sedimentos em cada sub-bacia que compõe a bacia total. Esta variável é apresentada em toneladas por hectare. De uma forma geral, SYLD constitui um indicador de erosão das sub-bacias, sendo um indicador de quais zonas são mais críticas no que tange à produção difusa de sedimentos.

A partir dos dados de SYLD, construíram-se mapas com a produção de sedimento anual média na sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim, para cada sub-bacia, como será mostrado mais adiante. Além do cenário Real, calculou-se a produção de sedimentos para cada cenário proposto, com a finalidade de observar a diferença na produção por sub-bacia quando aumentada a área de Floresta em lugar de Agricultura e, posteriormente, com a retirada de Pastagem em favor do reflorestamento.

4.2.1 Média da Produção de Sedimentos anual por sub-bacia

Após finalizada a simulação, o modelo SWAT emite um relatório que diz respeito a composição dos parâmetros (uso do solo, solo e declividade) presentes em cada sub-bacia (Anexo III). A partir deste relatório é possível relacionar as taxas de produção de sedimentos com a composição da área em relação ao tipo de uso de solo.

O cenário Real, apresenta maior produção de sedimentos na sub-bacia 16, com uma média de 0,977 toneladas por hectare por ano. A sub-bacia com segunda maior produção de sedimentos é a 10, gerando 0,87ton/ha que vem seguida das sub-bacias 26, 17, 7, e 12 com produções semelhantes, que variam entre 0,856 e 0,843 ton/ha.

A sub-bacia 16 permanece sendo a de maior produção de sedimentos em todos os cenários simulados, independente das porcentagens de substituições de Agricultura por Floresta. Esta área é formada por 57% de Pastagem, 22% de Agricultura, 20% de Campos Hidromórficos e 1% de Floresta. A composição da sub-bacia 16 na qual a Pastagem e a Agricultura são os usos com maior produção de sedimentos, são os maiores representantes do uso do solo da área, o que pode justificar a alta geração de sedimentos.

Em seguida, tem-se a sub-bacia 10, que é formada de 83% de Agricultura, 12% de Campos Hidromórficos e 5% de Floresta, ou seja, maior área da sub-bacia é composta de Agricultura, que gera alta quantidade de sedimentos. As sub-bacias 26, 17, 7 e 12 são formadas também por grandes áreas de Pastagem e/ou Agricultura, seguidas de Campos Hidromórficos e Floresta.

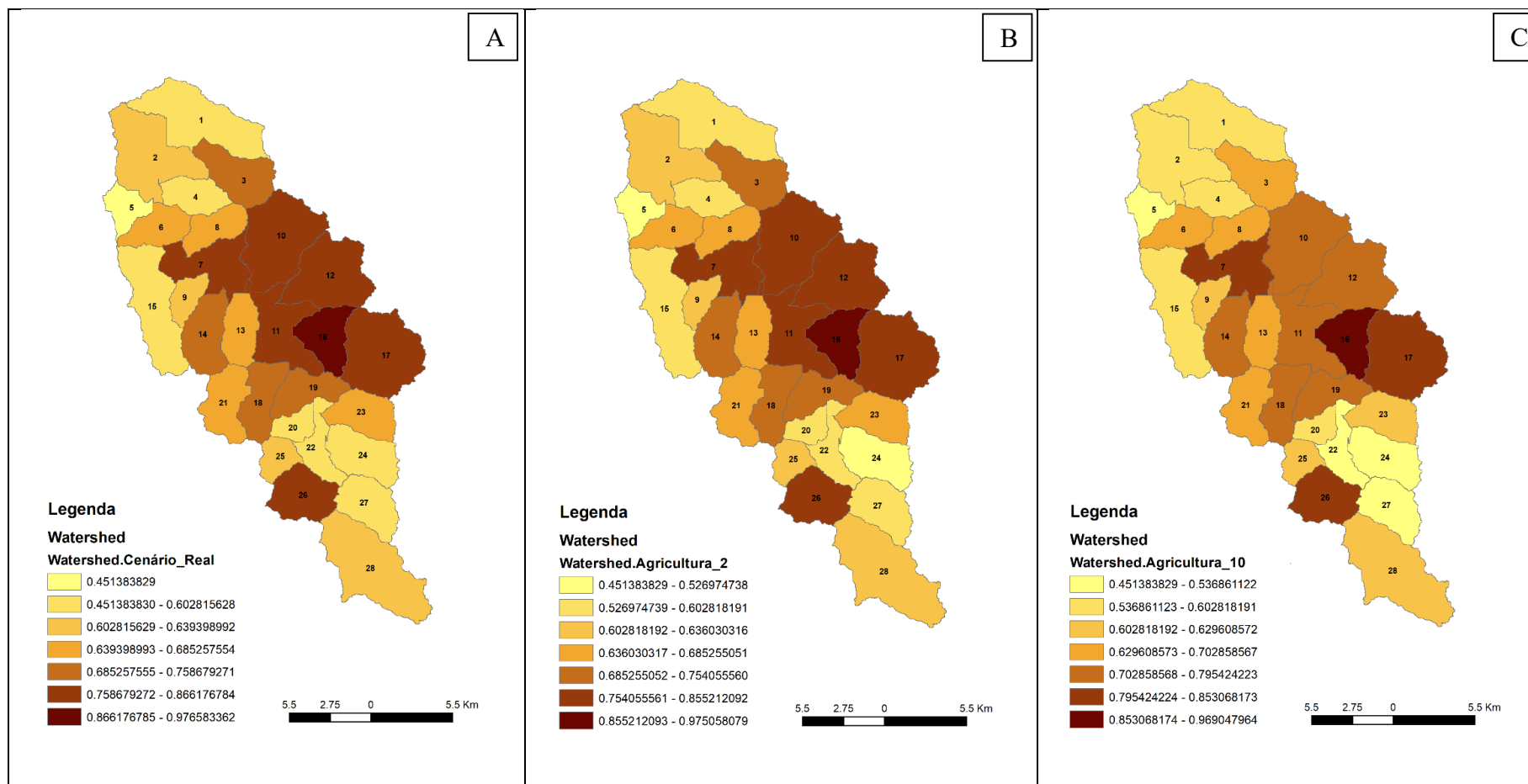
A partir da Figura 34 e Figura 35, é possível observar a diminuição gradual de SYLD de acordo com a sub-bacia, enquanto se aumenta a porcentagem de substituição de Agricultura / Pastagem por Floresta, conforme foram propostos os cenários. Nos primeiros cenários, com substituição de apenas 2%, a diminuição de SYLD é reduzida, com maior taxa de redução de 1,4% para Pastagem na sub-bacia 5 e 1,76% na sub-bacia 27 para a Agricultura.

Desta forma, fica claro que com o aumento das áreas de Floresta em substituição a Agricultura, ocorre menor produção de sedimentos, comprovando a hipótese inicial. O mesmo ocorre quando se faz a substituição de Pastagem por Floresta.

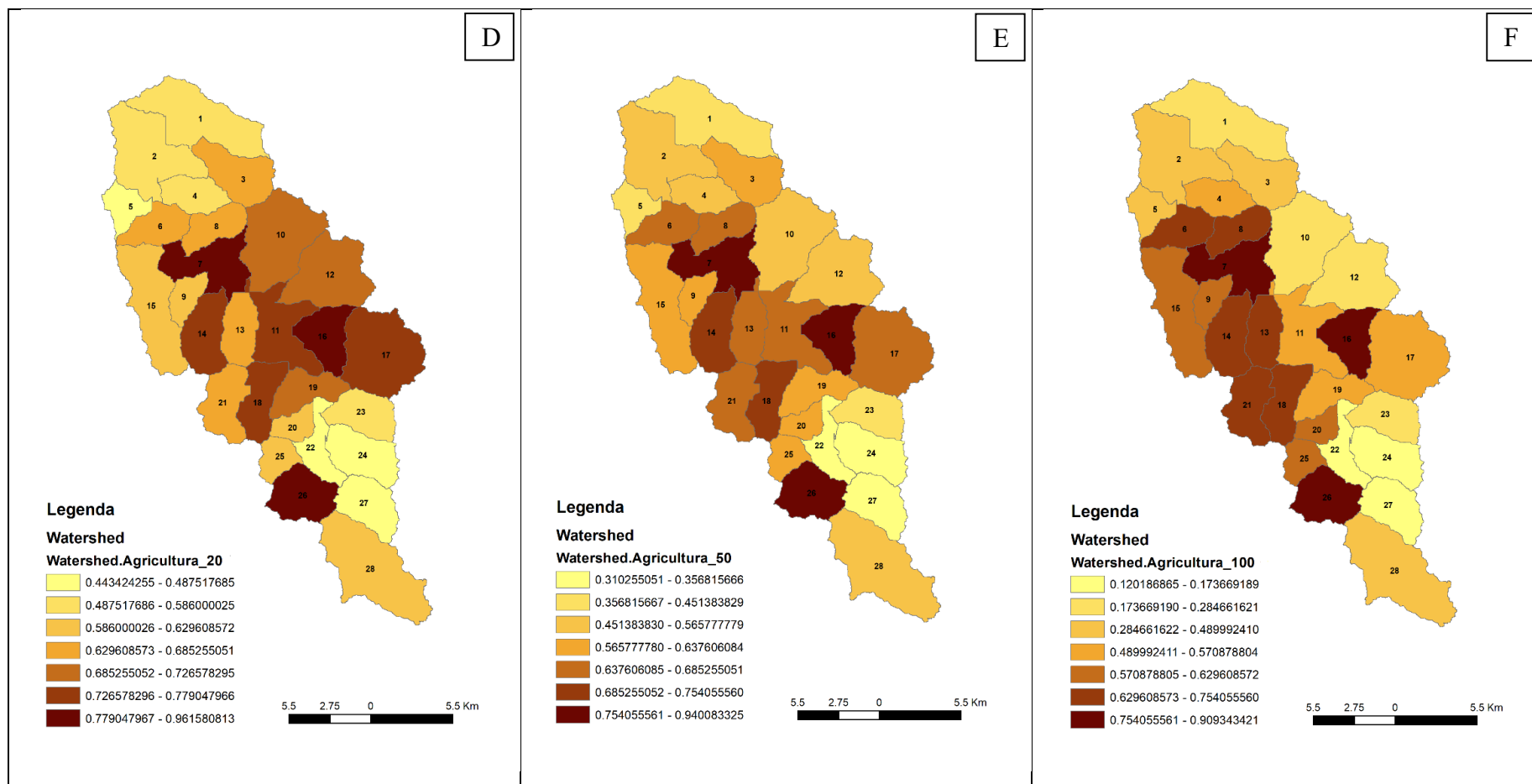
Na Figura 34 (A), pode-se observar que o cenário Real apresenta uma variação na produção de sedimentos de 0,45 a 0,98 (ton/ha) como média anual. Ao observar a Figura 34 (F), que demonstra o cenário de 100% da Agricultura substituído por Floresta, tem-se SYLD

variando entre 0,12 a 0,91 (ton/ha), o que comprova a redução da produção de sedimentos quando se faz a troca dos tipos do uso do solo. Continuando esta análise, ao observar a Figura 35 (F), a qual representa o cenário de 100% de substituição de Pastagem por Floresta, tem-se uma variação de 0,18 a 0,87 (ton/ha), mostrando também a redução de SYLD.

Figura 34 - Média da produção de sedimentos anual (ton/ha) – Substituição de Agricultura por Floresta



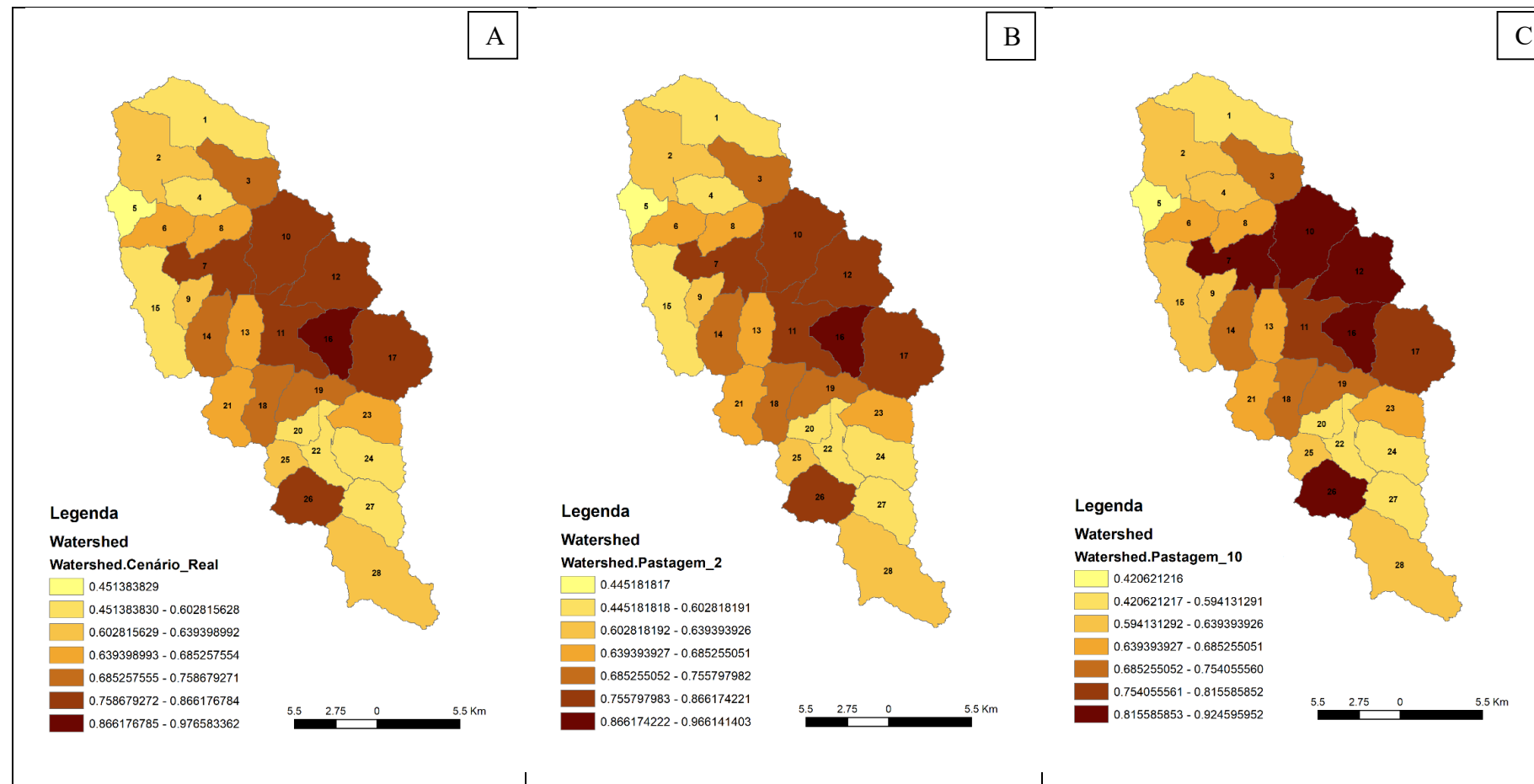
(A) Cenário Real; (B) Cenário Real com substituição de 2% de Agricultura por Floresta; (C) Cenário Real com substituição de 10% de Agricultura por Floresta.



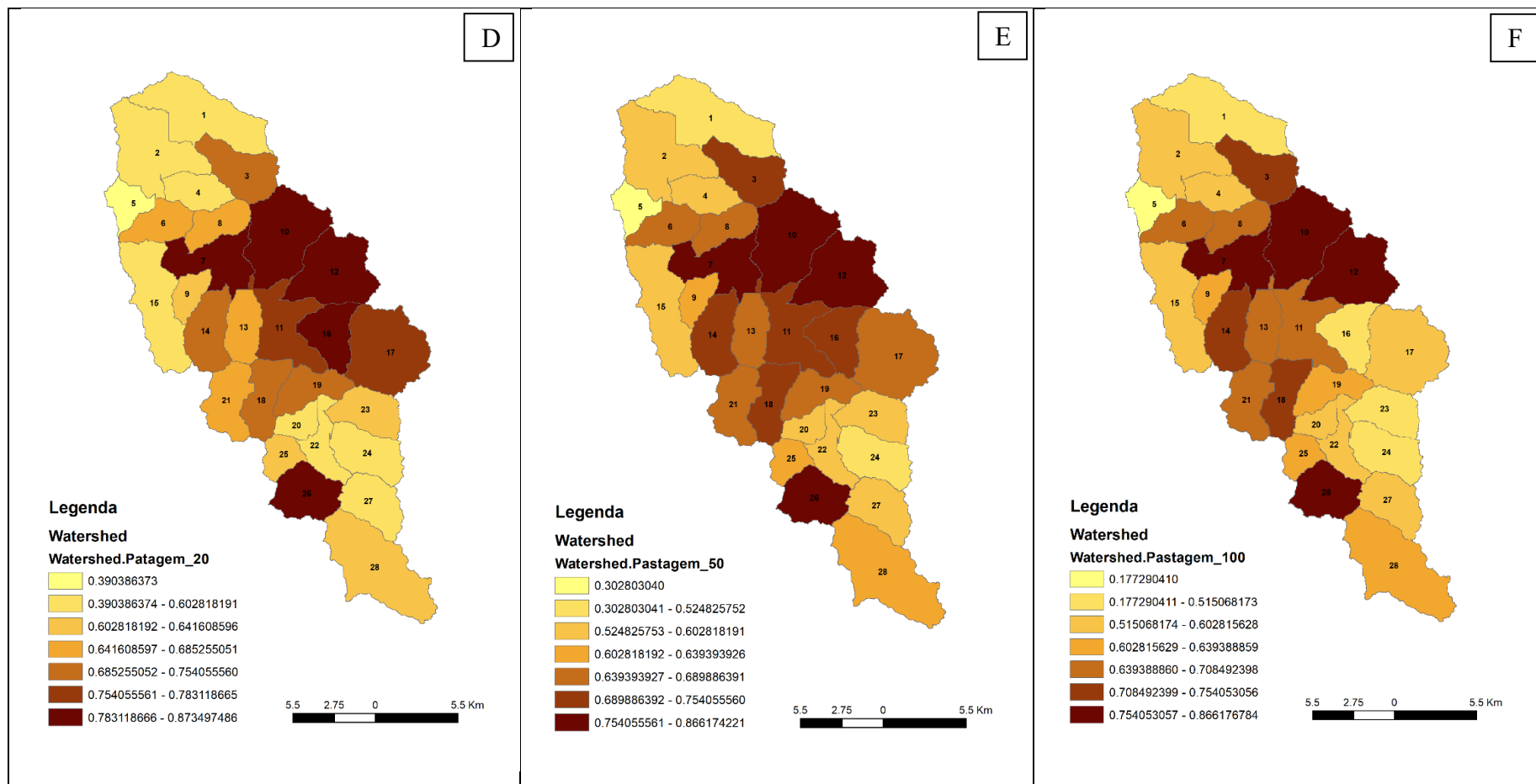
(D) Cenário Real com substituição de 20% de Agricultura por Floresta; (E) Cenário Real com substituição de 50% de Agricultura por Floresta; (F) Cenário Real com substituição de 100% de Agricultura por Floresta.

Fonte: Autor (2017)

Figura 35 - Média da produção de sedimentos anual (ton/ha) - Substituição de Pastagem por Floresta



(A) Cenário Real; (B) Cenário Real com substituição de 2% de Pastagem por Floresta; (C) Cenário Real com substituição de 10% de Pastagem por Floresta.

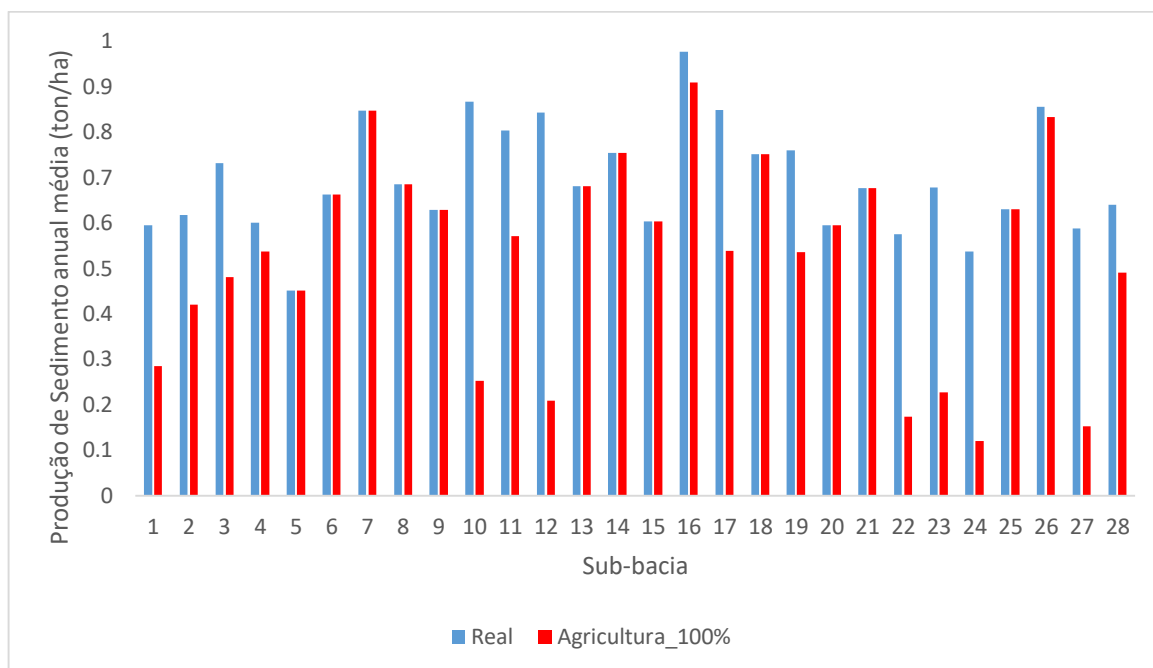


(D) Cenário Real com substituição de 20% de Pastagem por Floresta; (E) Cenário Real com substituição de 50% de Pastagem por Floresta; (F) Cenário Real com substituição de 100% de Pastagem por Floresta.

Fonte: Autor (2017)

Sobre a substituição de 100% de Agricultura por Floresta (Figura 36), a sub-bacia que apresentou menor taxa de produção de sedimentos foi a 24, com 77,6% menos SYLD. Em seguida, tem-se as sub-bacias 12, 27, 10, 22 e 23 com redução variando de 75,3 a 66,6%, o que representam altas taxas. Todas as sub-bacias citadas apresentam grande área de Agricultura e por isso tiveram alta diminuição de SYLD.

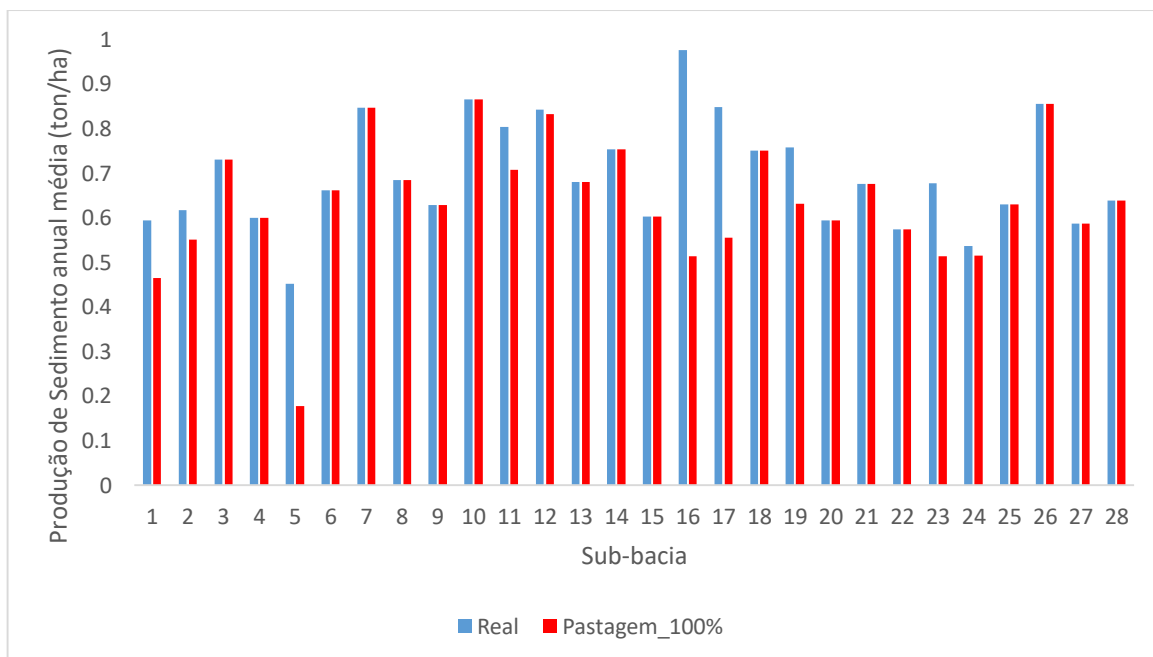
Figura 36 - Média da Produção anual de SYLD para Cenário Real com substituição de 100% de Agricultura por Floresta



Analisando o cenário onde ocorre a substituição de 100% Pastagem por Floresta, que é o cenário mais extremo (Figura 37), houve uma redução de 60,72% da produção de sedimentos na sub-bacia 5, cuja Pastagem representa 69,8% da área total do sub-bacia. Em seguida, tem-se a sub-bacia 16, com 47,4% de redução da produção, sendo que esta sub-bacia é a que apresentou maior SYLD no cenário real e contém 56,8% da área composta de Pastagem. As sub-bacias 17, 23, 1, 19, 11 e 2 também apresentam boa redução de SYLD, variando de 34,6 e 10,6%.

Tanto nos cenários com troca de Pastagem quanto de Agricultura por Floresta houve sub-bacias com 0% de redução na produção de sedimentos, fato já esperado, visto que nem todas as sub-bacias apresentam estes usos de solo. Por isso, ao se observar a média de redução de SYLD os números tendem a parecer baixos.

Figura 37 - Média da Produção anual de SYLD para Cenário Real com substituição de 100% de Pastagem por Floresta



Considerando os cenários com menor substituição de Pastagem por Floresta, constatou-se uma diminuição na produção de sedimentos, porém esta é tão menor quanto a porcentagem de troca dos usos do solo supracitados, ou seja, quanto maior for a troca dos usos, maior será a minimização dos danos causados pela produção de sedimentos.

Estes resultados, detalhados por sub-bacias, permitem identificar em quais áreas os benefícios do reflorestamento são mais notáveis para limitar a produção de sedimentos. Os mesmos podem subsidiar futuras políticas de pagamento por serviços ambientais, priorizando e incentivando reflorestamentos nestas sub-bacias mais sensíveis.

4.2.2 Produção de Sedimentos acumulada por sub-bacia

Os próximos resultados são referentes à produção de sedimentos (ton/ha) acumulada no período analisado, que foi de 33 anos, lembrando que o modelo computacional foi alimentado com dados de 36 anos, porém foram desconsiderados os 3 primeiros para o aquecimento do modelo. Portanto, tem-se a soma da produção de sedimentos mensal de 33 anos na Figura 38 para substituições de Agricultura por Floresta e na Figura 39 para substituições de Pastagem por Floresta.

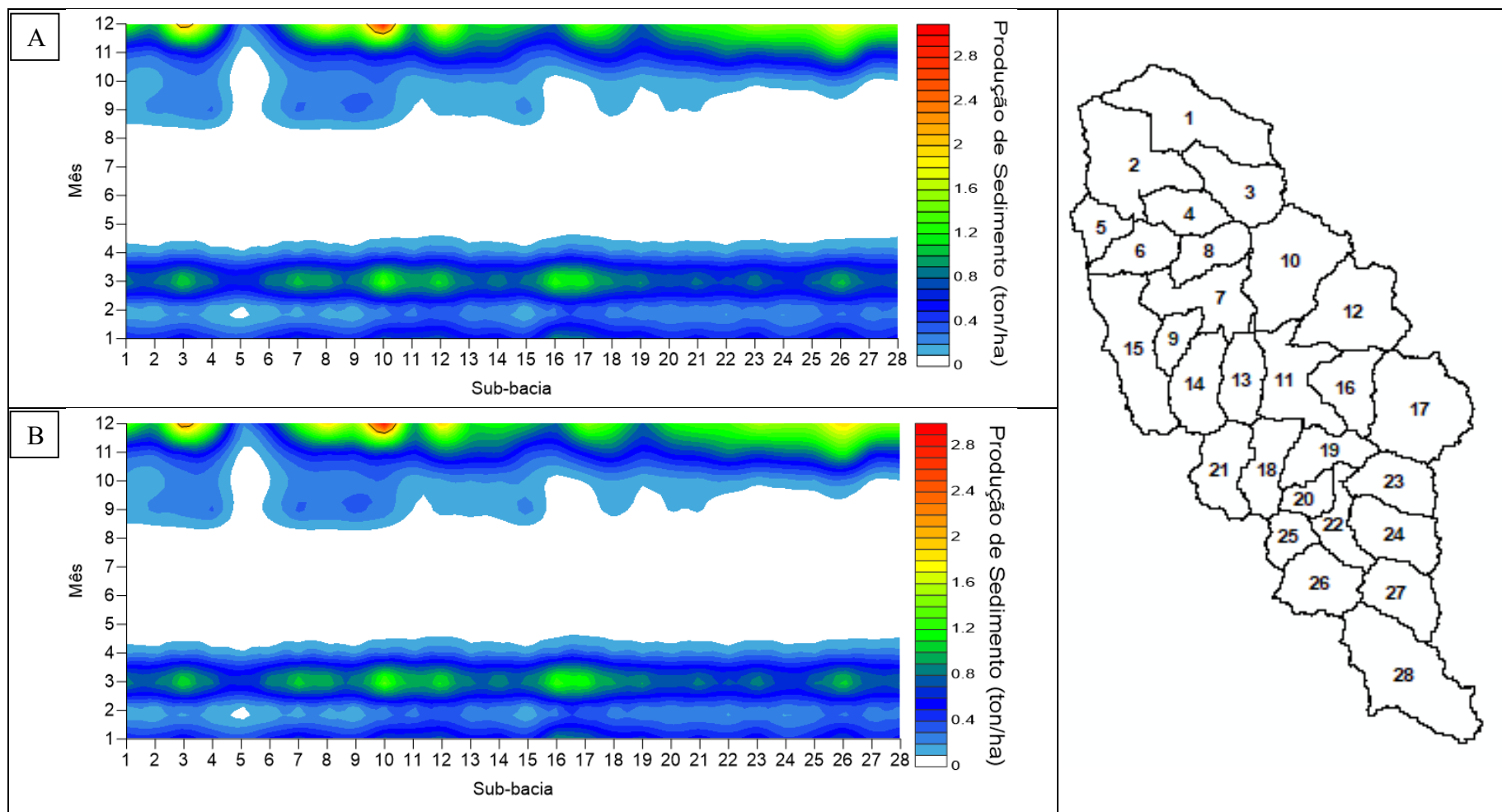
Ao comparar o cenário Real com os demais, tanto para Agricultura quanto Pastagem, vê-se uma redução na produção de sedimentos, muitas vezes localizadas em sub-bacias e em meses específicos. Nos meses de maio, junho, julho e agosto o SYLD é reduzido, visto que na região analisada este é o período seco, no qual a precipitação e o escoamento superficial são mínimos, justificando assim a baixa produção de sedimentos para todos os cenários analisados.

Observando a Figura 38 (A) nota-se maior produção de sedimentos no mês de dezembro, seguido do mês de março, os quais estão inseridos no período chuvoso. Além disso, tem-se alto SYLD nas sub-bacias 3, 8, 10, 12 e 26, sendo que todas estas tem suas áreas ocupadas por mais de 70% de Agricultura.

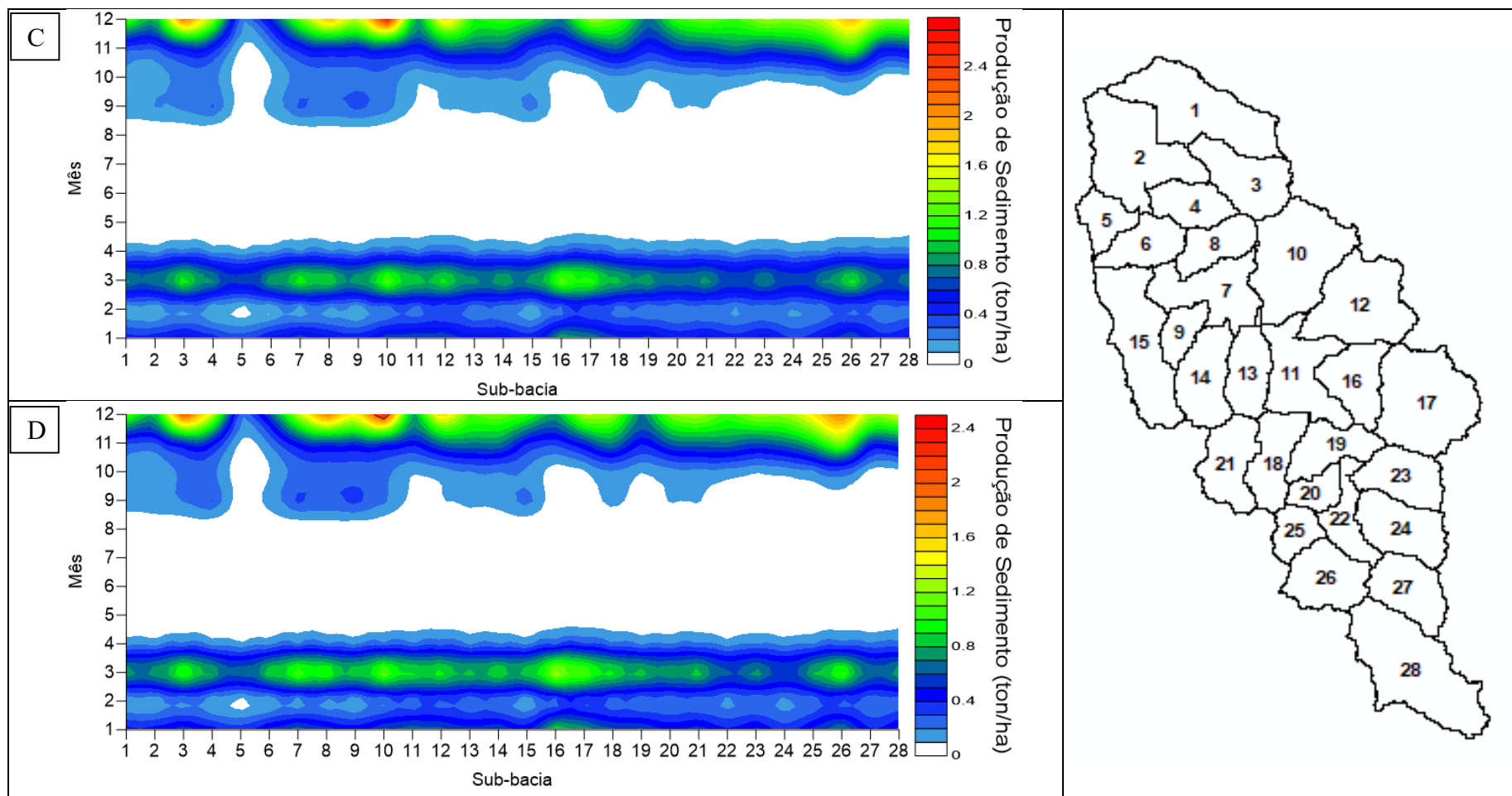
Nos cenários onde há substituição de Agricultura por Floresta, notou-se diminuição de SYLD principalmente nas sub-bacias 10, 12, 22, 24, 27 e 28, as quais possuem maior parte da área composta por Agricultura (72 a 82%), o que justifica tamanha redução de SYLD.

Na Figura 39, nota-se redução de SYLD em sub-bacias diferentes, sendo elas: 5, 6, 11, 15 e 16, as quais tem Pastagem predominante em suas áreas. O SYLD neste caso não reduz tanto quanto nos cenários de substituição de Agricultura por Floresta, visto que a porcentagem de Pastagem ocupada na bacia como um todo representa 10%.

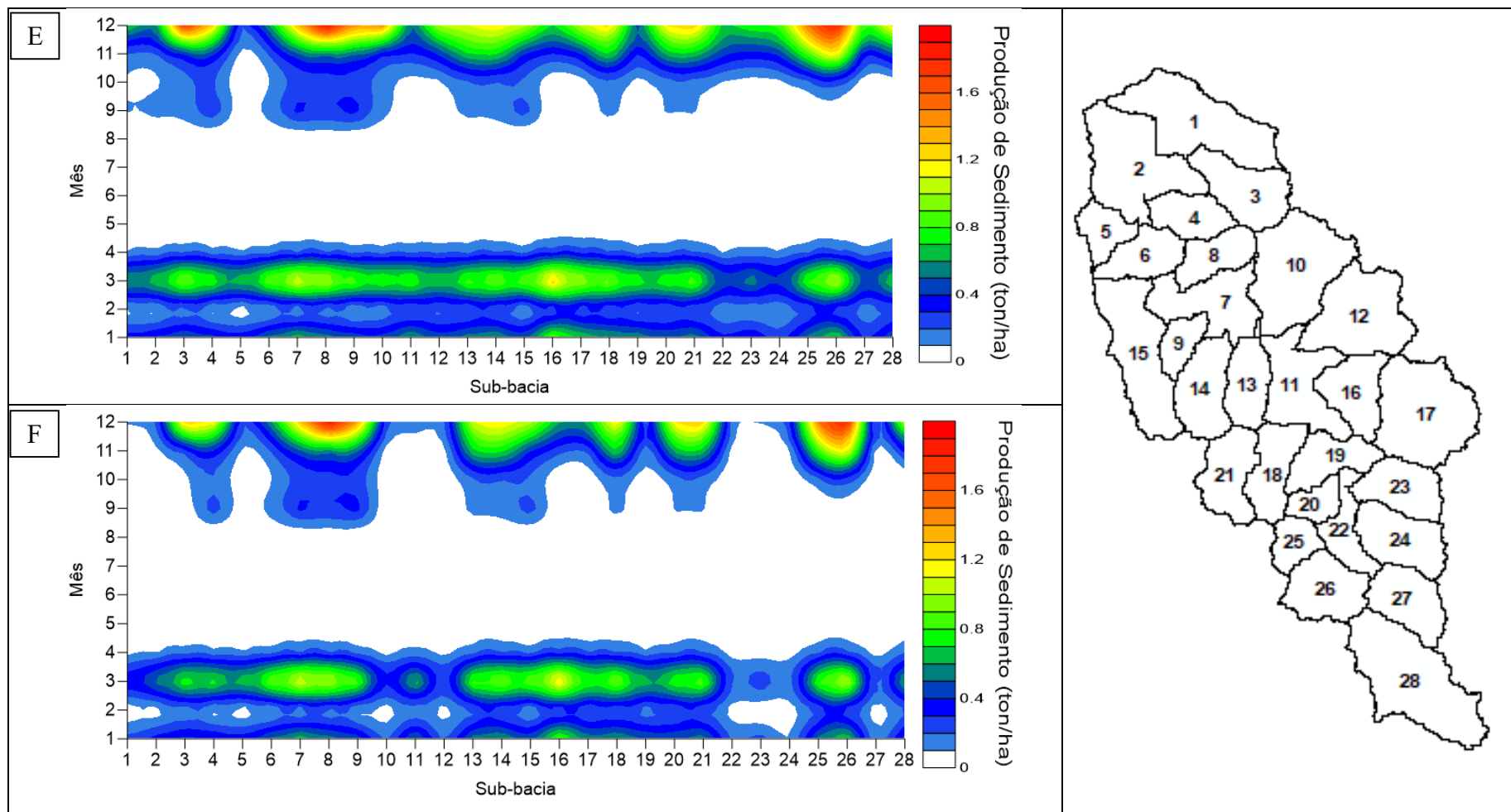
Figura 38 - Produção mensal de sedimentos por sub-bacia – Cenário Real com substituição de Agricultura por Floresta



(A): Cenário Real; (B): Cenário Real com substituição de 2% de Agricultura por floresta.



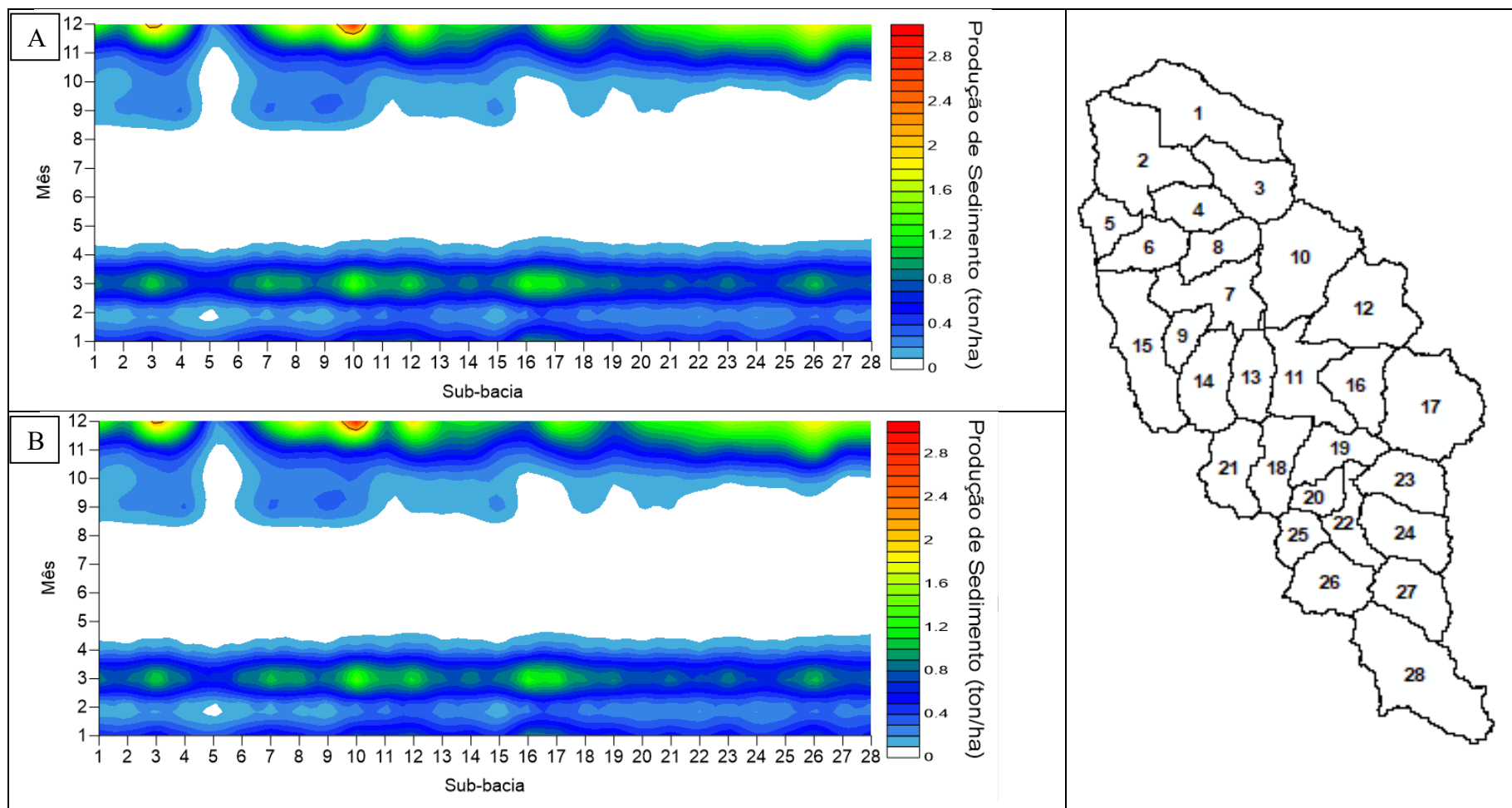
(C): Cenário Real com substituição de 10% de Agricultura por floresta; (D): Cenário Real com substituição de 20% de Agricultura por floresta.



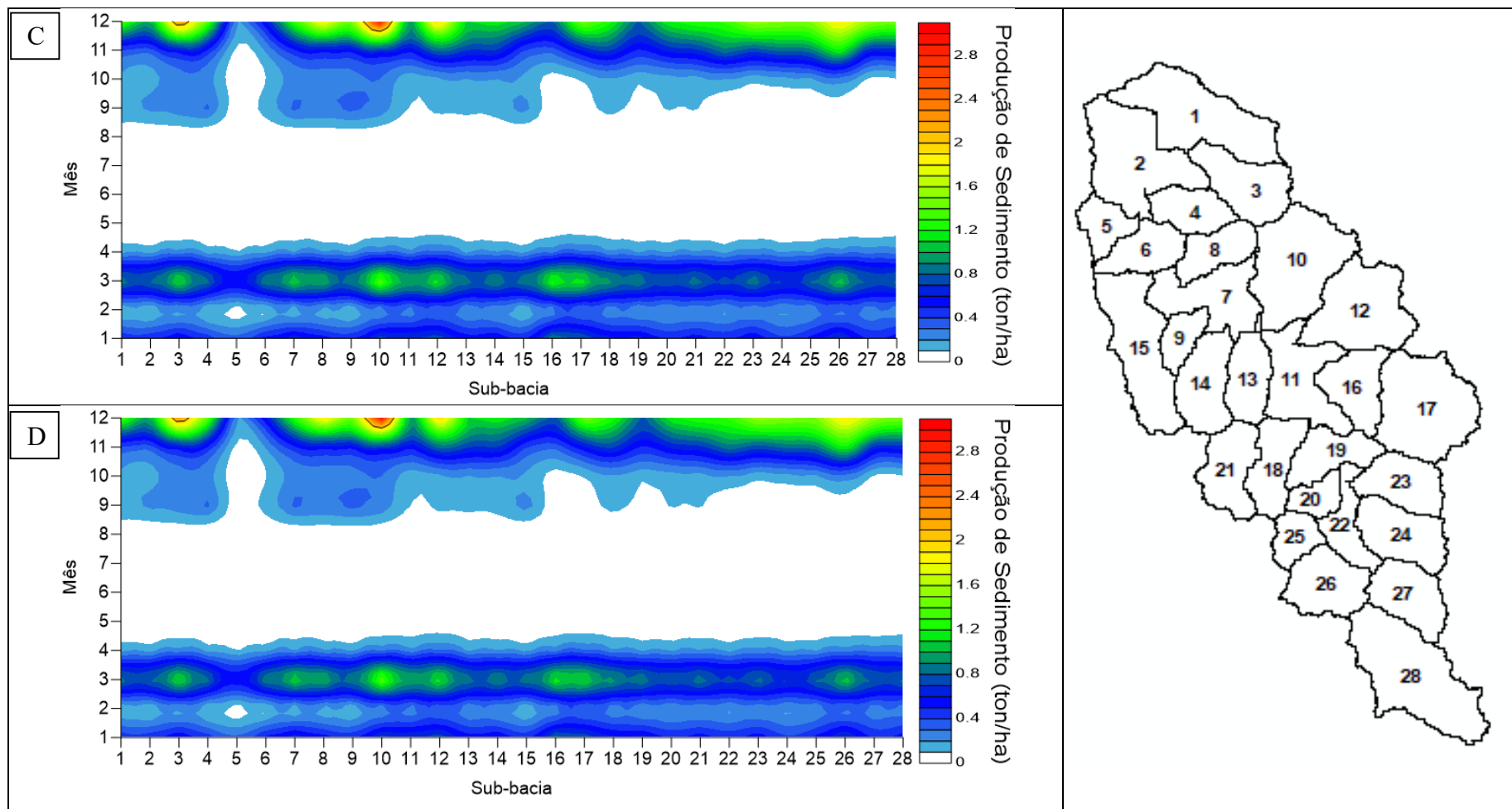
(E): Cenário Real com substituição de 50% de Agricultura por floresta; (F): Cenário Real com substituição de 100% de Agricultura por floresta.

Fonte: Autor (2017)

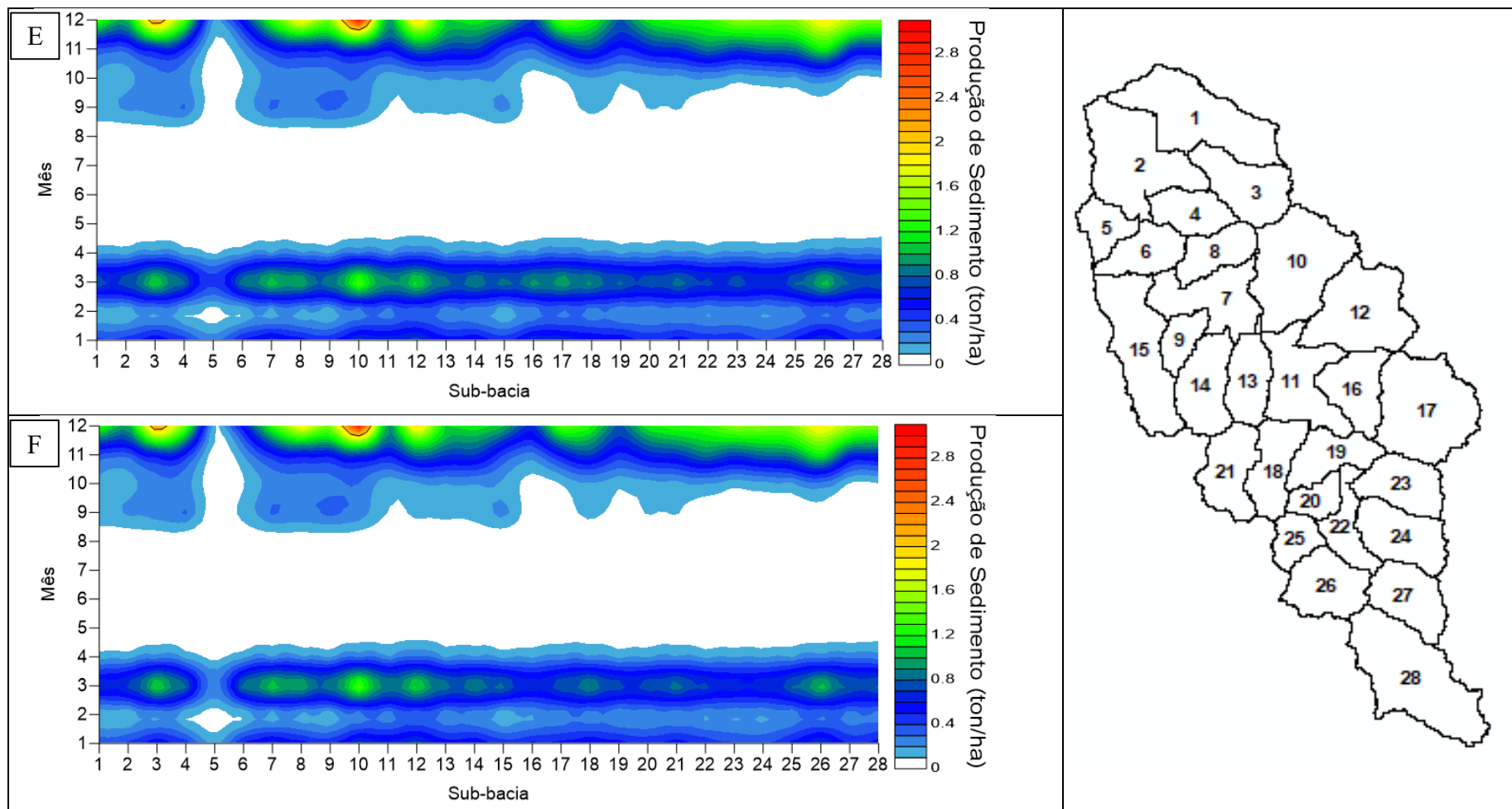
Figura 39 - Produção mensal de sedimentos por sub-bacia – Cenário Real com substituição de Pastagem por Floresta



(A): Cenário Real; (B): Cenário Real com substituição de 2% de Pastagem por floresta.



(C): Cenário Real com substituição de 10% de Pastagem por floresta; (D): Cenário Real com substituição de 20% de Pastagem por floresta.



(E): Cenário Real com substituição de 50% de Pastagem por floresta; (F): Cenário Real com substituição de 100% de Pastagem por floresta.

Fonte: Autor (2017)

4.3 SEDIMENTOS CARREADOS ATÉ O RESERVATÓRIO

A seguir, são apresentados os resultados referentes às simulações feitas com diferentes cenários, demonstrando o quão significativa é a substituição de Agricultura ou Pastagem por Floresta na produção de sedimentos e no consequente aporte dos mesmos até o reservatório. No modelo SWAT, a quantidade de sedimentos que é transportada com a água por um canal em um determinado tempo é chamada de SED_IN e a média diária da vazão em um canal durante um espaço de tempo é nomeada FLOW_IN. Para isso, é correlacionada a produção de sedimentos (ton) e a vazão (m^3/s), que chegam na sub-bacia 1, na qual está inserido o reservatório Bom Jardim. Desta forma, adota-se que o aporte de sedimento contribuinte ao reservatório é igual ao SED_IN da sub-bacia 1. Esta variável é especialmente importante para a estimativa do assoreamento de reservatórios, uma vez que representa numericamente a massa de sedimentos afluentes durante um determinado intervalo de tempo. Neste contexto, este trabalho adotou intervalos mensais, de forma que o aporte de sedimentos é estimado em toneladas por mês.

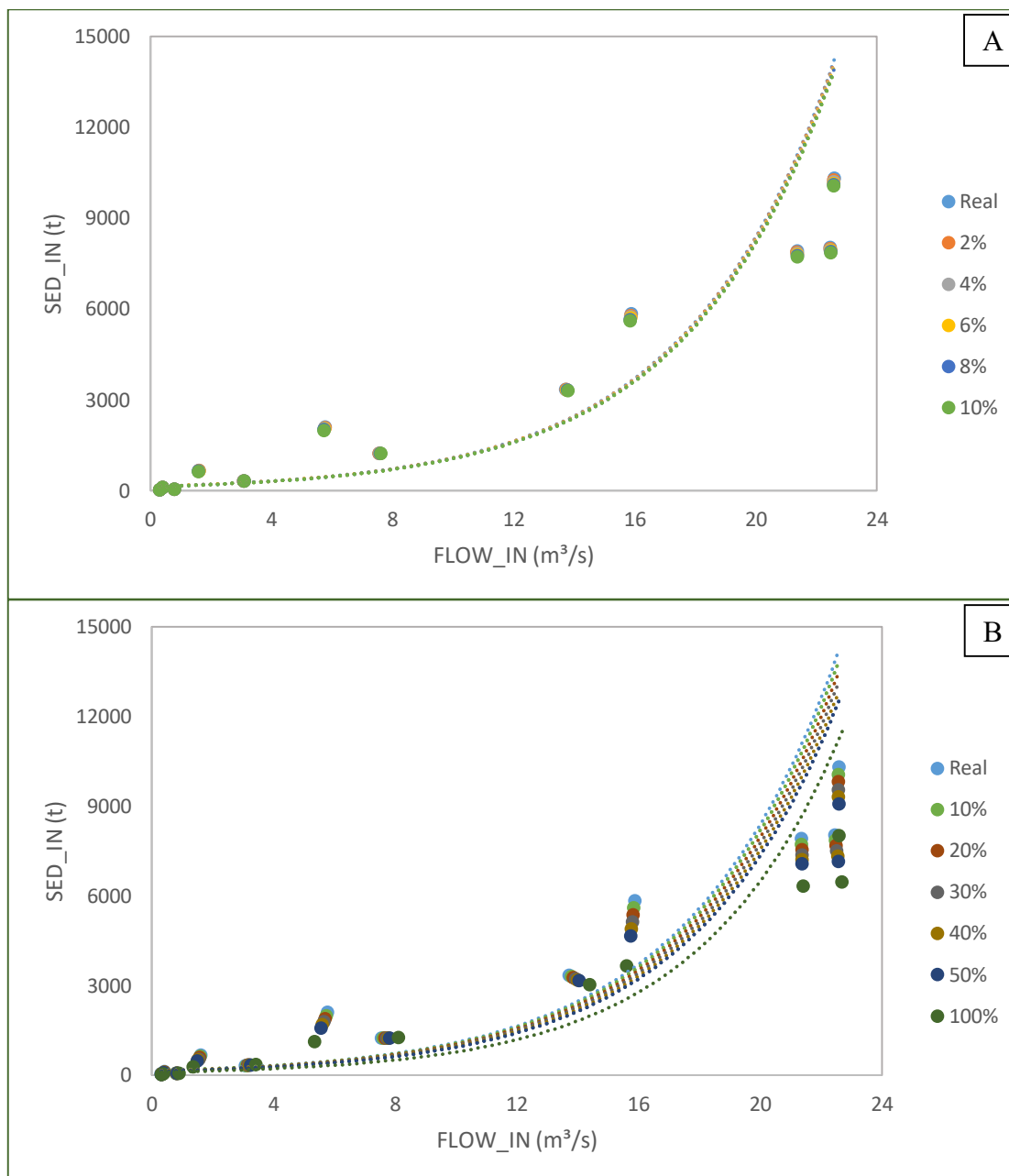
Curvas de aporte mensal de sedimentos em função da vazão média mensal são apresentadas na sequência. A Figura 40 (A) é referente aos cenários com substituição de pequenas porcentagens de Agricultura por Floresta, cenários estes que representam situações mais próximas à realidade, situações mais viáveis na prática, as quais poderiam ser adotadas por proprietários de terras na área da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim, caso haja alguma política de incentivo ao reflorestamento de áreas atualmente ocupadas por atividades agrícolas. A partir dos diversos gráficos apresentados na Figura 30, pode-se observar que houve diminuição no aporte de sedimentos de forma proporcional ao aumento da área de Floresta em substituição à Agricultura.

Nas simulações com cenários de 2, 4, 6, 8 e 10% de Agricultura substituída por Floresta, a média de redução do aporte de sedimentos foi respectivamente de 0,56%, 1,12%, 1,65%, 2,17% e 2,71%.

Já a Figura 40 (B), mostra substituições mais significativas na porcentagem de Agricultura por Floresta. Tratam-se de cenários mais extremos, nos quais haveria troca de grandes áreas de cultivo por Floresta. Neste gráfico, tem-se as porcentagens de 10, 20, 30, 40, 50 e 100% de agricultura por áreas verdes (Florestas), tais mudanças resultaram em uma

diminuição mais acentuada do aporte de sedimentos: 2,71%, 5,37%, 7,95%, 10,30%, 12,76% e 23,47% respectivamente.

Figura 40 - Porcentagem de Agricultura substituída por Floresta no cenário Real

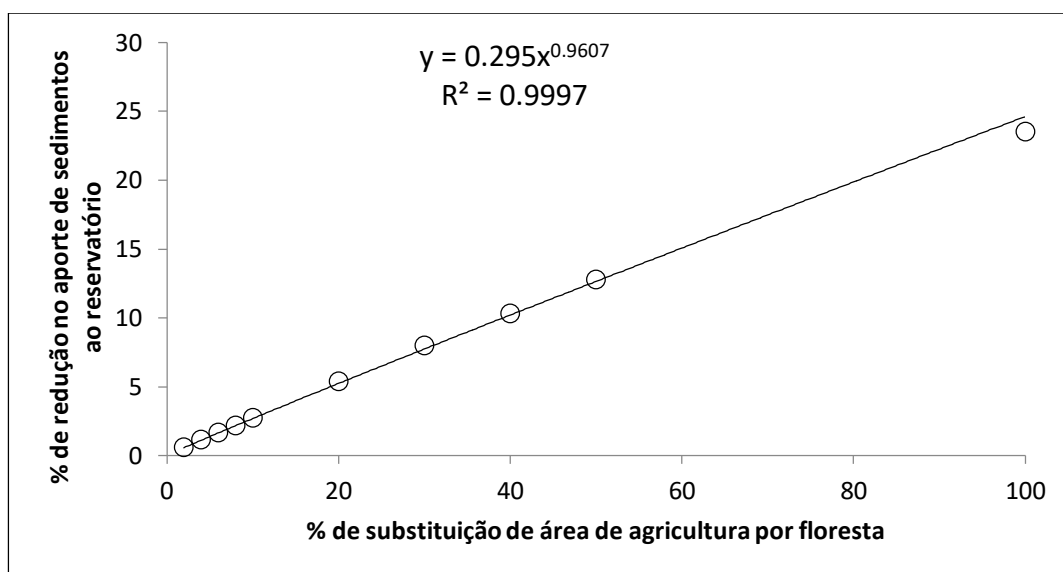


(A): Substituição de pequenas porcentagens de Agricultura por Floresta na sub-bacia. (B): Substituição de porcentagens mais representativas de Agricultura por Floresta na sub-bacia.

Pode-se afirmar assim que a diminuição da produção e do conseqüente aporte de sedimentos ao reservatório está intimamente ligada à substituição de áreas de Agricultura por Floresta. Considerando a situação real, na bacia do Ribeirão Bom Jardim, 64,34% da área é ocupada por Agricultura, então, por menores que sejam as porcentagens de

Agricultura substituída por Floresta, há atenuação na chegada de sedimentos ao reservatório. A despeito disto, estas reduções revelaram-se pouco expressivas para pequenos incrementos de área florestal, uma vez que atenuações no aporte superiores a 5% somente são conseguidas com mais de 20% da área de agricultura substituída por floresta. Quando estas variáveis são dispostas em um gráfico (Figura 41) de dispersão, pode-se revelar uma tendência aparentemente linear entre elas.

Figura 41 - Relações proporcionais entre a redução do aporte de sedimentos ao reservatório e a supressão da área de agricultura por floresta



Apesar do comportamento aparentemente linear, a linha de tendência que melhor representa as relações percentuais entre a redução do aporte de sedimentos ao reservatório e a supressão de áreas agrícolas com substituição por florestas é uma lei de potência dada pela seguinte expressão:

$$y = 0,295 \cdot x^{0,9607} \quad (14)$$

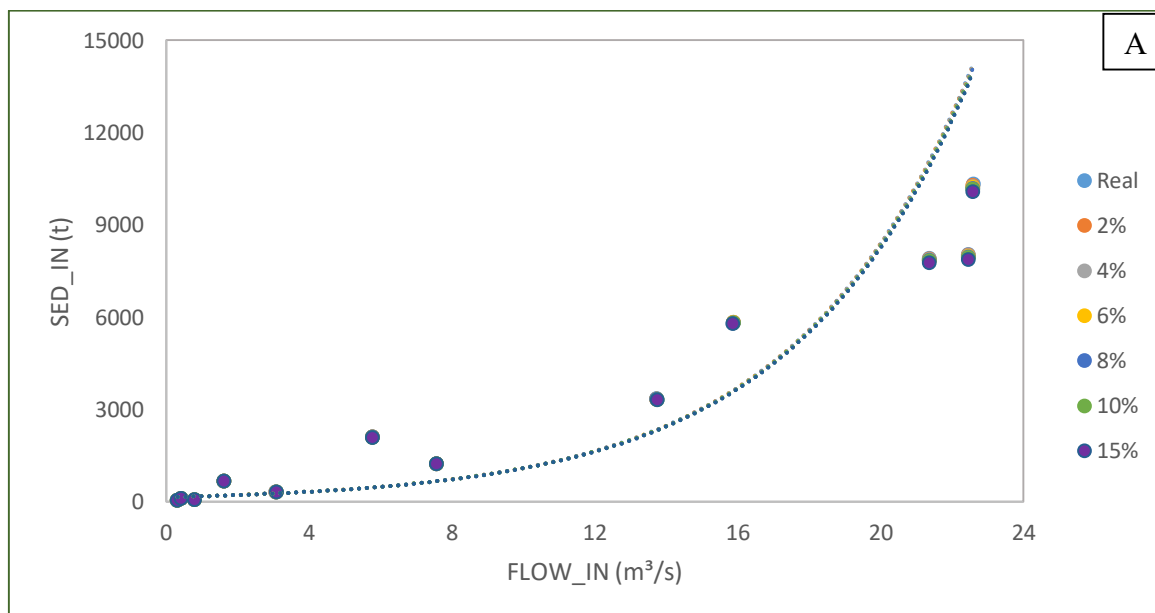
Na Equação 14, y é a porcentagem média de redução de aporte de sedimentos ao reservatório, enquanto x representa a porcentagem de área de agricultura substituída por reflorestamento. Esta expressão pode ser especialmente interessante para uso prático, diante da necessidade de uma previsão expedita da atenuação do aporte de sedimentos ao reservatório, em função do aumento de zonas reflorestadas na bacia analisada.

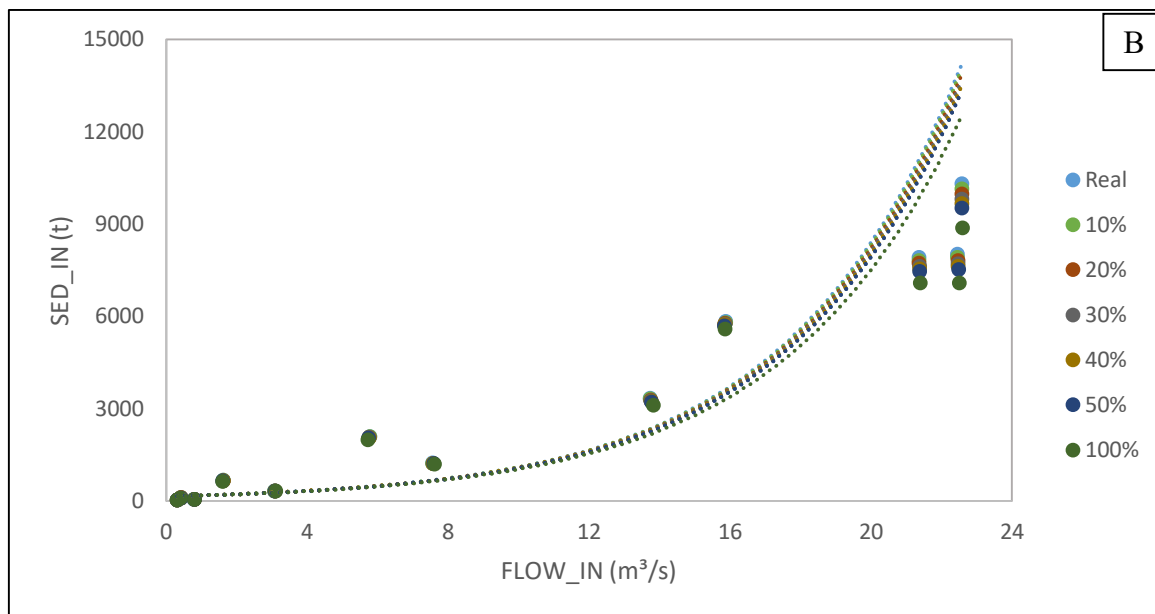
Outros casos possíveis estão relacionados com a retirada de áreas de pastagens para ampliação do reflorestamento. As mesmas porcentagens de substituição foram utilizadas para simulações com os cenários de supressão de Pastagem e adição de Floresta (Figura 42). Neste contexto, seguiu-se o mesmo critério usado para os cenários de supressão de Agricultura, primeiramente com substituições por florestas em porcentagens menores, que podem ser observadas na Figura 42 (A), visando obter cenários com potencial real de aplicação na área da sub-bacia. Em seguida simularam-se cenários com maiores porcentagens de substituição de Pastagem por Floresta (Figura 42 (B)).

De uma forma geral, nos cenários de reflorestamento sobre Pastagem, houve uma redução no aporte de sedimentos menos significativa quando comparada com os cenários que envolvem Agricultura.

As porcentagens de substituição expostas na Figura 42 (A), de 2, 4, 6, 8, 10 e 15% resultaram em redução da produção de sedimento de: 0,15%, 0,29%, 0,41%, 0,54%, 0,67% e 0,1% respectivamente. Enquanto que as substituições de maiores porcentagens, mostradas na Figura 42 (B): 10, 20, 30, 40, 50 e 100% geraram maior redução na produção de sedimento, que foi de: 0,67%, 1,32%, 1,93%, 2,56%, 3,16% e 5,71% respectivamente.

Figura 42 - Porcentagem de Pastagem substituída por Floresta no cenário Real



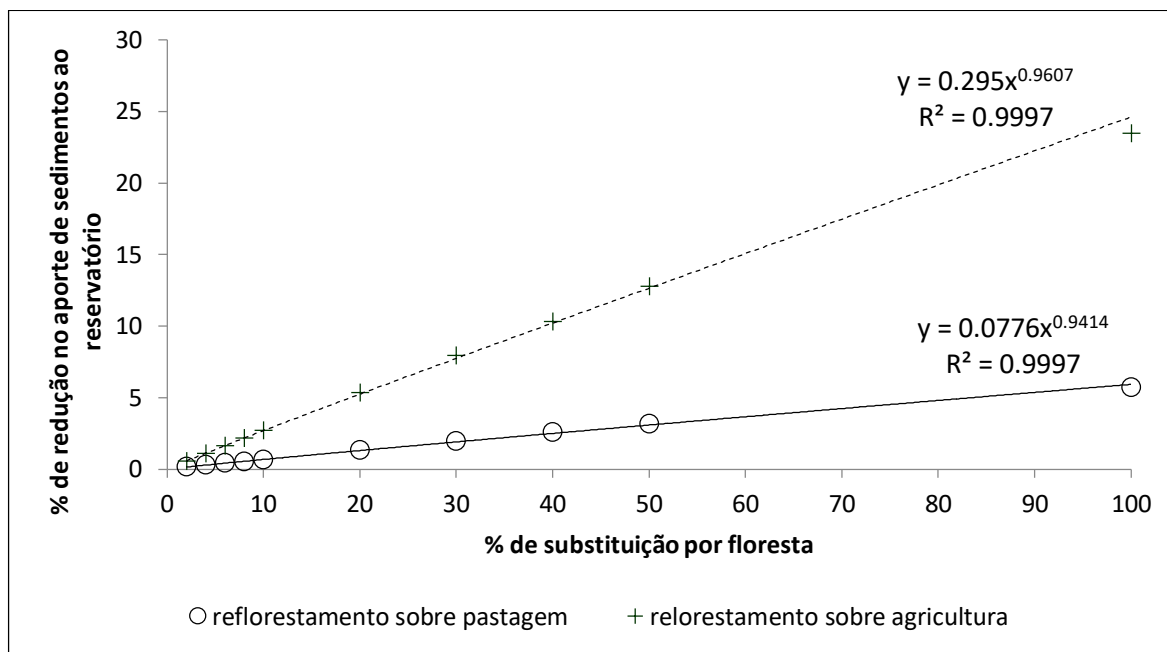


(A): Substituição de pequenas porcentagens de Pastagem por Floresta na sub-bacia. (B): Substituição de porcentagens mais representativas de Agricultura por Pastagem na sub-bacia.

De uma maneira geral, os resultados evidenciam que quanto maior a substituição de pastagens por Floresta, maior é a redução do aporte de sedimentos ao reservatório. Mesmo que tal atenuação seja bem menos expressiva, quando comparada com o cenário que envolve atividades agrícolas, existe melhora em comparação com o cenário Real.

Os resultados revelaram que, para a mesma proporção de modificação de área, as supressões de pastagem refletem em atenuações 25% menores em comparação com os cenários de redução de agricultura. Esta maior sensibilidade percentual das áreas de agricultura pode ser salientada quando as atenuações percentuais do afluxo de sedimentos ao reservatório são plotadas em gráficos de dispersão, conforme ilustra a Figura 43. Todavia, não se pode perder de vista que uma mesma fração de alteração de área agrícola refletirá na necessidade de se reflorestar áreas numericamente maiores. Tal fato pode ser justificado pela Pastagem ocupar apenas 10% da área total da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim, enquanto que a Agricultura representa 64% da área.

Figura 43 - Relações proporcionais entre a redução do aporte de sedimentos ao reservatório e a supressão de áreas de pastagem ou agricultura por floresta



Assim como no caso dos cenários que envolvem redução de áreas agrícolas, uma tendência ditada por lei de potência pode ser aplicada para uma quantificação expressa do quanto a redução de pastagens em relação ao cenário Real poderia contribuir para diminuir o chegada de sedimentos ao reservatório. Neste caso, a equação pode ser escrita como:

$$y = 0,0776 \cdot x^{0,9414} \quad (15)$$

Na Equação 15, y é a porcentagem média de redução de aporte de sedimentos ao reservatório, enquanto x representa a porcentagem de área de pastagem substituída por reforestamento. Esta expressão também pode ser especialmente prática ao fornecer uma previsão expedita da atenuação do aporte de sedimentos ao reservatório, em função do aumento de zonas reforestadas em detrimento de zonas de pastos.

Pelas Equações 14 e 15 é possível perceber que para uma mesma área de pastagem e de agricultura, a redução da produção de sedimento é maior, quando substitui-se uma área de pastagem por floresta do que de agricultura por floresta. Portanto, por mais que haja maior área de agricultura na área da sub-bacia em análise, a redução da pastagem por reforestamento é mais eficiente.

4.4 LEVANTAMENTOS DE CAMPO

A descarga de massa é fisicamente definida como a massa de uma determinada substância, transferida por unidade de tempo. No contexto do presente estudo, o principal interesse consiste no levantamento das descargas de massa de sedimentos nos principais pontos de afluência ao reservatório do Bom Jardim, de maneira a indicar a quantidade de sedimentos que chega ao reservatório em um determinado intervalo de tempo. Esta variável foi estimada no item anterior, que apresentou valores de descargas mensais, com a variável SED_IN dada em toneladas por mês.

4.4.1 Vazões e descargas de massa afluentes e efluentes ao reservatório

Neste item, são apresentados os resultados das campanhas de campo, com intuito de comparar os resultados estimados pelo modelo computacional, com resultados oriundos de medições instantâneas *in loco*. Os resultados das três campanhas de campo são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Resultados de vazão, concentração de sólidos totais e descargas de massa de sólidos

Campanha	Data	Ponto	Vazão medida (m ³ /s)	Concentração de sólidos totais (mg/L)	Descarga de massa de sólidos (ton/dia)
1	jun/2017	1	0,0308	1,18	0,003146
2	out/2017	1	0,000757	0,11289	0,00000738
3	nov/2017	1	0,0000846	0,0915	0,00000067
1	jun/2017	2	0,3782	0,1004	0,003282
2	out/17	2	0,178	0,1609	0,002474
3	nov/2017	2	0,4079	0,0716	0,002522
1	jun/2017	3	3,257	0,1091	0,030704
2	out/2017	3	1,74	0,1836	0,05165
3	nov/2017	3	2,746	0,3907	0,1099
1	jun/2017	4	1,953	0,3049	0,0514
2	out/17	4	0,13283076	0,116	0,003083
3	nov/2017	4	0,469	0,10833	0,00439
1	jun/2017	5	2,354	2,349	0,47773
2	out/2017	5	3,145	0,114	0,023186

3	nov/2017	5	3,009	0,0891	0,01812
---	----------	---	-------	--------	---------

Os pontos 1,2 e 3 indicam seções afluentes ao reservatório do Bom Jardim. Nota-se que as maiores descargas de sedimentos afluentes ocorrem no ponto 3, que refere-se a uma seção transversal do curso de água principal (ribeirão Bom Jardim) a montante do reservatório. Os pontos 1 e 2 apresentam descargas secundárias pelo afluente direto ao reservatório (córrego da Enxada), cujas descargas de massa resultaram em valores com ordem de grandeza menores do que no ponto 3. Salienta-se que todas as medições aqui apresentadas foram realizadas em período de estiagem, o que justifica os valores inexpressivos das descargas de massa dos afluentes 1 e 2, uma vez que suas vazões foram pequenas. A pequena massa de dados, resultante de apenas três coletas, ainda não permite respostas conclusivas sobre o comportamento da descarga de sólidos afluentes ao reservatório, em função da vazão, relação conhecida como curva-chave de sedimentos. De fato, este comportamento exige dados mais numerosos, o que somente será possível com coletas sistemáticas que, embora em andamento, fogem do escopo do presente trabalho.

Comportamentos inconclusivos também são indicados pelas descargas efluentes ao reservatório, verificadas nos pontos 4 e 5. Na campanha de junho/2017, medições no ponto 5, no canal de derivação que interliga o reservatório à estação de captação de água, registraram concentrações elevadas de sólidos que resultaram em descarga de massa exagerada e duvidosa, uma vez que grande parte do sedimento deveria ser retida no reservatório. Como este ponto situa-se aproximadamente 500 m a jusante da comporta por onde a água é retirada do reservatório, optou-se por deslocar o ponto 5 para uma seção imediatamente após esta comporta, de forma a capturar com mais exatidão a saída de sedimentos para este canal. Esta alteração foi realizada nas campanhas de outubro/2017 e novembro/2017, o que resultou em valores de concentração uma ordem de grandeza menores do que na campanha de junho/2017. Este comportamento provavelmente é mais verossímil, haja vista que registrou descargas de sedimentos inferiores à soma das descargas de entrada no reservatório.

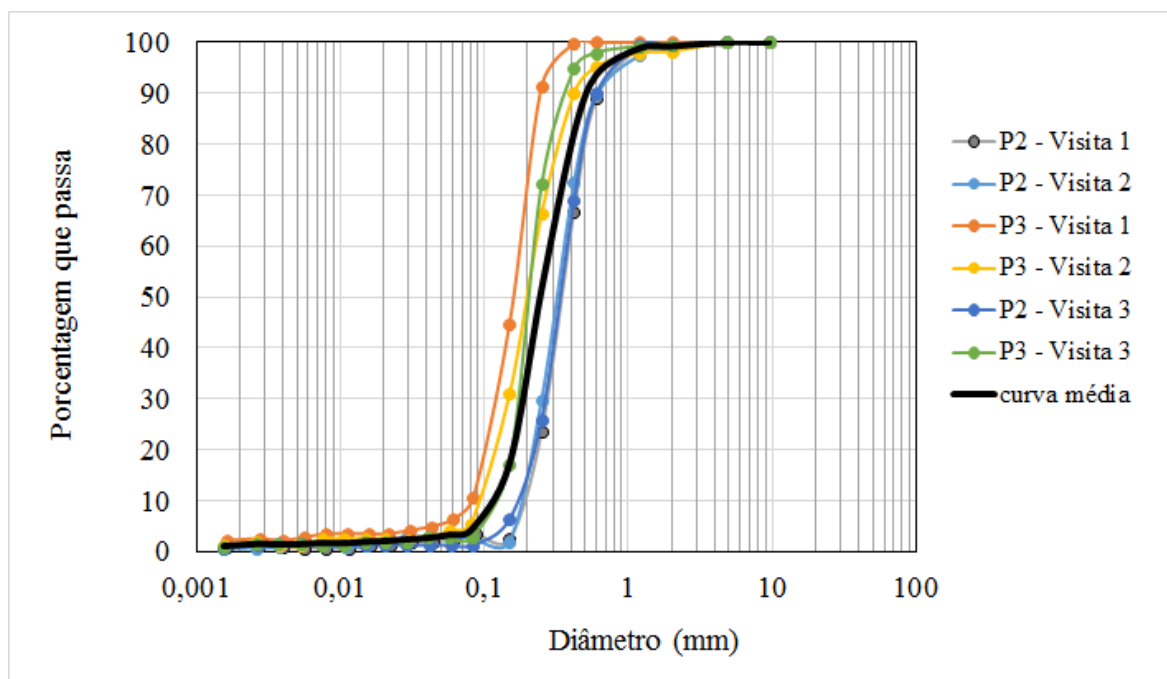
No ponto 4, as descargas de sólidos medidas em junho/2017 superaram os registros do mesmo ponto, medidas nas duas campanhas seguintes. Esta superação em uma ordem de grandeza ainda não permite concluir sobre a confiabilidade do dado de junho/2017, o que ratifica a importância de demais campanhas de campo.

Além disto é importante frisar que o experimento para cálculo de sólidos em laboratório pode gerar uma gama de erros, visto que pode haver perda de compostos na evaporação e na calcinação, além de ganho de massa pela oxidação, sendo assim, é um método passível de erros (NBR 10664). A tendência é que tais imprecisões sejam potencializadas quando as concentrações de sólidos são pequenas, o que naturalmente ocorre nos períodos de estiagem.

4.4.2 Granulometria dos depósitos

Durante as campanhas de campo, sedimentos de fundo foram coletados nos pontos 2 e 3, situados imediatamente a montante do reservatório, com intuito de obter a granulometria dos depósitos. A curva granulométrica encontrada para os dois tipos de depósitos analisados, referente às três visitas a partir dos ensaios de Análise Granulométrica, encontram-se na Figura 44.

Figura 44 - Curva Granulométrica dos depósitos coletados nos pontos P2 e P3



Para a construção da curva de granulometria foram detectadas parcelas dos depósitos que fazem parte de cada fração: areia grossa, média ou fina, argila e silte, que podem ser conferidas na Tabela 19.

Tabela 19 - Classificação granulométrica dos sedimentos de fundo

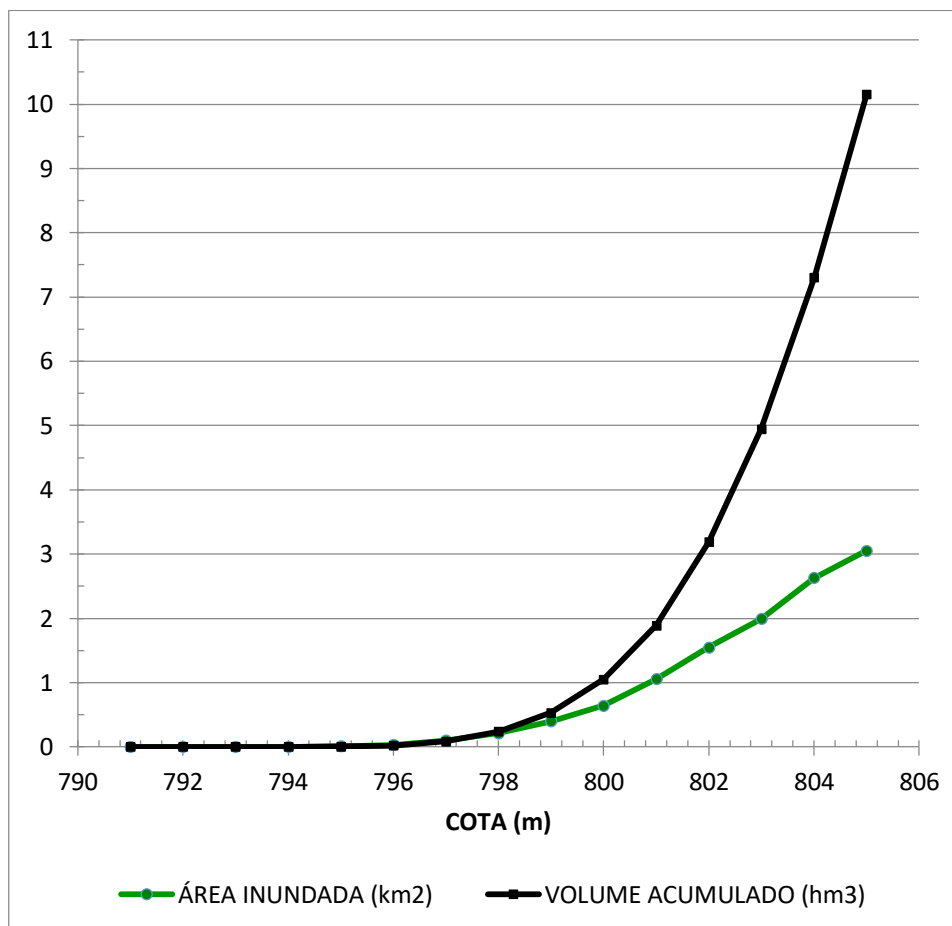
Fração	Ponto 2			Ponto 3		
	Visita 1	Visita 2	Visita 3	Visita 1	Visita 2	Visita 3
	%					
Areia grossa	10,9831	10,36393	10,10111	0,025106	4,785693	2,011883
Areia média	65,4241	59,84837	63,97412	8,686552	28,84726	25,8952
Areia fina	20,95803	27,09232	24,65889	84,9381	62,24217	69,39753
Silte	1,85631	2,144247	0,577864	4,142243	2,858998	1,81927
Argila	0,778449	0,551129	0,688014	2,207994	1,265878	0,876113

Estes resultados revelam que, no ponto 2, a maior parte dos sedimentos é composta por areia média, enquanto que, no ponto 3, a maioria é areia fina. Em ambos os pontos, as frações de silte e areia são ínfimas e não perfazem sequer 10% da amostra total. É interessante comentar que o ponto 2 consiste numa vereda, situada na confluência do córrego da Enxada com o reservatório do Bom Jardim e que, por isto, está praticamente dentro do reservatório. Como o ponto 3 é uma seção com características de rio, entende-se que o sedimento colhido no ponto 2 representa, com mais semelhança, os sedimentos depositados no fundo do reservatório. Em todo caso, a área drenada pelo ponto 2 é pequena diante daquela drenada pelo ponto 3. Em outras palavras, o sedimento que passa pelo ponto 3 representa com maior abrangência os sedimentos gerados na bacia de contribuição ao reservatório. Como todas as curvas indicam sedimentos com frações arenosas nitidamente predominantes, optou-se por utilizar uma curva granulométrica média para as futuras estimativas de assoreamento do reservatório. Assim, em termos médios, os depósitos de sedimentos são constituídos por 96,71% de areia, 2,23% de silte e 1,06% de argila.

4.5 CURVA COTA-VOLUME DO RESERVATÓRIO

Com base na metodologia descrita no capítulo anterior, foi possível reconstruir as curvas cota-volume e cota-área inundada do reservatório do Bom Jardim. Salienta-se que, na ausência de batimetria, esta estimativa fundamentou-se em mapas planialtimétricos confeccionados antes da existência do reservatório. Assim, a fixação de diversas cotas para o nível da água e sua comparação com as cotas advindas do modelo numérico de terreno possibilitaram a obtenção de tais curvas, as quais são ilustradas pela Figura 45.

Figura 45 - Curvas cota-volume e cota-área inundada calculadas para o reservatório do Bom Jardim

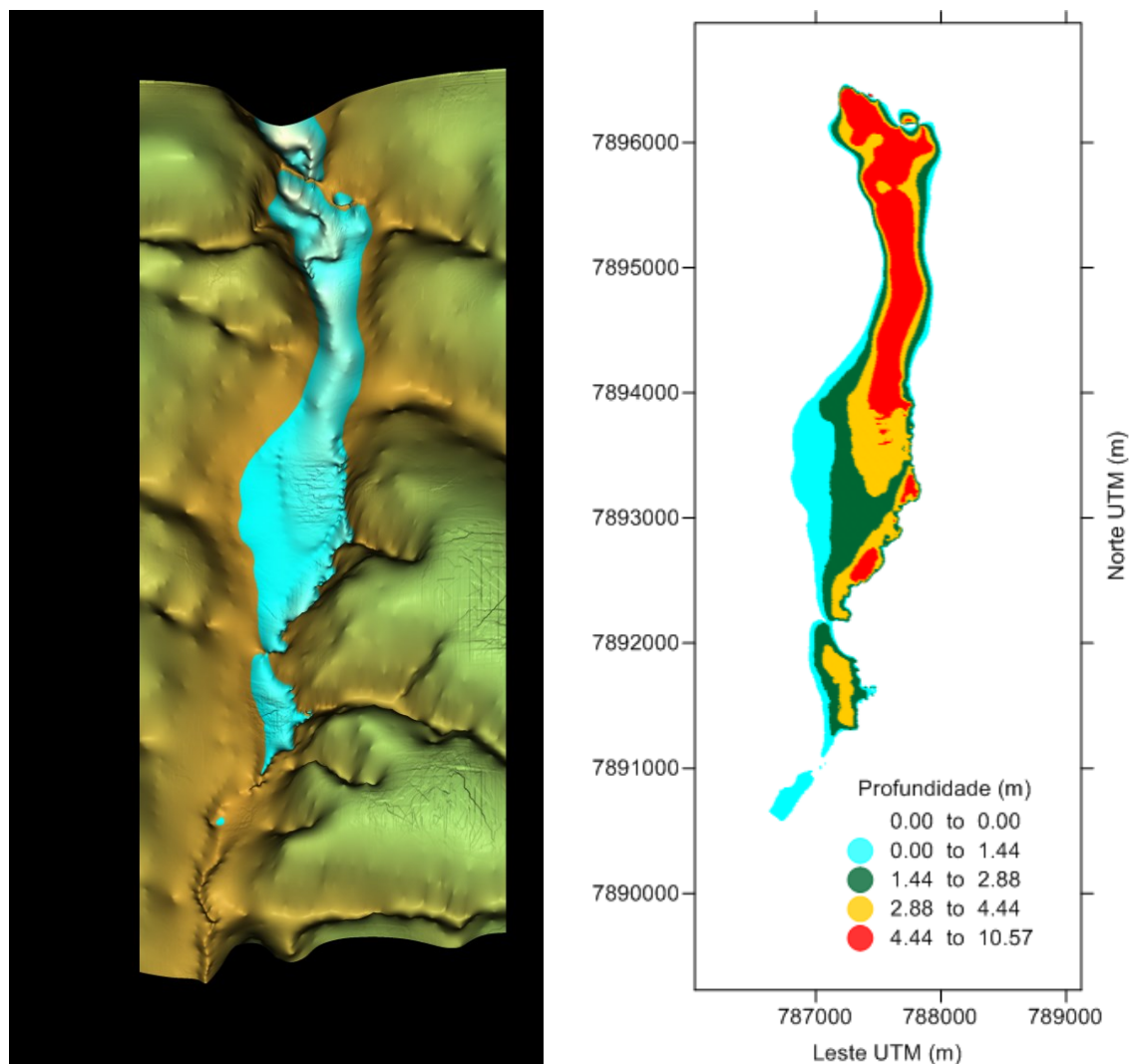


A partir de comparações com o contorno do reservatório, obtido a partir de imagens aéreas, a cota do nível de água máximo foi considerada como 804 m, o que representa um volume acumulado de 7,30 hm³. Para efeito de cálculo de assoreamento, este foi considerado como o volume máximo normal do reservatório. As campanhas hidrométricas de campo, realizadas em outubro/2017 e novembro/2017 identificaram que a profundidade do canal de derivação (ponto 5) é de 2 m, para um nível de água aproximadamente 1 m abaixo do nível superior das comportas. Com este raciocínio, fixou-se a cota do nível de água mínimo operacional igual a 801 m.

Uma vez que o cálculo da curva cota-volume foi automatizado em uma macro do Excel, também foi possível mapear a distribuição de profundidades e delimitar o contorno do reservatório para diferentes níveis de água. Neste contexto, a Figura 46 representa o contorno e as profundidades do reservatório para o nível de água máximo normal, ao passo que a Figura 47 ilustra estes mesmos resultados para o nível de água mínimo operacional.

Figura 46 - Reservatório do Bom Jardim para nível de água máximo normal

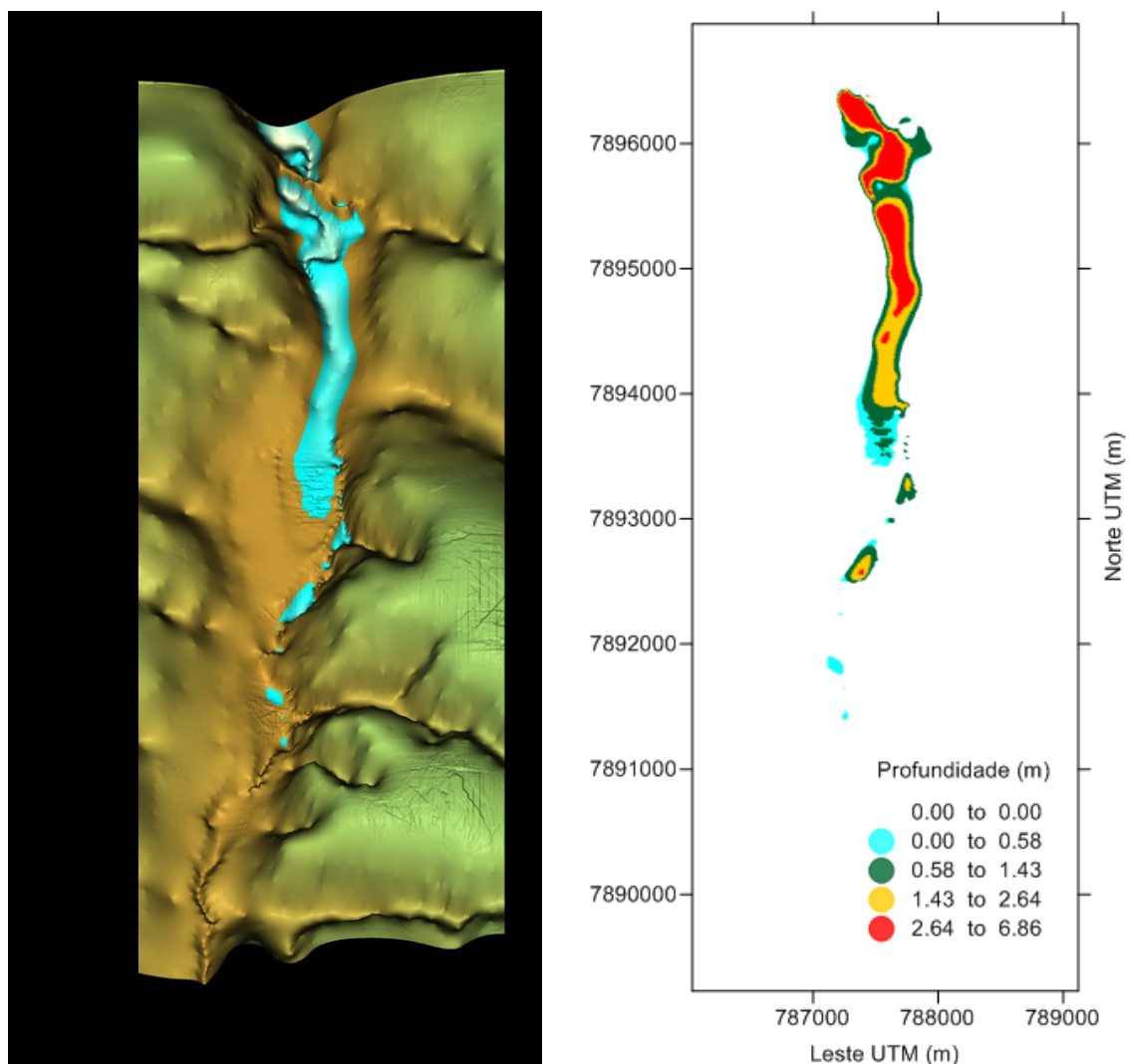
Volume = 7,30 hm³; Área inundada = 2,63 km²



Fonte: Autor (2018)

Figura 47 - Reservatório do Bom Jardim para nível de água mínimo operacional

Volume = 1,89 hm³ ; Área inundada = 1,06 km²



Fonte: Autor (2018)

Os valores estimados para os volumes máximos e mínimos serão utilizados no item seguinte, quando serão feitas as estimativas das perdas graduais de volume total e de volume útil, condicionadas pelo aporte e acumulação de sedimentos no reservatório.

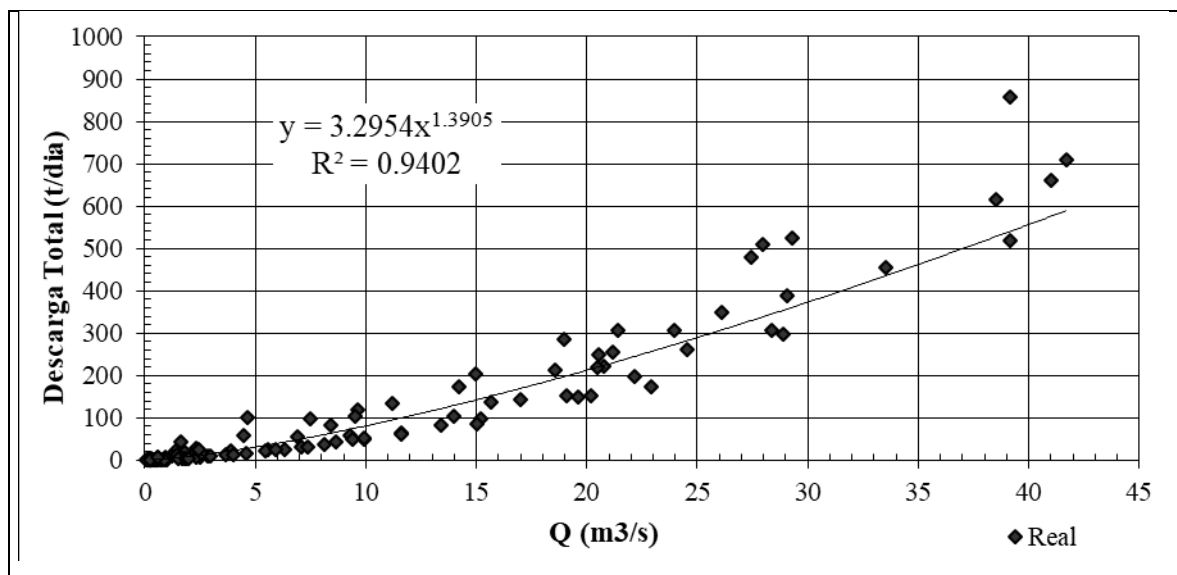
4.6 ESTIMATIVA DO ASSOREAMENTO DO RESERVATÓRIO

Para utilização do modelo de assoreamento foram necessários dados de aporte de sedimentos, de vazões afluentes gerados pelo modelo SWAT, além dos valores de vazão, da curva-chave de sedimentos afluentes ao reservatório Bom Jardim. As curvas-chave

representam a relação entre a descarga de massa de sedimentos e a vazão afluyente, variáveis cujos comportamentos foram estimados, para cada cenário de uso do solo, pelos gráficos apresentados no item 4.3 deste capítulo. A única diferença é que o modelo computacional para a previsão de assoreamento requer que as descargas sejam calculadas em toneladas por dia e não em toneladas mensais, conforme as estimativas originais pelo SWAT. Estas curvas são determinantes para a predição da quantidade de sedimentos que se acumula no fundo do reservatório ao longo dos anos.

Resumidamente, para uma dada vazão afluyente, quanto mais inclinadas forem as retas que tangenciam esta curva, maior será o aporte de sedimentos e maior o potencial de se formarem depósitos de fundo que reduzem o volume do reservatório. Por isto, usos do solo que levam a maiores aportes de partículas fatalmente condicionarão assoreamentos mais acelerados. Neste contexto, a curva-chave de sedimento, utilizada na simulação do cenário Real, é apresentada pela Figura 48, a seguir.

Figura 48 - Curva-chave de sedimentos afluentes ao reservatório para o cenário Real



A curva-chave para os outros cenários também foi gerada, a partir dos dados resultantes de cada simulação feita no SWAT. Os parâmetros da equação da linha de tendência (Equação 16) estão expostos na Tabela 20.

$$y = ax^b \quad (16)$$

Na qual, o parâmetro y representa a descarga de sedimentos (ton/dia) e x representa a vazão afluyente (m^3/s).

Tabela 20 - Parâmetros da equação da linha de tendência para os diferentes cenários

* Cenário	Agricultura		Pastagem	
	a	b	a	b
Real	3,2954	1,3905	3,2954	1,3905
2%	3,2849	1,3899	3,2932	1,3902
4%	3,2727	1,3894	3,2915	1,3899
6%	3,2612	1,3889	3,2903	1,3895
8%	3,2493	1,3885	3,2889	1,3891
10%	3,2357	1,3882	3,2874	1,3887
15%	3,205	1,3871	3,2829	1,3879
20%	3,1753	1,3859	3,2786	1,3871
30%	3,1211	1,3834	3,2717	1,3853
40%	3,0533	1,382	3,2638	1,3836
50%	2,9787	1,3814	3,258	1,3817
100%	2,5621	1,3873	3,2296	1,373

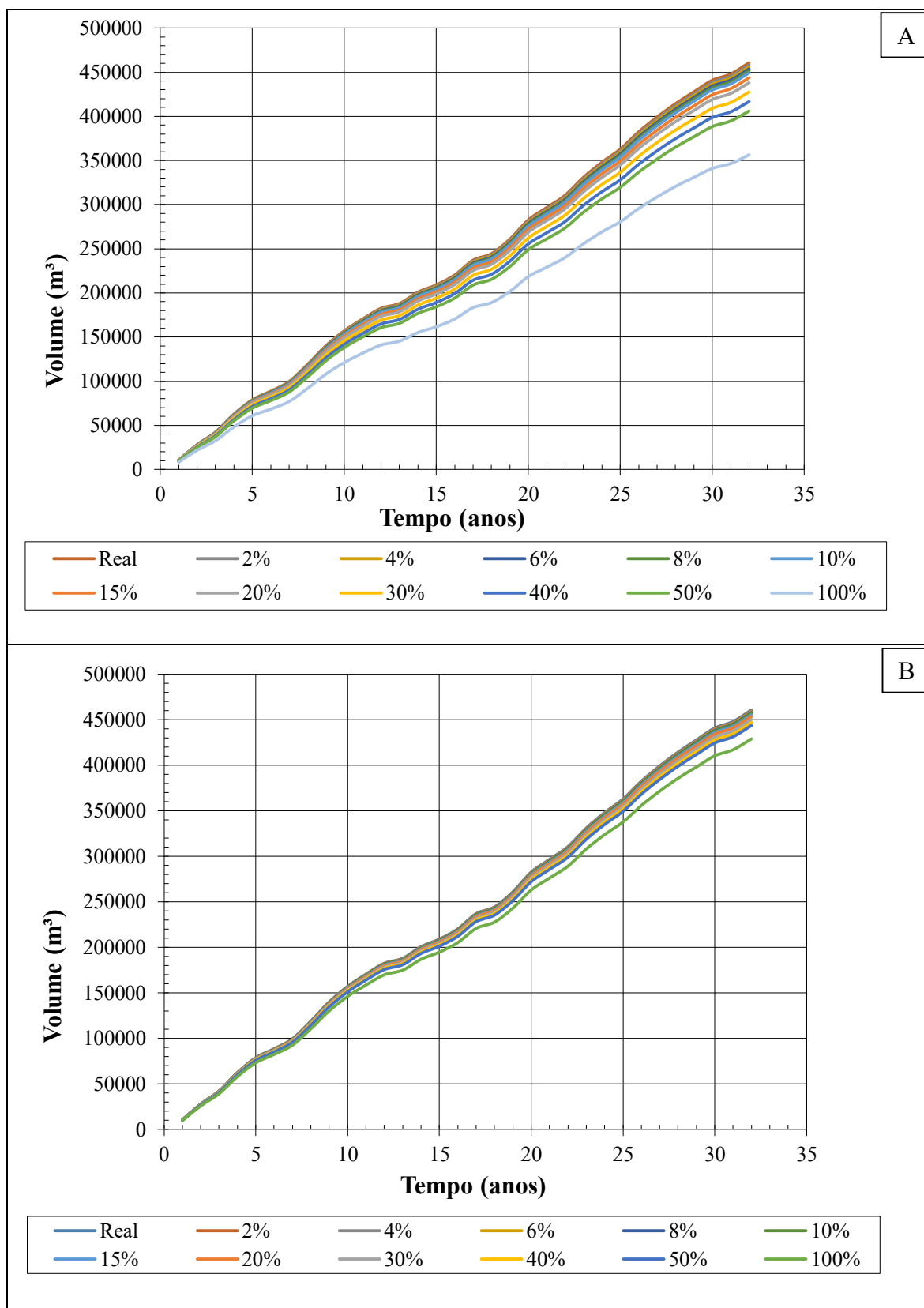
% de substituição do tipo de uso do solo por Floresta

Com a aplicação do modelo computacional, foi feito o cálculo do assoreamento de reservatórios, que permitiu quantificar, aproximadamente, a redução do volume do sistema com o passar do tempo. Assim, a evolução dos volumes assoreados é representada pela Figura 49 (A e B).

A partir da Figura 49, também pode-se observar que no intervalo de 33 anos inseridos, o volume assoreado apresenta mudanças de acordo com o cenário imposto, mostrando que a mudança de tipo de uso do solo gera diferentes resultados, sendo o volume assoreado tão maior quanto mais próximo do cenário real, e tão menor quanto maiores as substituições de Agricultura ou Pastagem por Floresta.

Ainda observando a Figura 49, podemos ver que as taxas de assoreamento diminuíram mais com as substituições dos cenários de Agricultura por Floresta, quando comparadas com os cenários de substituição de Pastagem por Floresta, devido à área ocupada por Agricultura representar maior porcentagem da área da sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim do que a Pastagem. Ao final dos 33 anos, os cenários mais extremos, com substituição de 100% de Agricultura e de Pastagem por Floresta originaram redução de 22.6 e 6.9% respectivamente.

Figura 49 - Evolução do Volume Assoreado

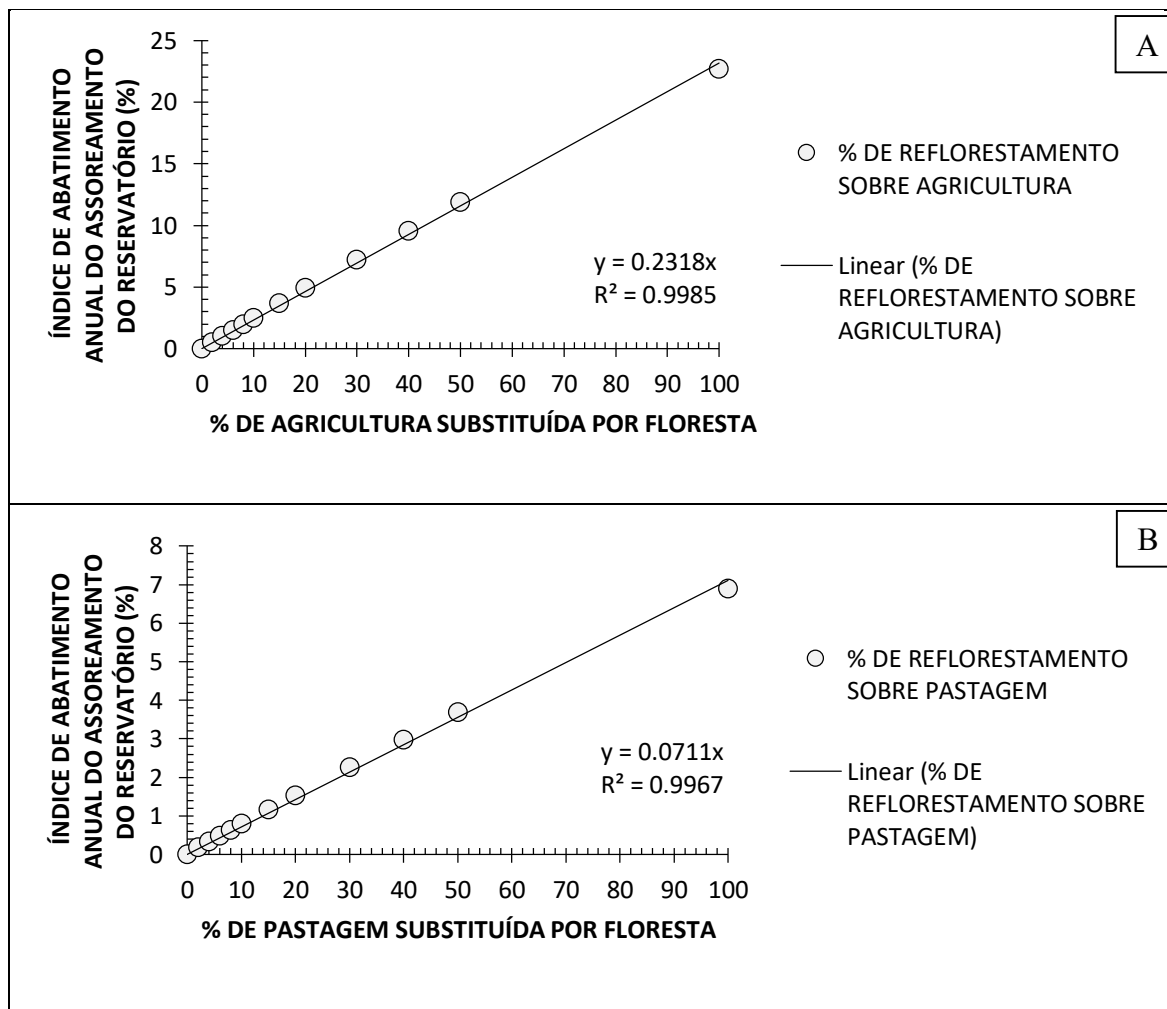


Evolução do Volume Assoreado para os cenários com Substituição de: (A) Agricultura por Floresta; (B) Pastagem por Floresta.

A partir do cálculo do assoreamento, foi obtido o Índice de Abatimento Anual do Assoreamento do reservatório (%), pelo qual é possível visualizar facilmente quantos por cento de abatimento anual do assoreamento do reservatório Bom Jardim, certa área de reflorestamento gera, seja ela de Agricultura (Figura 50 - A) ou de Pastagem (Figura 50 - B).

Na Figura 50 - A, é possível ver que com 100% de reflorestamento das áreas da sub-bacia ocupadas por Agricultura, se teria um abatimento de quase 24% do assoreamento no reservatório Bom Jardim, enquanto que se fossem reflorestadas 100% das áreas da sub-bacia ocupadas por Pastagem (Figura 50 - B), haveria uma diminuição de aproximadamente 7% de redução no assoreamento do reservatório.

Figura 50 - Índice de Abatimento Anual do assoreamento do reservatório



5. CONCLUSÃO

Foi possível observar uma correlação muito forte existente entre a precipitação e o escoamento superficial, além disso, os maiores picos de produção de sedimentos ocorrem justamente quando a precipitação atinge altos níveis, deixando clara a relação existente entre estes fatores. Além disso, o escoamento superficial e a produção de sedimentos também estão altamente correlacionados, visto que, quanto maior a precipitação na área, maior será o potencial de originar escoamento superficial e, conseqüentemente, maior será a produção de sedimentos.

No cálculo da produção de sedimentos anual média (SYLD) em cada sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim, observou-se diminuição gradual de SYLD de acordo com a sub-bacia, enquanto se aumenta a porcentagem de reflorestamento em áreas de Agricultura / Pastagem, conforme foram propostos os cenários, ou seja, com o aumento das áreas de Floresta em substituição a Agricultura/Pastagem, ocorre menor produção de sedimentos.

A produção sedimentos (SYLD) acumulada no período analisado (33 anos) é menor nos meses de maio, junho, julho e agosto, visto que este é o período seco na região analisada, no qual a precipitação e o escoamento superficial são mínimos, justificando assim a baixa produção de sedimentos para todos os cenários analisados. A maior produção de sedimentos ocorreu no mês de dezembro, seguido do mês de março, os quais estão inseridos no período chuvoso da região de estudo.

Houve grande redução de SYLD nas sub-bacias onde o uso do solo predominante da área estava ocupado por Agricultura ou por Pastagem e foi substituído por Floresta. Contudo, o SYLD não reduz tanto nos cenários de substituição quando se trata de Pastagem trocada por Floresta, quanto nos cenários de substituição de Agricultura por Floresta, visto que a porcentagem de Pastagem ocupada na bacia como um todo representa aproximadamente 10% e a de Agricultura representa 64%.

O aporte de sedimento contribuinte ao reservatório (SED_IN da sub-bacia 1), reduziu com as substituições de diversas porcentagens de Agricultura por Floresta, variando de 0,56% a 23,47%, com as substituições de 2 e 100% respectivamente. Para os cenários onde há reflorestamento das áreas de Pastagem, houve redução de 0,15 e 5,71% do aporte de sedimento no reservatório quando feito reflorestamento de 2 e 100% da área respectivamente.

O assoreamento do reservatório seguiu o comportamento esperado de acordo com os resultados de SED_IN, ou seja, houve maior assoreamento no Reservatório para o cenário Real, seguido dos cenários com pouca substituição de Agricultura ou Pastagem por Floresta. Enquanto que os cenários com grandes porcentagens de substituição de Agricultura ou Pastagem por Floresta geraram grande redução no assoreamento, chegando a 22,6 e 6,9% respectivamente.

Foi possível perceber que para uma mesma área de pastagem e de agricultura, a redução da produção de sedimento é maior, quando substitui-se a área de pastagem por floresta do que de agricultura por floresta. Portanto, por mais que haja maior área de agricultura na sub-bacia em análise, a redução da pastagem por reflorestamento é mais eficiente.

Tais abatimentos mostram o quão importante são as reduções de áreas de Agricultura e de Pastagem por Florestas, o que poderia ser implantado em função de ações como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que traria benefícios diretos para a terra dos proprietários, tratando-se de melhor conservação dos recursos naturais das propriedades e benefícios indiretos para toda a população, como o menor assoreamento do reservatório Bom Jardim, que influencia no abastecimento público da cidade de Uberlândia – MG. Além disso, a diminuição do volume do reservatório traria perdas financeiras para o município.

Foram enfrentadas muitas dificuldades em relação à falta de dados sobre a área estudada, o que impossibilitou a validação e calibração do experimento. Assim, recomenda-se que seja feita a batimetria no reservatório para obtenção de dados e a calibração do experimento futuramente. Além disso, sugere-se estudo para análise do cumprimento ou não do que dita o Código Florestal em relação ao que há de vegetação no entorno do reservatório e o que tal revegetação poderia influenciar na produção de sedimentos no reservatório estudado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; & WILLIAMS, J. R. *Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 34(1), 73-89, 1998.

<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>

ARNOLD, J. G.; NEITSCH, J. G.; WILLIAMS, J. R. *Soil and Water Assessment Tool input/output file documentation: Version 2009*. Texas Water resources institute technical report, v. 365, 2009.

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, n. 2, p. 171-183, 1995.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1995\)121:2\(171\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1995)121:2(171))

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR: 6457 - *Amostras de Solo – Preparação para Ensaio de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro, p. 9. 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR: 7181 *Solo – Análise Granulométrica*. Rio de Janeiro, p. 13. 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR: 9898 - *Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro, p. 22. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR: 10664 *Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método Gravimétrico*. Rio de Janeiro, p. 7. 1989.

BAGNOLD, R. A. Bed load transport by natural rivers. Water Resources Research, v. 13, n. 2, p. 303-312, 1977. In *Soil and Water Assessment Tool input/output file documentation: Version 2009*.

BALDISSERA, G. C. *Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT*. Cuiabá-MT, Brazil: Universidade Federal do Mato Grosso, 2005.

BALTOKOSKI, V. *Modelo SWAT 2005 aplicado às sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro*, Pato Branco, PR. 2008. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

BARROS, A. M. L.; BEHRENDT, H.; SOBRAL, M. C.; GUNKEL, G. *Utilização do modelo Moneris para a quantificação do aporte de nutrientes em corpos d'água*. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: ABES, 2007.

BARROS, A. M. L. *Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo MONERIS à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco*, 2008.

BARSANTI, P.; DISPERATI, L.; MARRI, P.; MIONE, A. *Soil erosion evaluation and multitemporal analysis in two Brazilian basins*. In INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE (Vol. 2), 2013.

BETRIE, G. D.; MOHAMED, Y. A.; VAN GRIENSVEN, A.; & SRINIVASAN, R. *Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model*. Hydrology and Earth System Sciences, 15(3), 807, 2011.
<https://doi.org/10.5194/hess-15-807-2011>

BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F. A.; CONCEIÇÃO, G. *Utilização do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC*. Taller Internacional Red Riegos–CYTED. Florianópolis SC, 2008.

BRAGA, B. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRAGA, A. C. F. M.; DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; GALVÃO, C. de O.; NOBRE, P. *Downscaling of a global climate model for estimation of runoff, sediment yield and dam storage: A case study of Pirapama basin, Brazil*. Journal of hydrology, 498, 46-58, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.007>

BRASIL. *Lei n. 9.433*, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: <
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 25 de abril. 2017

BRASIL, IBGE. *Produção Agrícola – Lavoura Temporária, 2015*. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso: novembro de 2017.

BRESSIANI, D.A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A.; MENDIONDO, E. M. *Effects of spatial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil*. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, 8(3), 125, 2015.

BRESSIANI, D. A.; D., GASSMAN, P. W., FERNANDES, J. G., GARBOSSA, L. H. P., SRINIVASAN, R., BONUMÁ, N. B., & MENDIONDO, E. M. *Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects, 2015*. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, 8(3), 9.

BRITO, J. L. S. *Os solos da bacia do ribeirão Bom Jardim e suas relações com relevo e os recursos hídricos*, Uberlândia (MG), 2002. Revista Caminhos de Geografia 3(7), 2002.

BRITO, J.L.S.; RODRIGUES, S. C. *Mapeamento geomorfológico de detalhe: uma proposta de associação entre o mapeamento tradicional e as novas técnicas em geoprocessamento*. p. 1-7. Revista Eletrônica: CAMINHOS DE GEOGRAFIA, vol 1, ano 2. IGUFU, 2001.

CALIJURI, M. L.; MEIRA, A. D.; PRUSK, F. F. *Geoprocessamento Aplicado aos Recursos Hídricos*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 27. Poços de Caldas, 1998. Cartografia, Sensoriamento e Geoprocessamento. Lavras: UFLA, SBEA, 1998, P200-225.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia Prática*. CPRM e ELETROBRÁS. Rio de Janeiro, RJ, 1994.

CARVALHO, N. D. O.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; SANTOS, P. D.; LIMA, J. E. F. W. *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios*. Agência Nacional de Energia Elétrica. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas. 2000.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia Prática*. CPRM e ELETROBRÁS. 2. Ed. Rio de Janeiro, RJ. 384p. 2008.

COCHRANE, T. A.; FLANAGAN, D. C. *Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models*. Journal of soil and water conservation, v. 54, n. 4, p. 678-685, 1999.

DA SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. *Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment*. Natural Hazards, v. 62, n. 3, p. 953-970, 2012.
<https://doi.org/10.1007/s11069-012-0128-2>

DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, V. C. de L.; SILVA, L. P. *Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff-erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil*. Environmental monitoring and assessment, 185(11), 8977-8990, 2013.
<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3228-x>

DE ARAGÃO, R., CRUZ, M. A. S.; DE AMORIM, J. R.A.; MENDONÇA, L.C., DE FIGUEIREDO, E. E; SRINIVASAN, V. S. *Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 37(4), 2013.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000400026>

EMAM, A. R.; KAPPAS, M.; NGUYEN, L. H. K.; RENCHIN, T. *Hydrological Modeling in an Ungauged Basin of Central Vietnam Using SWAT Model*, Hydrology and Earth System Sciences, 2016.

EMBRAPA. *Cultivares de Soja, Minas Gerais e Região Central do Brasil – Safra 2010/2011*, 2010.

EPA. United States Environmental Protection Agency. *Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our waters*. EPA 841-B-05-005: Washington, 2005.

ESTADO DE MINAS GERAIS. *Lei Estadual n. 11.504, de 20 de junho de 1994*. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário do Executivo, 1994.

ESTADO DE MINAS GERAIS. *Lei Estadual n. 13.199, de 29 de janeiro de 1999*. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário do Executivo, 1999.

GARRIDO, K. M. *Aplicação do modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Juquiriçá, Bahia*. 2003. 186 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

GRIGG, N. S. *Water resources management*. John Wiley & Sons, Inc., 1996.

HAMMER, R. D.; YOUNG, N. C.; WOLENHAUPT, T. L.; BARNEY T. L.; HAITHCOATE, T. W. *Slope class maps form soil survey and digital elevation models*. Soil Science Society American Journal, v.59, p.509-519, 1995
<https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900020034x>

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. *Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis*. Photogrammetric engineering and remote sensing, v. 54, n. 11, p. 1593-1600, 1988.

KUTNER, A. S. *Assoreamento de Reservatórios*. Informativo ABGE, 1979.

LIBOS, M. I. P. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; ZEILHOFER, P. *Modelagem da poluição não pontual na bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 4, p. 115-135, 2002.
<https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n4.p115-135>

MACHADO, R. E. *Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento*. 2002. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
<https://doi.org/10.11606/T.11.2002.tde-10072002-161200>

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. *Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, n. 4, p. 727-733, 2003.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400017>

MAIA, A. G. *As conseqüências do assoreamento na operação de reservatórios formados por barragens*, Dissertação de doutorado, Universidade de São Paulo, 2006.

MAIA, A. G., ALAMY FILHO, J. E., DE SOUZA, L. B. S., VILLELA, S. M., & SCHULZ, H. E. *Método simplificado para estimativa do volume assoreado de reservatórios*, 2002.

MAIDMENT, D. R. GIS and hydrologic modeling. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L. T. (Ed.). *Environmental modeling with GIS*. New York: Oxford University, 1993. P. 147-167.

MENDES, C. A. B. *Planejamento Nacional de Recursos Hídricos Baseado no Uso de Técnicas de Geoprocessamento*, 9p., 1998.

MILLER, G.T. *Ciência ambiental*. Tradução All Tasks. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 123p.

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

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. 3. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 416p.

MUKUNDAN, R.; PRADHANANG, S. M.; SCHNEIDERMAN, E. M.; PIERSON, D. C.; ANANDHI, A.; ZION, M. S.; STEENHUIS, T. S. *Suspended sediment source areas and future climate impact on soil erosion and sediment yield in a New York City water supply watershed, USA*. *Geomorphology*, 183, 110-119, 2013.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.021>

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, 2005. 541p.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. *Ferramentas de Avaliação de Solo e Água – Documentação Teórica, Versão 2009*, Laboratório de pesquisas de águas e solo Grassland, Texas A&M University System College Station, Texas, 2011.

OEURNIG, C.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. *Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model*. *Journal of Hydrology*, 401(3), 145-153, 2011.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.017>

PACHECO, F. A. L.; CAETANO, C. A. R. *Modelação de escoamentos fluviais na região de Trás-os-Montes e Alto Douro utilizando o modelo SWAT*, 2008.

PEREIRA FILHO, I. A. *Cultivo do Milho*. Embrapa Milho e Sorgo, Sistema de Produção. 1 ISSN 1679-012X, 2015.

PINTO, D. B. F. *Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assesment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica da Serra da Mantiqueira, MG*. 2011. Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras (UFLA).

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. *Gestão de Bacias Hidrográficas. Estudos Avançados* 22 (63), 2008. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

QIU, L. J.; ZHENG, F. L.; YIN, R. S. *SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the loessial hilly-gullied region of China: capabilities and challenges*. *International Journal of Sediment Research*, 27(2), 226-234, 2012.
[https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60030-4)

RESENDE, T. M. *Conversão de uso e potencial de estoque do carbono nos diferentes usos do solo e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão Bom Jardim no Triângulo Mineiro (MG)*. 2011.

ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; de ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. *The contribution of conservation practices in reducing runoff, soil loss, and transport of nutrients at the watershed level*. *Water resources management*, 26(13), 3831-3852, 2012.
<https://doi.org/10.1007/s11269-012-0106-1>

RODRIGUES, M. *Introdução ao Geoprocessamento*. Anais do Simpósio Brasileiro de Geoprocessamento, p 1-26. São Paulo, 1990.

ROSOLEN, V.; HERPIN, U.; COELHO, N.M.M.; COELHO, L.M.; BRITO, J.L.S.; SILVA, L.A.; LIMA, S.C. (2009). *Qualidade dos sedimentos no rio Uberabinha (Uberlândia, MG) e implicações ambientais*. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 39, n. 1, p. 151-159, 2009.
<https://doi.org/10.25249/0375-7536.2009391151159>

SANTOS, R. F. *Planejamento ambiental: teoria e pratica*. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 134 p.

SHARPLEY, A. N., WILLIAMS, J. R. *Erosion Productivity Impact Calculator, 1. Model documentation (EPIC)*. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Tech. Bull, 1990.

SHEN, Z. Y.; CHEN, L.; & CHEN, T. *Analysis of parameter uncertainty in hydrological and sediment modeling using GLUE method: a case study of SWAT model applied to Three Gorges Reservoir Region, China*. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), 121, 2012.
<https://doi.org/10.5194/hess-16-121-2012>

SOARES, A.M. (2008). *A dinâmica hidrológica na bacia do alto curso do rio Uberabinha – Minas Gerais*. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 227 p., 2008.

- SOUTO, A. R.; CRESTANA, S. *Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica*. Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental, 2000.
<https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000300020>
- STRAUCH, M.; LIMA, J. E.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. *The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment*. Journal of environmental management, 127, S24-S36, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>
- SUI, D. Z.; MAGGIO, R. C. *Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects*. Computers, environment and urban systems, v. 23, n. 1, p. 33-51, 1999.
[https://doi.org/10.1016/S0198-9715\(98\)00052-0](https://doi.org/10.1016/S0198-9715(98)00052-0)
- TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. *O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local*. Revista ReBraM, 11(1), 137-156, 2007.
<https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236>
- TOMAZ, P. *Poluição Difusa*. São Paulo: Ed. Navegar, 2006. 446p.
- TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/ Editora da UFRGS, 1997. (Col. ABRH de Recursos Hídricos, v.4).
- TUNDISI, J. G. *Recursos Hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 2014.
- UZEIKA, T., MERTEN, G. H., MINELLA, J. P., MORO, M. *Use of the SWAT model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 2012. 36(2), 557-565.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200025>
- VALERIANO, M. M. *TOPODATA: Guia para utilização de dados geomorfológicos locais*. São José dos Campos, SP: INPE-15318-RPQ/818, 2008.
- VANONI, V. A. *Sedimentation Engineering*. ASCE, American Society of Civil Engineers. New York, 1977.

VIGIAK, O.; MALAGÓ, A.; BOURAOUI, F.; VANMAERCKE, M.; POESEN, J. *Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins*. Science of the Total Environment, 538, 855-875, (2015).
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.095>

WAGENER, T., MCINTYRE, N., LEES, M. J., WHEATER, H. S., & GUPTA, H. V. *Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modelling: Dynamic identifiability analysis*. Hydrological Processes, 17(2), 455-476, 2003.
<https://doi.org/10.1002/hyp.1135>

WARD, A. D.; TRIMBLE, S. W. *Environmental hydrology*. CRC Press, 2003.

WILLIAMS, J. R. *Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor*. In: SEDIMENT YIELD WORKSHOP, 1., 1975, Oxford: USDA Sedimentation Laboratory, 1975. P. 244-252.

WILLIAMS, J. R. SPNM, a model for predicting *sediment, phosphorus, and nitrogen yields from agricultural basins*. Water Resour. Bull 16(5): 843-848, 1980.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02497.x>

WILSON, B.; WANG, B. *Prediction of Surface Drainage Networks for GIS and water quality models*, 3p, 1998.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. *ArcSWAT Interface for SWAT 2012: User's Guide*, 2013.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. 1965. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Agricultural Handboog. Washington: U.S. Departament os Agriculture 58 p. (Agricultural handbook n. 537).

ANEXO I

Análises granulométricas e químicas de amostras da classe de solo LVa1 - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Ácrico, textura muito argilosa

AMOSTRA	Dados de campo		Granulometria (dg.Kg ⁻¹)				ANÁLISES QUÍMICAS														
	Prof. (cm)	COR	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	mgKg ⁻¹	Cmol.cdm ⁻³												%	dgKg ⁻¹
								pH	P	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	V	m		
22	00-30	10YR 5/2	9	8	4	79	5,40	7,0	45,0	0,1	1,6	0,4	4,0	2,1	2,22	6,16	34	5	2,8		
	30-70	10YR 5/4	8	7	7	78	4,90	2,6	8,9	0,4	0,2	0,0	3,2	0,3	0,66	3,50	8	60	1,4		
35*	00-15	5YR 3/3	11	4	9	76	4,90	<1,0	0,1	0,6	0,1	0,0	7,5	0,2	-	7,70	3	75	3,14		
	13-33	5 YR 4/3	10	3	8	79	5,10	<1,0	0,1	0,4	0,1	0,0	6,0	0,2	-	6,20	3	67	2,58		
	33-56	5YR 4/4	9	3	6	82	5,20	<1,0	0,1	0,2	0,1	0,0	4,6	0,1	-	4,80	4	50	1,95		
41	00-28	7,5 YR 4/6	6	6	9	79	5,80	2,0	41,6	0,0	2,5	0,5	3,4	3,1	3,11	6,53	48	0	3,7		
	28-60	7,5 YR 4/6	6	5	3	86	5,50	0,4	16,7	0,0	0,7	0,3	3,8	1,0	1,00	4,83	21	0	3,0		
42	00-30	10YR 5/4	20	28	4	48	5,25	0,6	38,5	0,1	1,0	0,4	3,8	1,4	1,52	5,24	27	7	2,7		
	30-60	10YR 4/6	20	24	1	55	5,15	0,4	23,9	0,0	0,4	0,2	3,6	0,7	0,66	4,28	15	0	2,4		
43	00-26	7,5 YR 4/6	4	6	11	79	5,60	1,1	76,8	0,0	2,0	0,5	4,0	2,8	2,76	6,80	41	0	4,0		
	26-60	7,5 YR 4/6	5	5	8	82	4,70	0,4	20,8	0,3	0,2	0,1	5,0	0,3	0,63	5,38	6	47	3,2		
44	00-23	10YR 5/4	31	30	2	37	5,10	0,5	21,9	0,5	0,1	0,0	4,0	0,2	0,68	4,22	4	74	2,4		
	23-60	10YR 4/6	31	30	1	38	5,10	0,4	17,7	0,4	0,1	0,0	3,4	0,2	0,57	3,59	5	71	1,8		

* Perfil do Levantamento de Solos da EMBRAPA/EPAMIG (1982)

Análises granulométricas e químicas de amostras da classe de solo LEa1 - LATOSSOLO VERMELHO - Ácrico, **textura muito argilosa a argilosa**

AMOSTRAS	Dados de campo		Granulometria (dg.Kg ⁻¹)				ANÁLISES QUÍMICAS														
	Prof. (cm)	COR	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	mgKg ⁻¹	Cmol.cdm ⁻³												%	dgKg ⁻¹
								pH	P	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	V	m		
01	00-20	2,5 YR 3/4	10	5	5	80	5,00	0,7	23,8	0,3	0,5	0,2	2,3	0,7	1,04	3,06	24	29	ND		
	20-80	2,5 YR 4/4	7	5	6	82	4,90	0,6	7,0	0,2	0,3	0,0	2,1	0,3	0,54	2,41	14	37	ND		
20	00-15	2,5 YR 3/4	13	11	7	69	5,10	1,5	18,8	0,1	2,1	0,6	3,6	0,8	0,85	4,58	16	12	2,4		
	15-80	2,5 YR 4/4	14	10	5	71	4,80	0,4	13,6	0,1	0,6	0,2	3,8	0,2	0,81	3,63	6	74	1,2		
26	00-30	2,5 YR 3/6	13	13	10	64	4,80	2,4	10,9	0,2	0,3	0,0	4,0	0,3	0,55	4,39	8	36	2,8		
	30-50	2,5 YR 4/6	12	9	9	70	4,70	2,5	4,9	0,2	0,2	0,0	3,6	0,2	0,37	3,79	5	54	1,6		
	50-80	2,5 YR 5/6	10	10	8	72	4,80	2,4	4,9	0,2	0,2	0,0	3,2	0,2	0,37	3,41	5	54	1,8		
33*	00-13	2,5 YR 3/4	15	5	4	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	13-30	2,5 YR 4/4	15	6	6	73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	30-55	2,5 YR 3/6	13	6	5	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	55-100	2,5 YR 4/6	13	5	4	78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
40	00-25	7,5 YR 4/6	12	30	1	57	6,50	17,9	59,2	0,0	3,8	1,1	1,7	5,0	0,52	6,69	75	0	3,0		
	25-60	5 YR 5/6	14	26	2	58	6,60	0,5	46,8	0,0	1,9	1,1	1,7	3,1	5,03	4,78	65	0	2,4		
46	00-25	5 YR 4/4	18	20	4	58	5,10	0,7	17,7	0,2	0,6	0,2	4,0	0,8	1,05	4,89	17	19	2,7		
	25-60	5 YR 4/4	14	23	5	58	4,50	0,4	9,4	0,2	0,2	0,0	3,2	0,2	0,38	3,42	5	52	2,0		

* Perfil do Levantamento de Solos da EMBRAPA/EPAMIG (1982)

Análises granulométricas e químicas de classe de solo LVa2 - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico textura média

AMOSTRAS	Dados de campo		Granulometria (dg.Kg ⁻¹)				ANÁLISES QUÍMICAS														
	Prof (cm)	COR	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	mg.Kg ⁻¹	Cmol.cdm ⁻³												%	dg.Kg ⁻¹
							pH	P	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	V	m	MO		
07	00-30	7,5YR 4/3	19	51	2	28	4,50	0,3	10,9	0,4	0,2	0,0	1,7	0,2	0,59	1,85	10	68	1,4		
	30-60	7,5 YR 4/4	20	47	1	32	5,30	0,2	4,9	0,1	0,2	0,0	1,9	0,2	0,59	2,03	9	37	1,3		
10	00-36	10YR 5/4	26	53	3	18	6,60	22,7	67,1	0,0	1,5	0,4	1,1	2,1	2,09	3,16	66	0	0,9		
	36-60	10YR 5/4	22	54	7	17	5,80	0,5	60,1	0,0	0,6	0,1	1,1	0,9	0,87	2,06	42	0	0,9		
18	00-47	10YR 5/4	26	49	5	20	4,80	0,5	12,5	0,3	0,1	0,0	2,9	0,1	0,41	3,01	4	73	1,2		
	47-98	10YR 6/6	21	49	5	25	4,30	0,4	6,3	0,1	0,1	0,0	2,1	0,1	0,20	2,17	4	51	0,6		
23	0-30	7,5YR5/6	25	45	4	26	5,00	2,5	6,9	0,2	0,2	0,0	2,5	0,2	0,38	2,63	7	53	1,5		
	30-60	7,5YR5/8	27	41	4	28	5,00	2,6	2,9	0,2	0,2	0,0	2,3	0,2	0,37	2,49	7	54	1,2		
27	00-40	10YR 5/3	44	26	2	28	6,0	16,6	14,9	0,0	2,2	0,9	1,9	3,2	3,20	5,06	63	0	1,6		
	40-80	7,5 YR 5/6	39	28	2	31	5,5	3,0	10,9	0,1	0,3	0,2	2,6	0,6	0,69	3,18	18	15	0,7		
30	00-15	10YR 5/3	24	56	5	15	5,10	5,6	17,1	0,4	0,2	0,0	2,9	0,3	0,68	3,18	9	58	0,7		
	15-31	10YR 6/4	21	58	8	13	5,20	0,9	14,1	0,3	0,2	0,0	2,1	0,3	0,58	2,35	12	58	0,7		
	31-60	10YR 5/5	24	55	3	18	5,00	0,6	8,1	0,3	0,1	0,0	2,1	0,1	0,44	2,22	6	52	0,4		
32	00-41	10YR 5/4	16	60	6	18	5,00	0,8	7,1	0,5	0,1	0,0	2,9	0,1	0,60	2,99	3	84	1,1		
	41-87	7,5 YR 6/6	13	64	2	21	5,00	0,7	2,1	0,2	0,1	0,0	2,1	0,1	0,29	2,16	4	70	0,0		
34*	0-14	5 YR 3/4	54	29	5	12	5,30	1,0	0,1	0,2	0,1	0,0	2,6	0,2	-	2,80	7	50	1,1		
	14-36	7,5 YR 3/4	46	36	4	14	5,30	<1,0	0,0	0,2	0,1	0,0	2,0	0,1	-	2,10	5	67	0,75		
	36-72	7,5 YR 4/6	42	37	5	16	5,40	<1,0	0,0	0,2	0,1	0,0	1,5	0,1	-	1,60	6	50	0,56		
45	00-37	10YR 4/4	30	44	4	22	5,10	0,7	17,7	0,2	0,6	0,2	4,0	0,8	1,05	4,89	17	19	1,7		
	37-60	10YR 4/6	31	39	3	27	4,50	0,4	9,4	0,2	0,2	0,0	3,2	0,2	0,38	3,42	5	52	1,9		

* Perfil do Levantamento de Solos da EMBRAPA/EPAMIG (1982)

Análises granulométricas e químicas de amostras da classe de solo LEa2 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, textura média

AMOSTRA					Análises químicas														% m	dgKg ⁻¹ MO
	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	mgKg ⁻¹	Cmol.cdm ⁻³														
					H	pH	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	V					
02	32	40	4	24	5,10	0,7	9,9	0,2	0,3	0,1	2,0	0,4	0,63	2,39	18	32	-			
	17	42	7	34	5,40	0,6	4,0	0,2	0,2	0,0	1,9	0,2	0,41	2,07	10	49	-			
28	17	53	5	25	6,40	2,3	3,9	0,0	1,8	1,1	1,3	2,9	2,89	4,22	68	0	1,1			
	21	46	5	28	6,00	2,6	13,9	0,0	0,6	0,6	1,3	1,2	1,24	2,57	48	0	0,7			
37	24	52	2	22	5,00	0,6	18,8	0,5	0,1	0,0	4,3	0,2	0,67	4,44	4	75	1,6			
	17	54	2	27	5,10	0,4	61,3	0,2	0,1	0,0	3,2	0,2	0,44	3,47	7	46	1,1			
38	20	57	3	20	4,70	0,3	10,5	0,5	0,1	0,0	2,5	0,1	0,61	2,56	4	82	0,9			
	9	70	4	17	5,00	2,6	17,7	0,3	0,2	0,0	2,3	0,3	0,59	2,60	11	51	1,1			
47	23	53	1	23	5,70	0,4	60,2	0,1	0,2	0,1	2,5	0,4	3,12	2,89	15	19	1,5			
	27	39	2	32	5,20	0,3	11,5	0,3	0,1	0,0	3,1	0,1	0,41	3,17	3	73	1,6			

Análises granulométricas e químicas de amostras da classe de NEOSSOLOS

AMOSTRAS	Dados de campo		Granulometria (dg.Kg ⁻¹)				ANÁLISES QUÍMICAS													
	Prof. (cm)	COR	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	mg.Kg ⁻¹	Cmol.cdm ⁻³										%	dg.Kg ⁻¹	
							pH	P	K	Al	Ca	Mg	H+Al	SB	t	T	V	m	MO	
12	00-35	7,5YR 4/4	23	62	7	8	5,50	10,5	10,9	0,1	0,5	0,1	1,3	0,6	0,69	1,85	32	15	1,3	
	35-60	5YR 4/6	16	67	5	12	5,15	1,2	54,1	0,0	1,1	0,4	3,2	1,6	1,62	4,86	33	0	1,3	
1	00-60		49	40	2	9	5,00	1,0	8,1	0,4	0,1	0,0	2,1	0,1	0,50	2,18	5	80	1,1	

ANEXO II

Método A – Resíduo total (sólidos totais)

Uma porção homogênea de amostra de volume de 150 mL foi transferida para uma cápsula de evaporação, previamente tarada, seca em estufa à temperatura de 105°C. O aumento de massa em relação à massa de cápsula vazia corresponde ao resíduo total, que é definido pela norma como o material remanescente na cápsula após secagem em estufa à temperatura escolhida, até massa constante (NBR 10664).

A norma diz que “A porção da amostra deve ter volume suficiente para fornecer entre 25 e 250mg de resíduo.” Contudo, a amostra analisada é composta de água muito limpa, que oferece quantias menores do que o mínimo de 25mg de resíduo exigido pela norma para a aplicação da mesma, por isso, os erros podem ser ainda maiores na utilização desta metodologia.

O resíduo total é dado pela seguinte expressão:

$$R_{ST} = \frac{(m_2 - m_1) * 1000}{V}$$

R_{ST} = resíduo total ou sólidos totais, em mg/L

m_2 = massa da cápsula com resíduo total, em mg

m_1 = massa da cápsula vazia, em mg

V = Volume da amostra, em mL

Método D – Resíduo filtrável (sólidos dissolvidos)

Uma porção homogênea de amostra de volume de 150 mL foi filtrada a vácuo por filtro de fibra de vidro e seca em estufa à temperatura de 105°C. O aumento de massa em relação à massa de cápsula vazia corresponde ao resíduo filtrável, que é a porção do resíduo total que passa por filtro de porosidade de 1,2 µm (NBR 10664).

O resíduo filtrável pode ser determinado pela diferença entre os valores do resíduo total e do resíduo não filtrável.

O resultado filtrável é dado por:

$$R_{SD} = \frac{(m_3 - m_1) * 1000}{V}$$

R_{SD} = resíduo filtrável ou sólidos dissolvidos, em mg/L

m_3 = massa da cápsula com resíduo, em mg

m_1 = massa da cápsula vazia, em mg

V = volume da amostra, em mL

A metodologia utilizada para os sólidos dissolvidos apresentou erro muito alto, portanto, optou-se por usar a diferença entre ST e SS, como sugere a norma NBR 10664.

Método G – Resíduo não filtrável (sólidos suspensos)

Uma porção homogênea de amostra de volume de 150 mL é filtrada e o material retido é seco em estufa à temperatura de 105°C. O aumento de massa em relação à tara do cadinho com filtro representa o resíduo não filtrável.

A norma diz que “A porção da amostra deve ter volume suficiente para fornecer entre 50 e 100mg de resíduo não filtrável. No caso de águas pouco turvas, o volume deve ser suficiente para fornecer no mínimo 2,5mg de resíduo não filtrável...”. Como a amostra analisada é composta de água muito limpa, que oferece quantias menores do que o mínimo de 25mg de resíduo exigido pela norma para a aplicação da mesma, porém esta é a única metodologia proposta para a obtenção de resíduos sólidos totais em água, que é a porção do resíduo total retida no filtro de porosidade de 1,2 µm (NBR 10664).

O resíduo não filtrável (método G) é dado pela seguinte expressão:

$$R_{SS} = \frac{(m_4 - m_5) * 1000}{V}$$

R_{SS} = resíduo não filtrável ou sólidos suspensos, em mg/L

m_4 = do filtro com resíduo não filtrável, em mg

m_5 = massa do filtro vazio, em mg

V = volume da amostra, em mL

ANEXO III

Número de Sub-bacias:			
28	Área (ha)		
	39735,3575		
	Área (ha)	Área (%)	
USO DO SOLO			
WATR	121,8049	0,31	
FRST	2055,4689	5,17	
PAST	3995,9838	10,06	
AGRL	25566,7513	64,34	
RNGE	7995,3486	20,12	
TIPO DE SOLO			
LVAAd	19718,6034	49,62	
LVAw	3945,9806	9,93	
LVd	2170,0669	5,46	
LVw	5315,7297	13,38	
RYbd	8584,9769	21,61	
DECLIVIDADE			
0-3	14238,9843	35,83	
20-9999	7,2958	0,02	
3-8	22881,2602	57,58	
8-20	2607,8172	6,56	
	BH,Área*(ha)	BH,Área** (%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA			
1	2512,1065	6,32	
USO DO SOLO			
WATR	121,8049	0,31	4,85
FRST	505,1923	1,27	20,11
PAST	329,2024	0,83	13,1
AGRL	1225,9677	3,09	48,8
RNGE	291,2107	0,73	11,59
TIPO DE SOLO			
LVAAd	940,7182	2,37	37,45
LVd	264,6076	0,67	10,53

	LVw	693,2825	1,74	27,6
	RYbd	574,7697	1,45	22,88
DECLIVIDADE				
	0-3	835,1955	2,1	33,25
	20-9999	0,4449	0	0,02
	3-8	1482,1228	3,73	59
	8-20	155,6149	0,39	6,19
		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA				
	2	2433,1056	6,12	
USO DO SOLO				
	FRST	96,6254	0,24	3,97
	PAST	314,0769	0,79	12,91
	AGRL	1094,7316	2,76	44,99
	RNGE	928,8847	2,34	38,18
TIPO DE SOLO				
	LVAd	933,2444	2,35	38,36
	LVd	702,0909	1,77	28,86
	RYbd	798,9832	2,01	32,84
DECLIVIDADE				
	0-3	1124,0039	2,83	46,2
	20-9999	0,1779	0	0,01
	3-8	1168,9356	2,94	48,04
	8-20	141,2012	0,36	5,8
		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA				
	3	1415,913	3,56	
USO DO SOLO				
	FRST	17,7947	0,04	1,26
	AGRL	1173,9181	2,95	82,91
	RNGE	228,8402	0,58	16,16
TIPO DE SOLO				
	LVAd	508,1284	1,28	35,89
	LVAw	30,8739	0,08	2,18

	LVd	158,1951	0,4	11,17
	LVw	542,8281	1,37	38,34
	RYbd	180,5275	0,45	12,75
DECLIVIDADE				
	0-3	484,2835	1,22	34,2
	3-8	872,6534	2,2	61,63
	8-20	63,6161	0,16	4,49

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	4	902,7164	2,27	
USO DO SOLO				
	FRST	3,381	0,01	0,37
	AGRL	691,1472	1,74	76,56
	RNGE	213,0919	0,54	23,61
TIPO DE SOLO				
	LVAd	462,4849	1,16	51,23
	LVd	233,7337	0,59	25,89
	LVw	39,9492	0,1	4,43
	RYbd	171,4522	0,43	18,99
DECLIVIDADE				
	0-3	350,2892	0,88	38,8
	3-8	514,4455	1,29	56,99
	8-20	42,8853	0,11	4,75

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	5	667,6598	1,68	
USO DO SOLO				
	FRST	25,5354	0,06	3,82
	PAST	466,3108	1,17	69,84
	RNGE	171,8971	0,43	25,75
TIPO DE SOLO				
	LVAd	265,4973	0,67	39,77
	LVd	245,2113	0,62	36,73
	RYbd	153,0346	0,39	22,92

DECLIVIDADE				
	0-3	364,9698	0,92	54,66
	3-8	294,3248	0,74	44,08
	8-20	4,4487	0,01	0,67

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	6	963,7586	2,43	
USO DO SOLO				
	PAST	331,4268	0,83	34,39
	AGRL	302,6883	0,76	31,41
	RNGE	334,185	0,84	34,68
TIPO DE SOLO				
	LVAd	510,2638	1,28	52,95
	LVd	186,2218	0,47	19,32
	RYbd	271,8144	0,68	28,2
DECLIVIDADE				
	0-3	455,9899	1,15	47,31
	3-8	450,6515	1,13	46,76
	8-20	61,6587	0,16	6,4

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	7	1570,6416	3,95	
USO DO SOLO				
	AGRL	958,0681	2,41	61
	RNGE	620,6801	1,56	39,52
TIPO DE SOLO				
	LVAd	953,1745	2,4	60,69
	LVAw	4,7156	0,01	0,3
	LVd	54,007	0,14	3,44
	LVw	32,7423	0,08	2,08
	RYbd	534,1087	1,34	34,01
DECLIVIDADE				
	0-3	583,756	1,47	37,17
	3-8	802,4532	2,02	51,09
	8-20	192,5389	0,48	12,26

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	8	889,2694	2,24	
USO DO SOLO				
	AGRL	730,4735	1,84	82,14
	RNGE	163,1776	0,41	18,35
TIPO DE SOLO				
	LVAd	404,5631	1,02	45,49
	LVAw	85,2367	0,21	9,59
	LVd	126,6095	0,32	14,24
	LVw	138,354	0,35	15,56
	RYbd	138,8878	0,35	15,62
DECLIVIDADE				
	0-3	319,8602	0,8	35,97
	3-8	529,66	1,33	59,56
	8-20	44,1309	0,11	4,96

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	9	568,0461	1,43	
USO DO SOLO				
	AGRL	429,2088	1,08	75,56
	RNGE	141,735	0,36	24,95
TIPO DE SOLO				
	LVAd	451,9861	1,14	79,57
	RYbd	118,9577	0,3	20,94
DECLIVIDADE				
	0-3	211,7572	0,53	37,28
	3-8	328,8465	0,83	57,89
	8-20	30,34	0,08	5,34

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	10	2503,7906	6,3	

USO DO SOLO				
	FRST	146,6285	0,37	5,86
	AGRL	2067,7472	5,2	82,58
	RNGE	296,6381	0,75	11,85
TIPO DE SOLO				
	LVAd	914,8269	2,3	36,54
	LVAw	125,9867	0,32	5,03
	LVw	1028,3572	2,59	41,07
	RYbd	441,8431	1,11	17,65
DECLIVIDADE				
	0-3	763,5717	1,92	30,5
	3-8	1577,7694	3,97	63,02
	8-20	169,6727	0,43	6,78

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	11	1713,1618	4,31	
USO DO SOLO				
	FRST	8,8974	0,02	0,52
	PAST	294,2358	0,74	17,18
	AGRL	833,2381	2,1	48,64
	RNGE	585,8914	1,47	34,2
TIPO DE SOLO				
	LVAd	1088,9483	2,74	63,56
	LVw	87,5501	0,22	5,11
	RYbd	545,7643	1,37	31,86
DECLIVIDADE				
	0-3	623,2603	1,57	36,38
	20-9999	0,4449	0	0,03
	3-8	961,805	2,42	56,14
	8-20	136,7525	0,34	7,98

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	12	2141,3417	5,39	
USO DO SOLO				

	FRST	290,232	0,73	13,55
	PAST	22,8662	0,06	1,07
	AGRL	1605,9741	4,04	75
	RNGE	221,2774	0,56	10,33
TIPO DE SOLO				
	LVAd	773,6257	1,95	36,13
	LVAw	224,4805	0,56	10,48
	LVw	737,9473	1,86	34,46
	RYbd	404,2962	1,02	18,88
DECLIVIDADE				
	0-3	547,4548	1,38	25,57
	3-8	1335,9391	3,36	62,39
	8-20	256,9559	0,65	12

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	13	989,3255	2,49	
USO DO SOLO				
	AGRL	720,9533	1,81	72,87
	RNGE	273,6829	0,69	27,66
TIPO DE SOLO				
	LVAd	768,1983	1,93	77,65
	RYbd	226,4379	0,57	22,89
DECLIVIDADE				
	0-3	342,3705	0,86	34,61
	3-8	596,0344	1,5	60,25
	8-20	56,2313	0,14	5,68

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	14	1315,1492	3,31	
USO DO SOLO				
	AGRL	945,7897	2,38	71,92
	RNGE	375,2018	0,94	28,53
TIPO DE SOLO				
	LVAd	951,2171	2,39	72,33

	LVw	71,6238	0,18	5,45
	RYbd	298,1506	0,75	22,67
DECLIVIDADE				
	0-3	386,9463	0,97	29,42
	3-8	846,7621	2,13	64,39
	8-20	87,2831	0,22	6,64

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	15	2245,4673	5,65	
USO DO SOLO				
	PAST	577,7058	1,45	25,73
	AGRL	1184,0611	2,98	52,73
	RNGE	487,7535	1,23	21,72
TIPO DE SOLO				
	LVAAd	1611,0456	4,05	71,75
	LVd	199,3899	0,5	8,88
	LVw	26,6921	0,07	1,19
	RYbd	412,3928	1,04	18,37
DECLIVIDADE				
	0-3	862,7773	2,17	38,42
	3-8	1340,9216	3,37	59,72
	8-20	45,8214	0,12	2,04

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	16	1169,2672	2,94	
USO DO SOLO				
	FRST	11,9225	0,03	1,02
	PAST	663,9212	1,67	56,78
	AGRL	261,4935	0,66	22,36
	RNGE	237,9155	0,6	20,35
TIPO DE SOLO				
	LVAAd	698,9769	1,76	59,78
	LVAw	5,2494	0,01	0,45
	LVw	209,177	0,53	17,89
	RYbd	261,8494	0,66	22,39

DECLIVIDADE				
	0-3	301,2647	0,76	25,77
	20-9999	0,7118	0	0,06
	3-8	764,9063	1,93	65,42
	8-20	108,3699	0,27	9,27

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	17	2538,0273	6,39	
USO DO SOLO				
	FRST	257,4007	0,65	10,14
	PAST	523,7878	1,32	20,64
	AGRL	1645,8343	4,14	64,85
	RNGE	110,3273	0,28	4,35
TIPO DE SOLO				
	LVAd	885,9105	2,23	34,91
	LVAw	750,5816	1,89	29,57
	LVw	503,2349	1,27	19,83
	RYbd	397,6232	1	15,67
DECLIVIDADE				
	0-3	956,5555	2,41	37,69
	20-9999	1,1567	0	0,05
	3-8	1329,7109	3,35	52,39
	8-20	249,9269	0,63	9,85

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	18	1119,1065	2,82	
USO DO SOLO				
	AGRL	793,6448	2	70,92
	RNGE	330,626	0,83	29,54
TIPO DE SOLO				
	LVAd	718,1952	1,81	64,18
	LVw	122,5167	0,31	10,95
	RYbd	283,559	0,71	25,34

DECLIVIDADE				
	0-3	322,1735	0,81	28,79
	3-8	721,1313	1,81	64,44
	8-20	80,966	0,2	7,23

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
--	--	--------------	--------------	-----------------

SUB-BACIA	19	1018,785	2,56	
-----------	----	----------	------	--

USO DO SOLO				
	FRST	23,756	0,06	2,33
	PAST	203,2158	0,51	19,95
	AGRL	467,6454	1,18	45,9
	RNGE	329,3804	0,83	32,33

TIPO DE SOLO				
	LVAd	673,1745	1,69	66,08
	LVw	54,9857	0,14	5,4
	RYbd	295,8373	0,74	29,04

DECLIVIDADE				
	0-3	318,8815	0,8	31,3
	3-8	626,9082	1,58	61,53
	8-20	78,2078	0,2	7,68

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
--	--	--------------	--------------	-----------------

SUB-BACIA	20	502,4921	1,26	
-----------	----	----------	------	--

USO DO SOLO				
	AGRL	399,5806	1,01	79,52
	RNGE	105,7896	0,27	21,05

TIPO DE SOLO				
	LVAd	317,8138	0,8	63,25
	LVw	105,7896	0,27	21,05
	RYbd	81,7668	0,21	16,27

DECLIVIDADE				
	0-3	181,0613	0,46	36,03
	3-8	314,6108	0,79	62,61
	8-20	9,6981	0,02	1,93

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	21	1225,6207	3,08	
USO DO SOLO				
	AGRL	886,8892	2,23	72,36
	RNGE	324,5758	0,82	26,48
TIPO DE SOLO				
	LVAd	733,5876	1,85	59,85
	LVw	231,6873	0,58	18,9
	RYbd	246,19	0,62	20,09
DECLIVIDADE				
	0-3	383,0315	0,96	31,25
	3-8	791,5094	1,99	64,58
	8-20	36,9241	0,09	3,01

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	22	825,6617	2,08	
USO DO SOLO				
	FRST	77,585	0,2	9,4
	AGRL	589,0054	1,48	71,34
	RNGE	162,2879	0,41	19,66
TIPO DE SOLO				
	LVAd	540,3369	1,36	65,44
	LVAw	42,4404	0,11	5,14
	LVw	8,6304	0,02	1,05
	RYbd	237,4706	0,6	28,76
DECLIVIDADE				
	0-3	260,2479	0,65	31,52
	3-8	514,3566	1,29	62,3
	8-20	54,2739	0,14	6,57

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	23	1149,6276	2,89	

USO DO SOLO

FRST	239,2501	0,6	20,81
PAST	215,3162	0,54	18,73
AGRL	695,8628	1,75	60,53
RNGE	0,1779	0	0,02

TIPO DE SOLO

LVAd	521,5634	1,31	45,37
LVAw	28,6495	0,07	2,49
LVw	353,0474	0,89	30,71
RYbd	247,3467	0,62	21,52

DECLIVIDADE

0-3	276,619	0,7	24,06
20-9999	0,5338	0	0,05
3-8	759,212	1,91	66,04
8-20	114,2421	0,29	9,94

BH,Área*(ha) BH,Área** (%) SUB,Área*** (%)

SUB-BACIA 24 1352,6591 3,4

USO DO SOLO

FRST	200,4576	0,5	14,82
PAST	53,918	0,14	3,99
AGRL	1084,4996	2,73	80,18
RNGE	7,0289	0,02	0,52

TIPO DE SOLO

LVAd	686,2536	1,73	50,73
LVAw	248,5034	0,63	18,37
LVw	196,9876	0,5	14,56
RYbd	214,1595	0,54	15,83

DECLIVIDADE

0-3	523,6988	1,32	38,72
3-8	717,1275	1,8	53,02
8-20	105,0779	0,26	7,77

BH,Área*(ha) BH,Área** (%) SUB,Área*** (%)

SUB-BACIA 25 599,0095 1,51

USO DO SOLO				
	AGRL	495,4052	1,25	82,7
	RNGE	104,0102	0,26	17,36
TIPO DE SOLO				
	LVAd	366,4824	0,92	61,18
	LVw	130,3464	0,33	21,76
	RYbd	102,5866	0,26	17,13
DECLIVIDADE				
	0-3	182,9298	0,46	30,54
	3-8	402,2498	1,01	67,15
	8-20	14,2358	0,04	2,38

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	26	1300,5521	3,27	
USO DO SOLO				
	FRST	0,7118	0	0,05
	AGRL	988,675	2,49	76,02
	RNGE	311,8526	0,78	23,98
TIPO DE SOLO				
	LVAd	933,5114	2,35	71,78
	LVAw	58,7226	0,15	4,52
	RYbd	309,0054	0,78	23,76
DECLIVIDADE				
	0-3	341,2139	0,86	26,24
	20-9999	3,8259	0,01	0,29
	3-8	820,7818	2,07	63,11
	8-20	135,4179	0,34	10,41

		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	27	1223,1436	3,08	
USO DO SOLO				
	FRST	120,3813	0,3	9,84
	AGRL	989,3868	2,49	80,89

	RNGE	100,4512	0,25	8,21
TIPO DE SOLO				
	LVAd	272,5262	0,69	22,28
	LVAw	796,5809	2	65,13
	RYbd	141,1122	0,36	11,54
DECLIVIDADE				
	0-3	565,1605	1,42	46,21
	3-8	572,8122	1,44	46,83
	8-20	72,2466	0,18	5,91
		BH,Área*(ha)	BH,Área**(%)	SUB,Área*** (%)
SUB-BACIA	28	2879,952	7,25	
USO DO SOLO				
	FRST	29,7172	0,07	1,03
	AGRL	2304,862	5,8	80,03
	RNGE	536,7779	1,35	18,64
TIPO DE SOLO				
	LVAd	832,3483	2,09	28,9
	LVAw	1543,9595	3,89	53,61
	RYbd	495,0493	1,25	17,19
DECLIVIDADE				
	0-3	1369,6601	3,45	47,56
	3-8	1442,6185	3,63	50,09
	8-20	59,0785	0,15	2,05

*Área que a sub-bacia ocupa em relação à Área total da Bacia hidrográfica em hectares; ** Porcentagem da área que a sub-bacia ocupa na Área total da Bacia hidrográfica; *** Porcentagem que os parâmetros analisados representam para cada sub-bacia.