



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

TESE DE DOUTORADO

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DO RIO TAPACURÁ
(PERNAMBUCO, BRASIL)**

JOSÉ YURE GOMES DOS SANTOS

Recife, PE

Dezembro de 2015

JOSÉ YURE GOMES DOS SANTOS

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PROCESSOS
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DO RIO TAPACURÁ
(PERNAMBUCO, BRASIL)**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil.

Orientadores:

Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos

Prof. Dr. Richarde Marques da Silva

Recife, PE

Dezembro de 2015

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S237a Santos, José Yure Gomes dos.
Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil) / José Yure Gomes dos Santos. – Recife, 2015. 205f., il., gráfs, tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Orientador: Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos.

Coorientador: Prof. Dr. Richarde Marques da Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2015.

Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Processos hidrossedimentológicos. 3. Mudanças do clima. 4. Uso do solo. 5. Modelo SWAT. I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima (Orientadora). II. Santos, Celso Augusto Guimarães (Orientador). III. Silva, Richarde Marques da (Coorientador). IV. Título.

UFPE

624 CDD (22.ed.)

BCTG/2016-77



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS
NA BACIA DO RIO TAPACURÁ (PERNAMBUCO, BRASIL)**

defendida por: José Yure Gomes dos Santos

Considera o candidato APROVADO

Recife, 9 de dezembro de 2015

Orientadores:

Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro – UFPE
(Orientadora Interna)

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos – UFPB
(Orientador Externo)

Prof. Dr. Richarde Marques da Silva – UFPB
(Coorientador)

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro – UFPE
(Orientadora Interna)

Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro – UFRPE
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Eduardo Rodrigues Viana de Lima – UFPB
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Ricardo de Aragão – UFPB
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Alfredo Ribeiro Neto – UFPE
(Examinador Interno)

Aos meus pais, pelo esforço, apoio e comprometimento,
Dedico.

AGRADECIMENTOS

- A Deus, senhor maior que rege nossas vidas e que me permitiu chegar à conclusão desta Tese de Doutorado.
- Aos meus pais José Wilson Campos dos Santos e Edna Maria Gomes dos Santos que me deram apoio incondicional durante toda a minha jornada acadêmica.
- Aos meus irmãos José Duarte dos Santos Segundo e Pâmalla dos Santos pelo carinho e apoio durante esta jornada.
- A Heloisa Medeiros de Queiroz pelo seu companheirismo e apoio durante a realização deste trabalho.
- Ao meu querido Nick, que me acompanhou ao longo das madrugadas de trabalho.
- Ao meu tio Romualdo Nunes pelo apoio e acolhida na minha chegada ao Recife.
- À Profa. Suzana Maria Gico Lima Montenegro pelas orientações e a confiança na condução dessa pesquisa.
- Ao Prof. Celso Augusto Guimarães Santos pelas orientações, ensinamentos, apoio e sua amizade.
- Ao Prof. Richarde Marques da Silva, com quem tive a satisfação de trabalhar desde a graduação em Geografia na Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e ser orientado no Doutorado. Agradeço pela amizade, pelas orientações, ensinamentos, paciência e apoio durante estes anos de trabalho em conjunto.
- Ao Prof. Alfredo Ribeiro Neto pelos ensinamentos, sugestões e ajuda nas correções dos dados de precipitação futura.
- Aos Professores Alfredo Ribeiro Neto, Abelardo Antônio de Assunção Montenegro, Eduardo Rodrigues Viana de Lima e Ricardo de Aragão por aceitarem o convite para participação como membros de avaliação desse estudo.
- Aos Professores Raghavan Srinivasan e Charles Allan Jones, da Texas A & M University, pelo curso do SWAT oferecido na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).
- Ao Prof. Paulo Frassinete de Araújo Filho pelos ensinamentos e pela ajuda nas visitas a campo.
- Ao Prof. Pedro Costa Guedes Vianna, por sua amizade, seu apoio e ensinamentos. Agradeço também por ter me proporcionado a primeira oportunidade de desenvolver uma pesquisa científica.
- Ao meu amigo José Guimarães Neto pela parceria e ajuda com o modelo SWAT.

- Aos colegas Josimar Fernandes, Sara Ferrigo e Daniela Bressiane pela atenção e ajuda com o modelo SWAT.
- Ao amigo Victor Coelho por sua amizade, companheirismo e apoio desde a Graduação em Geografia na UFPB.
- Aos colegas e amigos do Grupo de Recursos Hídricos (GRH) da UFPE: Ana, Larissa, Albert, Leidjane, Eduardo, Felipe, Dayane, Flaviana, Andressa, Tássia, Graciele, Tati, Cléber e Daniel, com quem tive a oportunidade de desfrutar de momentos de descontração e trocas de conhecimentos.
- Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UFPE, em especial os da Área de Recursos Hídricos.
- A todos os meus professores, desde as séries iniciais ao Doutorado, pelos ensinamentos passados e incentivos, pois sem eles, eu não teria chegado até aqui.
- Aos servidores da secretaria do PPGEC/UFPE, em especial a Andrea Negromonte e também a Janaína e Dona Walquíria (*in memoriam*), servidoras do Laboratório de Hidráulica.
- À Secretária Executiva Amanda Leimig, da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento (FADE) da UFPE, pela atenção e eficiência.
- Aos amigos e colegas da Universidade Federal do Oeste da Bahia pelo apoio e incentivo.
- Ao Laboratório de Hidráulica da UFPE, pela disponibilização de equipamentos e materiais para a realização desta pesquisa.
- À Agência Nacional de Águas (ANA), pela disponibilidade dos dados pluviométricos, fluviométricos e sedimentométricos.
- À CPRM/Recife, nas pessoas de João Salgueiro e Fábio Araújo, pelas informações sobre as coletas na seção sedimentométrica.
- À Embrapa Solos, nas pessoas de João Carlos Santos e Humberto dos Santos pela disponibilização dos dados de solo da Bacia do Rio Tapacurá.
- À Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) pela disponibilização dos dados de precipitação.
- À Universidade Federal de Pernambuco, que me proporcionou um ensino de qualidade, contribuindo para o meu crescimento profissional e humano.
- À Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de estudos (Processo IBPG-0805-3.01/11).
- À Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo financiamento do projeto de pesquisa (convênio 1830/2010).

“Cabe ao homem compreender que o solo fértil onde tudo que se planta dá, pode secar. Que o chão que dá frutos e flores pode dar ervas daninhas. Que a caça se dispersa e a terra da fartura pode se transformar na terra da penúria e da destruição. O homem precisa entender que de sua boa convivência com a natureza depende sua subsistência e que a destruição da natureza é sua própria destruição, pois a sua essência é a natureza, a sua origem e o seu fim.”

(Elizabeth Jhin)

RESUMO

Este estudo teve por objetivo realizar uma análise espaço-temporal dos processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá, localizada no Estado de Pernambuco, Nordeste brasileiro, mediante utilização de um modelo hidrossedimentológico integrado ao SIG e diferentes cenários de clima e uso do solo. Para a modelagem dos processos hidrossedimentológicos da bacia, foi utilizado o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), além de dados de clima, elevação, mapas e dados de uso e tipos de solo. O modelo SWAT foi utilizado para analisar os processos hidrossedimentológico (escoamento superficial, vazão, propagação e produção de sedimentos) em diferentes condições de clima e uso do solo: (i) condições atuais (período de 1995–2012); (ii) condições da década de 1970 (período de 1967–1974); e (iii) cenários futuros. Para avaliar os cenários futuros, foram utilizados dados previstos pelo modelo Eta–HadGEM para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099, além de duas condições distintas de uso e ocupação do solo: (a) uso do solo de 2001; (b) alterações hipotéticas (intensificação da monocultura de cana-de-açúcar, expansão de áreas urbanas e supressão de áreas de vegetação nativa). O modelo foi calibrado e validado usando dados observados de vazão, e a produção de sedimentos foi verificada usando dados disponíveis na seção sedimentométrica do Rio Tapacurá. A modelagem da Bacia do Rio Tapacurá, pelo modelo SWAT, apresentou bons resultados, com valores de R^2 , NSE e PBIAS satisfatórios, tanto na fase de calibração e validação da vazão, quanto na verificação da produção de sedimentos. Na análise das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá, constatou-se que ocorreu uma acentuada alteração no uso e ocupação do solo, quando comparados os cenários de uso e ocupação do solo da década de 1970 e o cenário do período de 1995–2012. A vegetação nativa foi suprimida consideravelmente da bacia, para dar lugar às atividades agrícolas e pecuárias, com destaque para a expansão da monocultura da cana-de-açúcar, o que ocasionou uma produção de sedimentos maior no cenário de 1995–2012. Com relação à simulação de cenários futuros de alterações no clima e uso do solo, a produção de sedimentos estimada foi maior para o cenário de alterações hipotéticas de uso do solo e o cenário RCP 8.5 de mudanças climáticas. Quando comparada ao período base (1995–2012), a produção de sedimentos é superior em ambos os cenários de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas. Em relação ao reservatório da Barragem de Tapacurá, de acordo com as projeções futuras, haveria uma potencialização da vazão e carreamento de sedimentos.

Palavras-chaves: Processos hidrossedimentológicos; mudanças do clima; uso do solo; modelo SWAT.

ABSTRACT

This study aimed to carry out a spatio-temporal analysis of runoff-erosion processes in the Tapacurá River basin, Pernambuco state, northeastern Brazil, by means of a runoff-erosion model integrated to the GIS and using different scenarios of climate and land use. For the modeling of basin runoff-erosion process, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was used in addition to climate data, elevation, maps and data use and soil types. The SWAT model was used to analyze the runoff-erosion process (surface runoff, flow, propagation and sediment yield) under different conditions of climate and land use: (i) current conditions (1995–2012 period); (ii) conditions of 1970's decade (1967–1974 period); and (iii) future scenarios. To assess the future scenarios, data provided by the Eta-HadGEM model for RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios were used for the periods 2011–2040, 2041–2070 and 2071–2099, as well as two distinct conditions of land use and occupation: (a) land use 2001; (b) hypothetical changes (intensification of monoculture of sugarcane, expansion of urban areas and suppression of native vegetation areas). The model was calibrated and validated using observed flow data, and the sediment yield was verified using data available in sediment station at Tapacurá River. The Tapacurá river basin modelling, using the SWAT model, showed good results with satisfactory values of R^2 , NSE and PBIAS as for the calibration and validation of the flow, as well for the verification of the sediment yield. In the analysis of changes in the land use and occupation within Tapacurá River Basin, it was found that there was a marked change in land use and occupation, when compared to the land use and occupation scenarios of 1970 and the scenario of 1995–2012. The basin native vegetation was considerably suppressed for agricultural and livestock activities, especially for the expansion of sugarcane monoculture, which caused greater sediment yield in the 1995–2012 scenario. Regarding the simulation of future scenarios of climate and land use changes, the estimated sediment yield was higher for the scenario of hypothetical changes in land use and the climate change RCP 8.5 scenario. Compared to the baseline scenario (1995–2012), the sediment yield is greater for both land use and occupation scenarios and climate changes. Regarding the Tapacurá reservoir, according to the future projections, there would be an enhancement of runoff and sediment yield.

Keywords: Runoff-erosion process; climate change; land use; SWAT model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Ciclo hidrológico. Fonte: Tundisi (2003).....	32
Figura 2.2	Cenários de forçante radiativa antropogênica. Fonte: IPCC (2013).....	44
Figura 3.1	Localização da Bacia do Rio Tapacurá.....	61
Figura 3.2	Distribuição geográfica dos tipos de solo existentes na Bacia do Rio Tapacurá.....	64
Figura 3.3	Uso do solo da Bacia do Rio Tapacurá.....	67
Figura 3.4	Estrutura do modelo SWAT (Fonte: Ferrigo, 2014).....	70
Figura 3.5	Diferentes valores de <i>Surlag</i> em função da retenção do escoamento superficial e o tempo de concentração (h) (Fonte: Carvalho Neto, 2011)....	75
Figura 3.6	Distribuição da demanda de evaporação no solo de acordo com a profundidade (Fonte: Ferrigo, 2014).....	79
Figura 3.7	Ilustração conceitual da relação entre as incertezas dos parâmetros e a incerteza na simulação (Fonte: Abbaspour <i>et al.</i> , 2007).....	93
Figura 3.8	Fluxograma das etapas de execução do modelo SWAT.....	95
Figura 3.9	Localização das estações na Bacia do Rio Tapacurá.....	96
Figura 3.10	Pluviometria anual registrada na Bacia do Rio Tapacurá: (a) 1967–1974 e (b) 1995-2012.....	99
Figura 3.11	MDE utilizado para delimitação automatizada da Bacia do Rio Tapacurá. Fonte: USGS, 2015.....	100
Figura 3.12	Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá reclassificado.....	102
Figura 3.13	Esquema ilustrativo do funcionamento da modelagem dos processos erosivos pelo modelo SWAT.....	117
Figura 3.14	Área de drenagem que contribui para o reservatório da Barragem de Tapacurá.....	119
Figura 3.15	Distribuição espacial dos pontos de grade do modelo Eta utilizados neste estudo.....	125
Figura 4.1	Sub-bacias geradas para a Bacia do Rio Tapacurá e altimetria da área...	128
Figura 4.2	Espacialização da declividade da Bacia do Rio Tapacurá.....	129
Figura 4.3	Distribuição espacial do uso e ocupação do solo em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.....	131
Figura 4.4	Distribuição espacial dos tipos de solo em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.....	132
Figura 4.5	Resultado da simulação da vazão para o período de 1995 a 2003.....	133
Figura 4.6	Comparação entre a vazão observada e a simulada na fase de modelagem inicial.....	133
Figura 4.7	Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá.....	136
Figura 4.8	Resultado da calibração da vazão para o período de 1995 a 2003.....	140
Figura 4.9	Comparação entre a vazão observada e calculada após a calibração.....	142
Figura 4.10	Resultado após a validação do modelo: comparação entre a vazão	

	observada e calculada para o período de 2004 a 2012.....	142
Figura 4.11	Comparação entre a vazão observada e calculada após a validação (2004 – 2012).....	143
Figura 4.12	Distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).....	145
Figura 4.13	Distribuição espacial do escoamento superficial médio na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).....	146
Figura 4.14	Distribuição espacial da precipitação média na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).....	146
Figura 4.15	(a e b) Relação entre o escoamento superficial e a produção de sedimentos média no período de 1995 a 2012.....	149
Figura 4.16	Espacialização das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá de acordo com a classificação de perdas de solo proposta por Carvalho (2008)....	150
Figura 4.17	Fração de sedimentos transportada por cada trecho de rio da Bacia do Rio Tapacurá.....	152
Figura 4.18	Área de drenagem da Barragem de Tapacurá.....	154
Figura 4.19	Curva-chave de sedimentos gerada para o posto sedimentométrico do Rio Tapacurá.....	159
Figura 4.20	Seção fluviométrica e sedimentométrica da ANA no Rio Tapacurá (39170000): (a) Ponte sob a seção; (b) Ponto de lançamento de efluentes.....	162
Figura 4.21	Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá: (a) cenário de 1970 e (b) cenário de 2001.....	163
Figura 4.22	Resultado da simulação da vazão para o período de 1967–1974.....	165
Figura 4.23	Índices pluviométricos anuais registrados para a Bacia do Rio Tapacurá: (a) 1967–1974 e (b) 1995–2012.....	167
Figura 4.24	Espacialização da pluviometria na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974; e (b) período de 1995–2012.....	168
Figura 4.25	Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974 e (b) período de 1995–2012.....	168
Figura 4.26	Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974 e (b) período de 1995–2012.....	169
Figura 4.27	Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá: (a) Cenário de 1970 e (b) Cenário de 2001.....	171
Figura 4.28	Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá: (a) Cenário de 1970 e (b) Cenário de 2001.....	172
Figura 4.29	Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá: (a) Cenário de 2001 e (b) Cenário hipotético.....	173
Figura 4.30	Precipitação mensal climatológica, 1961–1990: (a) Precipitação observada; (b) Eta–HadGEM; e (c) Eta–HadGEM corrigido.....	174
Figura 4.31	Correção dos dados de precipitação futura: na coluna da esquerda o RCP 4.5 e na direita o RCP 8.5.....	176
Figura 4.32	Precipitação mensal climatológica corrigida: (a) RCP 4.5; (b) RCP 8.5.....	177
Figura 4.33	Espacialização da precipitação estimada para a Bacia do Rio Tapacurá	

	nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.....	180
Figura 4.34	Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá nos diferentes cenários futuros de possíveis alterações no clima e uso do solo.....	182
Figura 4.35	Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá nos diferentes cenários futuros de possíveis alterações no clima e uso do solo.....	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Tipos de solos existentes na Bacia do Rio Tapacurá.....	64
Tabela 3.2	Uso e ocupação do solo existente na bacia.....	66
Tabela 3.3	Descrição das estações utilizadas.....	98
Tabela 3.4	Descrição dos períodos de dados utilizados e falhas das estações.....	98
Tabela 3.5	Precipitação (mm) média anual, máxima, mínima e desvio padrão das estações pluviométricas utilizadas no estudo.....	99
Tabela 3.6	Uso e ocupação do solo existente na bacia e sua associação com o SWAT.....	101
Tabela 3.7	Valores do fator C_{EUPS} para a Bacia do Rio Tapacurá.....	102
Tabela 3.8	Classificação hidrológica dos solos existentes na Bacia do Rio Tapacurá.....	103
Tabela 3.9	Valores de CN para os diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia do Rio Tapacurá.....	104
Tabela 3.10	Tipos de solo da Bacia do Rio Tapacurá e localização dos pontos de coleta.....	104
Tabela 3.11	Características dos solos da Bacia do Rio Tapacurá.....	107
Tabela 3.12	Resumo dos dados climáticos para a Bacia do Rio Tapacurá.....	110
Tabela 3.13	Descrição dos parâmetros, limites e método de alteração no processo de análise de sensibilidade.....	115
Tabela 3.14	Interpretação de perdas de solo em bacias hidrográficas, adaptada de Carvalho (2008).....	118
Tabela 3.15	Dados de concentração de sedimentos em suspensão da estação de Vitória de Santo Antão (39170000).....	120
Tabela 3.16	Classificação da eficiência da modelagem do modelo SWAT por meio da análise do R^2 , NSE e PBIAS.....	122
Tabela 3.17	Projeções de alterações na temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento nos cenários RCP 4.5 e 8.5.....	126
Tabela 4.1	Distribuição da declividade da Bacia do Rio Tapacurá.....	129
Tabela 4.2	Quantidade de URH em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.....	130
Tabela 4.3	Comparação entre a vazão simulada pelo modelo SWAT e a observada	134
Tabela 4.4	Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT.....	135
Tabela 4.5	Parâmetros mais sensíveis para a calibração do modelo SWAT, identificados em outros estudos no Brasil.....	137
Tabela 4.6	Número de citações dos parâmetros considerados mais sensíveis para a calibração da vazão, para a Bacia do Rio Tapacurá, em outros estudos no Brasil.....	137
Tabela 4.7	Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT.....	138
Tabela 4.8	Comparação entre a vazão simulada (modelagem inicial) e a calibrada pelo modelo SWAT.....	141
Tabela 4.9	Comparação estatística da vazão observada com a simulada pelo modelo SWAT, após a validação.....	143

Tabela 4.10	Médias de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos para a Bacia do Rio Tapacurá (1995–2012).....	148
Tabela 4.11	Médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá para o reservatório de mesmo nome (1995–2012).....	154
Tabela 4.12	Comparação entre a vazão e produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT e os observados.....	157
Tabela 4.13	Comparação entre a vazão e produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT e os observados, excluindo-se o evento do dia 20/08/07	158
Tabela 4.14	Comparação entre a vazão e a produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT e a gerada a partir da curva-chave de sedimentos.....	159
Tabela 4.15	Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá em dois períodos distintos.....	163
Tabela 4.16	Comparação estatística da vazão observada com a simulada pelo modelo para o período de 1967–1974.....	165
Tabela 4.17	Precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos das sub-bacias para os períodos de 1967–1974 e 1995–2012.....	166
Tabela 4.18	Comparação estatística do escoamento superficial e produção de sedimentos média das sub-bacias nos cenários analisados, adotando a pluviometria de 1995–2012.....	170
Tabela 4.19	Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá no cenário de 2001 e no cenário hipotético.....	174
Tabela 4.20	Comparação estatística da precipitação observada, da rodada base e corrigida do Eta–HadGEM.....	175
Tabela 4.21	Médias mensais e anuais corrigidas dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 e a sua relação com a precipitação observada no período de 1961–1990..	177
Tabela 4.22	Médias anuais de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos nos diferentes cenários de mudanças no clima e uso do solo.....	178
Tabela 4.23	Estimativas das médias anuais da vazão e produção de sedimentos para o reservatório da Barragem de Tapacurá.....	184

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Alpha_BF	Constante de recessão do fluxo de base (dias)
ANA	Agência Nacional de Águas
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
ARS	<i>Agricultural Research Service</i>
Biomix	Eficiência do revolvimento biológico (mm)
CFARM	<i>Carbon Cycling Routine</i>
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h)
CH_N2	Coefficiente de Manning do canal principal (s m-1/3)
CN	Curva Número
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CPTEC/INPE	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do INPE
CREAMS	<i>Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management System</i>
DEWPT	Temperatura do ponto de orvalho
DHSVM	<i>Distributed Hydrology Soil Vegetation Model</i>
DiCaSM	<i>Distributed Catchment-Scale Model</i>
Epc	Fator de compensação de água pelas plantas (adimensional)
EPIC	<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>
Esco	Fator de compensação de evaporação do solo (adimensional)
ESRI	<i>Environmental Systems Research Institute</i>
EUPS	Equação Universal de Perda de Solo
EUPSM	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
FC	Capacidade de campo
FPA	Frente Polar Atlântica
GLEAMS	<i>Groundwater Loading Effects on Agricultural Management</i>
GRH	Grupo de Recursos Hídricos da UFPE
GW_Delay	Retardo do escoamento subterrâneo (dias)
GW_Revap	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea (adimensional)
Gwqmn	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno (mmH ₂ O)
HadGEM2-ES	<i>Hadley Center Global Environmental Model version 2</i>
HYDGRP	Grupos de saturação
HYMO	<i>Problem-oriented computer language for hydrologic modeling</i>
IFPE	Instituto Federal de Pernambuco

IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
<i>Kineros</i>	<i>Kinematic Erosion Model</i>
MDE	Modelo digital de elevação
MGB-IPH	Modelo Hidrológico de Grandes Bacias
NRCS	<i>Natural Resource Conservation Service</i>
PBIAS	Tendência Percentual
PCPD	Número de dias de precipitação
PCPMM	Precipitação média mensal
PCPSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação máxima
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação
PR_W1	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos
PR_W2	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos
PRMS	<i>Precipitation-Runoff Modeling System</i>
Rchrg_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adimensional)
RCP	<i>Representative Concentration Pathways</i>
REHISA	Rede de Hidrologia do Semiárido
Revapmn	Profundidade limite da água no solo para a ocorrência da ascensão da água à zona não saturada (mm)
ROTO	<i>Routing Outputs to Outlets</i>
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SEBAL	<i>Surface Energy Balance Algorithm for Land</i>
SED_OUT	Quantidade de sedimento transportado pela água que atinge a saída do canal (exutório)
SHE	<i>System Hydrologic Europe</i>
SIG	Sistema de Informação Geográfica
Ssubbsn	Comprimento da declividade média (m)
SOL_ALB	Albedo
SOL_AWC	Água disponível no solo
SOL_BD	Densidade aparente
SOL_CBN	Carbono orgânico
SOL_CLAY	Porcentagem de argila
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada
SOL_ROCK	Cascalho

SOL_SAND	Areia
SOL_SILT	Silte
SOL_Z	Profundidade da camada
SOL_ZMX	Profundidade da raiz
SOLARAV	Radiação solar
SRES	Relatórios Especiais sobre Previsões de Emissões
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWRRB	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
SYLD	Produção de sedimentos (t/ha)
TMPMN	Temperatura mínima
TMPMX	Temperatura máxima
TMPSTDMN	Desvio padrão da temperatura mínima
TMPSTDMX	Desvio padrão da temperatura máxima
TOPMODEL	<i>Topographic Based Hydrological Model</i>
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UR	Umidade relativa do ar
URH	Unidades de resposta hidrológica
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
USLE_K	Erodibilidade
Uso1_RCP4.5	Uso do solo de 2001 e cenário de mudanças climáticas RCP4.5
Uso1_RCP8.5	Uso do solo de 2001 e cenário de mudanças climáticas RCP8.5
Uso2_RCP4.5	Uso do solo hipotético e cenário de mudanças climáticas RCP4.5
Uso2_RCP8.5	Uso do solo hipotético e cenário de mudanças climáticas RCP8.5
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>
WESP	<i>Watershed Erosion Simulation Program</i>
WNDV	Velocidade do vento
WP	Ponto de murcha
WXGEN	Gerador climático do modelo SWAT

LISTA DE SÍMBOLOS

SW_t	Quantidade de água no solo no fim do dia (mm)
SW_0	Quantidade de água no início do dia (mm)
t	Tempo (dias)
P_d	Precipitação no dia (mm)
Q_{sup}	Escoamento superficial (mm)
E_a	Quantidade de água que evapotranspirou no dia (mm)
w_{vad}	Quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm)
Q_{sub}	Quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm)
P	Precipitação (mm)
S	Capacidade máxima de armazenamento (mm)
$CN I$	Condição de seca
$CN II$	Condição normal
$CN III$	Condição úmida
t_{con}	Tempo de concentração
$t_{c,sup}$	Tempo de concentração do fluxo superficial
$t_{c,can}$	Tempo de concentração do fluxo através do canal
L_{slp}	Comprimento da encosta (m)
n	Coefficiente de rugosidade de <i>Manning</i>
slp	Declividade média da sub-bacia (m/m)
L	Comprimento do canal em quilômetros
A	Área da sub-bacia (km ²)
slp_{can}	Declividade média do canal (mm)
Q'_{sup}	Quantidade de água gerada em determinada sub-bacia no dia (mm)
$Q_{arm,i-1}$	Quantidade de água em atraso gerada no dia anterior (mm)
$Surlag$	Coefficiente de atraso do escoamento superficial
λE	Densidade do fluxo de calor latente (MJ/m ² /dia)
E	Profundidade da taxa de evaporação (mm/dia)
Δ	Inclinação da curva pressão-temperatura de saturação do vapor (KPa/°C)
H_{net}	Radiação líquida (MJ/m ² /dia)
G	Densidade de fluxo de calor para o solo (MJ/m ² /dia)
ρ_{air}	Densidade do ar (kg/m ³)
cp	Calor específico (MJ/kg/°C)

e_z^0	Pressão de vapor de saturação do ar na altura z (kPa)
e_z	Pressão de vapor de água do ar na altura z (kPa)
γ	Constante psicrométrica (kPa/°C)
r_c	Resistência do dossel da planta
r_a	Resistência aerodinâmica
can_{dia}	Quantidade máxima de água que é interceptada e armazenada no dossel em um determinado dia (mm)
$Canmx$	Quantidade máxima de água que pode ser interceptada e armazenada no dossel quando este está totalmente desenvolvido (mm)
IAF	Índice de área foliar para um determinado dia
IAF_{max}	Índice de área foliar máximo para a planta
E_0	Evapotranspiração potencial (mm)
R_{int}	Água interceptada no dossel (mm)
$R_{int(f)}$	Quantidade de água interceptada no dia (mm)
$R_{int(i)}$	Quantidade água interceptada no início do intervalo de tempo pela evapotranspiração potencial (mm)
E_{can}	Evaporação da quantidade de água livre existente no dossel da planta em um determinado dia (mm)
$E_{solo,z}$	Demanda evaporativa (mm) na profundidade z
E_z''	Evaporação máxima do solo para o dia (mm)
z	Profundidade do solo (mm)
$E_{soil,ly}$	Demanda evaporativa para a camada ly (mm)
$E_{soil,zl}$	Demanda evaporativa do limite inferior da camada do solo
$E_{soil,zu}$	Demanda evaporativa do limite superior da camada do solo
E_{sco}	Coefficiente de compensação da evaporação do solo
$SW_{cam,excesso}$	Quantidade de água disponível para percolar no dia (mm)
SW_{cam}	Quantidade diária de água em uma determinada camada do solo (mm)
FC_{cam}	Quantidade de água na capacidade de campo (mm)
$wperc,cam$	Quantidade de água que efetivamente percola no dia (mm)
ΔT	Duração do intervalo de tempo (h)
$TTperc$	Tempo de percolação entre as camadas (h)
SAT_{cam}	Quantidade de água no solo completamente saturado (mm)
K_{sat}	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)

Q_{lat}	Escoamento lateral (mm/dia)
Φ_d	Porosidade drenável do solo (mm/mm)
W_{rec}	Quantidade de água que adentra os aquíferos no dia “i” (mm)
δ_{aq}	Tempo de drenagem sob as camadas de solo (dia)
W_{seep}	Quantidade de água que percolou através da última camada de solo (mm)
$W_{rec,i-1}$	Quantidade de água que entra no aquífero no dia $i-1$ (mm)
W_{prf}	Quantidade de água (mm) que entra no aquífero profundo no dia i
β_{prf}	Coefficiente de percolação do aquífero
$W_{rec,rs}$	Quantidade de água (mm) que entra no aquífero raso no dia “i” (mm)
$aq_{rs,i}$	Quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia (mm)
$aq_{rs,i-1}$	Quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia $i-1$ (mm)
Q_{aq}	Escoamento subterrâneo que recarrega o canal principal (fluxo de base) (mm)
W_{revap}	Quantidade de água que ascende por franjas capilares (mm)
$W_{bomba,rs}$	Quantidade de água retirada através de bombas (mm)
$Revap$	Volume de água que ascende através de franjas capilares, em função da demanda de evapotranspiração
$W_{revap,max}$	Máxima quantidade de água (mm) que ascende em resposta ao déficit hídrico
β_{rev}	Coefficiente de $Revap$
E_0	Potencial de evapotranspiração (mm) daquele dia
a_{qrs}	Quantidade de água armazenada no aquífero raso (mm)
$aq_{lim,rv}$	Valor limite do nível de água a ser superado para ocorrer o processo $Revap$ (mm)
sed	Produção de sedimentos, após evento de precipitação do dia (ton)
q_{pico}	Taxa de escoamento de pico (m ³ /s)
$\acute{a}rea_{URH}$	Área da unidade de resposta hidrológica na qual é estimada a produção de sedimentos (ha);
K_{EUPS}	Fator de erodibilidade do solo (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)
C_{EUPS}	Fator de uso e manejo do solo
P_{EUPS}	Fator de práticas conservacionistas
LS_{EUPS}	Fator topográfico
$CFRG$	Fator de fragmentação esparsa
α_{tc}	Fração da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração
f_{csand}	Fator que representa o conteúdo de areia grossa

f_{cl-si}	Representa a fração do solo que contém argila e silte
f_{orgC}	Estimativa da contribuição do carbono orgânico
f_{hisand}	Fator que representa o conteúdo de areia fina
m_s	Fração de areia (diâmetros de 0,05 – 2 mm)
m_{silt}	Fração de silte (diâmetros de 0,002 – 0,05 mm)
m_c	Fração de argila (diâmetros < 0,002 mm)
$orgC$	Percentual de carbono orgânico na camada do solo
$rochas$	Fração da área de afloramento rochoso
Δ_{arm}	Volume armazenado no trecho (m ³)
V_{in}	Volumes de entrada no segmento (m ³)
$V_{out,2}$	Volume que saí do trecho no fim do intervalo de tempo (m ³)
SC	Coefficiente de armazenamento
V_{arm}	Volume armazenando no início do intervalo de tempo (m ³)
TT	Tempo de viagem
q_{out}	Vazões de saída no tempo (m ³ /s)
$conc_{sed,mx}$	Concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água (ton/m ou kg/L)
v_{pc}	Velocidade de pico (m/s)
c_{sp} e $spexp$	Coefficientes de ajuste
sed_{dep}	Quantidade de sedimentos depositada (t)
$conc_{sed,0}$	Concentração no início do intervalo de tempo (kg/L ou t/m ³)
sed_{ero}	Quantidade de sedimentos que é erodida (t)
K_{ca}	Fator de erodibilidade do canal (cm/hr-1Pa-1)
C_{ca}	Fator de cobertura do canal
sed_{at}	Estimativa final das partículas existentes no trecho
sed_{out}	Concentração de sedimentos que sai do trecho (t)
V_{out}	Volume que sai no intervalo de tempo (m ³)
V_{ca}	Volume de água no trecho (m ³)
C_{org}	Teor de carbono orgânico na em cada camada (kg/kg)
e_s	Pressão de saturação de vapor
t_{ar}	Dado referente a temperatura diária
e_a	Vapor atual
F_s	Fração de sedimentos

Q_{ss}	Descarga s3lida ou fluxo de sedimentos em suspens3o (t/dia)
Q	Descarga l3quida ou vaz3o (m ³ /s)
C_{ss}	Concentra3o de sedimentos em suspens3o (mg/L)
a e b	Constantes
Y_{obs}	Vari3vel observada
Y_{sim}	Vari3vel simulada pelo modelo
$\overline{Y_{obs}}$	M3dia da vari3vel observada
$\overline{Y_{sim}}$	M3dia da vari3vel simulada
e	Quantidade de eventos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	26
1.1. HIPÓTESE	29
1.2. OBJETIVOS GERAL E ESPECÍFICOS	29
1.3. DESCRIÇÃO DOS CAPÍTULOS	29
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
2.1. CICLO HIDROLÓGICO	31
2.1.1. Escoamento superficial	33
2.2. EROÇÃO DOS SOLOS	35
2.2.1. Perdas de solo, aporte e produção de sedimentos em bacias hidrográficas	38
2.3. IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO CLIMA	41
2.4. MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA	46
2.4.1. Classificação dos modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos	47
2.4.2. Modelos hidrossedimentológicos integrados ao SIG	49
2.4.3. Aplicações do modelo SWAT	51
3. MATERIAIS E MÉTODOS	61
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	61
3.1.1. Clima	63
3.1.2. Relevo e solos	63
3.1.3. Uso e ocupação do solo	66
3.2. O MODELO SWAT	69
3.2.1. Equações do modelo SWAT	71
3.2.1.1. Fase de terra.....	71
3.2.1.2. Fase de água ou de propagação	88
3.2.2. ArcSWAT	91
3.2.3. SWAT-CUP	91
3.2.3.1. SUFI-2	92
3.3. ETAPAS DE EXECUÇÃO	95
3.3.1. Geração do Banco de Dados do modelo SWAT	96
3.3.1.1. Dados climáticos e de vazão.....	96
3.3.1.2. Modelo digital de elevação.....	100
3.3.1.3. Uso e ocupação do solo	101

3.3.1.4. Parâmetros de solo.....	102
3.3.1.5. Gerador climático	108
3.3.2. Entrada dos dados	110
3.3.2.1. Discretização da bacia	110
3.3.2.2. Definição das unidades de respostas hidrológicas.....	111
3.3.2.3. Entrada dos dados climáticos	112
3.3.3. Modelagem inicial.....	113
3.3.4. Calibração e validação	113
3.3.5. Análise dos processos erosivos.....	116
3.3.5.1. Produção de sedimentos das sub-bacias	118
3.3.5.2. Produção de sedimentos total	118
3.3.5.3. Verificação da produção de sedimentos	119
3.3.6. Análise dos resultados da modelagem hidrossedimentológica	121
3.3.7. Cenários de mudanças no clima e no uso do solo	123
3.3.7.1. Implicações das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo.....	123
3.3.7.2. Projeções futuras	123
3.4. DADOS CLIMÁTICOS DO MODELO ETA–HADGEM	124
3.4.1. Correção dos dados de precipitação futura	127
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	128
4.1. PROCESSAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA.....	128
4.2. MODELAGEM HIDROLÓGICA DA BACIA DO RIO TAPACURÁ	133
4.2.1. Modelagem inicial.....	133
4.2.2. Análise de sensibilidade	135
4.2.3. Calibração e validação	138
4.3. PROCESSOS EROSIVOS	144
4.3.1. Produção de sedimentos das sub-bacias	144
4.3.1.1. Classificação da produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá	150
4.3.2. Propagação de sedimentos na rede de drenagem	151
4.3.3. Estimativa da produção de sedimentos para a Barragem de Tapacurá	153
4.3.4. Verificação da produção de sedimentos	156
4.4. IMPACTOS DAS ALTERAÇÕES OCORRIDAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO TAPACURÁ.....	162
4.4.1. Análise das alterações no uso e ocupação do solo	162

4.4.2. Modelagem da bacia para a década de 1970.....	164
4.4.3. Efeitos das alterações no uso e ocupação do solo nos processos hidrossedimentológicos	165
4.4.3.1. Simulação dos cenários de uso e ocupação do solo de 1970 e 2001, considerando o mesmo índice pluviométrico	170
4.5. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS	172
4.5.1. Correção dos dados de precipitação futura	174
4.5.2. Implicações das mudanças do clima e uso do solo nos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Rio Tapacurá.....	178
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	185
5.1. CONCLUSÕES	185
5.2. RECOMENDAÇÕES.....	186
REFERÊNCIAS	188

1. INTRODUÇÃO

A erosão dos solos é um dos problemas ambientais mais importantes em todo o mundo, e os principais fatores que a influenciam são a erosividade da chuva, as propriedades físicas do solo, a cobertura vegetal e as características das encostas (Guerra, 1998). A erosão, além de reduzir a capacidade produtiva dos solos, causa sérios danos ambientais, como assoreamento e poluição das fontes de água (Santos *et al.*, 2012). O assoreamento dos rios favorece a ocorrência de enchentes e causa a perda de capacidade de armazenamento de água em reservatórios.

A erosão hídrica é considerada um dos principais processos responsáveis pela degradação física do solo, uma vez que desagrega e transporta as partículas com maior facilidade. O processo de erosão consiste no desprendimento, carreamento e deposição das partículas de sedimentos, sendo responsável pelo surgimento de sulcos, ravinas ou voçorocas e pelo assoreamento dos rios. De maneira geral, a erosão dos solos é desencadeada pelo impacto das gotas da chuva na superfície do solo, o que promove a desagregação das suas partículas e, posteriormente, a movimentação desse material, expondo-o às ações hidrodinâmicas do escoamento superficial (Galerani *et al.*, 1995; Ramos, 1995; Guerra, 1999).

A Região Nordeste do Brasil é bastante afetada pela erosão dos solos devido à alta intensidade pluviométrica e às crescentes alterações no uso e ocupação do solo, e há poucos estudos sobre erosão, principalmente em bacias da porção litorânea do Nordeste brasileiro, que apresentam, de acordo com Silva (2010), uma conhecida complexidade na realização de estudos sobre erosão dos solos. Dentre os estudos de erosão realizados na Região Nordeste, destacam-se os desenvolvidos nas bacias representativas da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), localizadas, em sua grande maioria, em regiões semiáridas.

De acordo com Silva (2010), a zona litorânea do Nordeste brasileiro apresenta duas características importantes que influenciam diretamente nos estudos de erosão na região, são elas: (a) variabilidade espacial e temporal da precipitação, decorrente da localização da região em uma zona tropical com grande influência de correntes de ar; e (b) concentração de grande parte da população de toda a região, que depende de atividades econômicas ligadas à agricultura e pecuária. A soma desses dois fatores (variabilidade pluviométrica e alterações no uso e ocupação do solo) intensificam os processos relacionados ao aumento do escoamento

superficial e à erosão dos solos, repercutindo sobre o desenvolvimento regional, uma vez que a irregularidade da precipitação e, conseqüentemente, dos processos de escoamento e erosão, acarretam em eventos extremos, que causam danos ao meio ambiente e às cidades.

Estudos como os de Santos *et al.* (2000), Srinivasan e Galvão (2003), Santos *et al.* (2009), Carvalho *et al.* (2009) e Santos *et al.* (2012) apontam que áreas que possuem uma cobertura do solo adequada, como a vegetação nativa, apresentam menor potencial para a produção de sedimentos. Em contrapartida, áreas com coberturas do solo inadequadas, como cultivos agrícolas sem nenhum tipo de prática conservacionista, apresentam elevados índices erosivos.

Além da cobertura do solo, os processos de escoamento superficial e produção de sedimentos em uma bacia são sensíveis às mudanças climáticas, que podem afetar os recursos hídricos, em termos quantitativos e qualitativos. Assim, compreender os impactos das mudanças no clima e uso do solo no escoamento superficial, vazão e erosão de uma bacia hidrográfica pode auxiliar em uma melhor gestão do território e de seus recursos naturais.

Estudos sobre a influência das mudanças no clima e uso do solo no escoamento superficial, vazão e erosão de uma bacia hidrográfica têm sido realizados por vários autores, como Kundzewicz *et al.* (2008), Wang *et al.* (2008), Ficklin *et al.* (2009), Carvalho Neto *et al.* (2011), Lelis *et al.* (2011), Silva *et al.* (2011), Getachew *et al.* (2012), Montenegro e Ragab (2012), Santos *et al.* (2012), Braga *et al.* (2013), Lubini e Adamowski (2013), Silva *et al.* (2013), Dos Santos *et al.* (2014) e Santos *et al.* (2015). Os resultados dos estudos sobre a resposta hidrossedimentológica de bacias às mudanças no clima e uso do solo têm chamado a atenção para o risco de agravamento da disponibilidade de água e o impacto sobre os aspectos hidrológicos e sociais.

Simulações dos impactos, em longo prazo, de alterações climáticas e mudanças no uso e ocupação do solo, na vazão e produção de sedimentos são importantes para estudar diferentes condições ambientais. Análises das respostas hidrossedimentológicas às mudanças do clima e uso do solo, em uma bacia hidrográfica, podem ser realizadas através da combinação de um modelo hidrossedimentológico, calibrado com dados históricos observados, e a proposição de cenários futuros de alterações no clima e uso do solo (Dos Santos *et al.*, 2014).

Modelos hidrossedimentológicos distribuídos auxiliam no entendimento de peculiaridades que individualizam ou particularizam áreas semelhantes dentro daquela maior que é estudada, e tais observações são expressas nos dados de entrada e saída. A integração

desses modelos com um Sistema de Informação Geográfica (SIG) permite a espacialização das propriedades físicas e características das bacias, além da visualização dos resultados dos processos hidrossedimentológicos e produção de mapas temáticos.

Atualmente, existem diversos modelos que tratam dos processos físicos em bacias e que possuem interface com o SIG. Geralmente esses modelos exigem grande volume de informações sobre parâmetros físicos da bacia e dos solos, cujos arquivos de entrada podem ser criados com o auxílio de técnicas de SIG. Dentre os modelos hidrológicos distribuídos, que são executados em ambiente SIG, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) destaca-se pela robustez, capacidade de análise e correlação de diferentes elementos físicos de uma bacia hidrográfica.

O modelo SWAT tem sido estudado e aplicado mundialmente, com resultados satisfatórios (Gassman *et al.*, 2007; Garbossa *et al.* 2011; Silva *et al.*, 2013). Diante da consistência dos resultados e da previsão de ocorrência de mudanças climáticas que podem afetar a hidrologia da Região Nordeste do Brasil (Silva *et al.* 2012), este estudo visa utilizar o modelo SWAT para analisar as implicações de mudanças no clima e uso do solo na vazão, escoamento superficial e processos erosivos da Bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco.

Estudos hidrossedimentológicos desse tipo, em especial para a Bacia do Rio Tapacurá, bacia representativa integrante da Rede de Hidrologia do Semiárido (REHISA), são de suma importância para a gestão dos recursos hídricos da porção litorânea do Estado de Pernambuco, pois essa bacia é uma das responsáveis pelo abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife, uma das maiores concentrações populacionais do país, com aproximadamente 3,7 milhões de habitantes (IBGE, 2010), e que já enfrentou períodos de escassez de água, como durante e após a grande seca de 1998, assim como períodos de enchentes, frequentes até a década de 1970 (marcada por ações estruturantes que visavam minimizar os efeitos das enchentes na cidade do Recife, capital do Estado) (Araújo Filho *et al.*, 2006).

Esses eventos extremos expuseram uma gama de implicações, incluindo efeitos ambientais, econômicos e sociais, além de impactos sobre as entidades governamentais e uma ampla gama de políticas públicas. Tais eventos também colocam a Bacia do Rio Tapacurá como uma bacia estratégica para uma eficiente gestão dos recursos hídricos no Estado de Pernambuco, sendo indispensável à análise das implicações de mudanças no clima e uso do solo, na dinâmica hidrológica e hidrossedimentológica da bacia, pois os fenômenos ocorridos

na Bacia do Rio Tapacurá têm implicações de longo alcance para a Região Metropolitana do Recife.

1.1. HIPÓTESE

A hipótese que norteia o estudo é que a Bacia do Rio Tapacurá tem sofrido intensas alterações no seu uso e ocupação do solo, e que essas alterações, somadas a mudanças climáticas, influenciam a dinâmica hidrossedimentológica da bacia, podendo intensificar os processos erosivos.

1.2. OBJETIVOS GERAL E ESPECÍFICOS

Este estudo tem como objetivo geral realizar uma análise espaço-temporal dos processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá, mediante utilização de um modelo hidrossedimentológico integrado ao SIG e diferentes cenários de clima e uso do solo.

Para tanto, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Calibrar e validar o modelo hidrossedimentológico SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá;
- Estimar e analisar a distribuição espacial da produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá;
- Estimar a produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá;
- Realizar uma análise das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá;
- Analisar, a partir de diferentes cenários, as implicações das mudanças do clima e uso do solo na dinâmica hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá.

1.3. DESCRIÇÃO DOS CAPÍTULOS

O presente trabalho está estruturado em cinco capítulos, incluindo esta introdução (capítulo 1). No capítulo 2 são apresentadas a fundamentação teórica e a revisão bibliográfica; o capítulo 3 apresenta os materiais e métodos empregados neste estudo, incluindo a caracterização da área de estudo e uma descrição simplificada do modelo SWAT; o capítulo 4 apresenta os resultados e discussões da modelagem dos processos hidrossedimentológicos na

Bacia do Rio Tapacurá; e, no último capítulo, são apresentadas as conclusões e recomendações do estudo.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A fundamentação teórica está dividida em quatro partes principais e aborda os principais temas relacionados ao estudo: ciclo hidrológico; erosão do solo; implicações de mudanças climáticas; e modelos hidrossedimentológicos, com destaque para o modelo SWAT.

2.1. CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico ou ciclo da água é um fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície da terra e a atmosfera, impulsionado fundamentalmente pela ação da energia solar associada à gravidade e à rotação da Terra (Tucci, 2009).

Trata-se de um processo dinâmico que representa os diferentes caminhos que a água pode percorrer, se transformando ao longo do tempo, e integra três partes do sistema que compõem a Terra: a atmosfera, onde é encontrada principalmente água no estado gasoso; a hidrosfera, representando a água na fase líquida ou sólida na superfície do planeta; e a litosfera, abrangendo todos os tipos de águas subterrâneas (Chow, 1964; Castro, 2013).

O ciclo hidrológico pode ser dividido em etapas para uma melhor compreensão: precipitação; interceptação; infiltração e percolação; escoamento superficial; escoamento subterrâneo; evaporação e transpiração (evapotranspiração) (Paiva *et al.*, 2010).

A Figura 2.1 apresenta as etapas do ciclo hidrológico.

A precipitação, adotada como ponto inicial do ciclo, corresponde a toda a água que passa da atmosfera para a superfície terrestre, independentemente do estado físico (a forma mais frequente é o estado líquido: chuva). A água proveniente da precipitação que atinge a superfície do solo percorre vários caminhos até atingir os rios, canais, reservatórios e oceanos. Parte da precipitação, antes de tocar o solo, pode ficar retida na vegetação, dando origem à etapa do ciclo conhecida como interceptação. A precipitação interceptada pela vegetação, por sua vez, irá evaporar (passar do estado líquido para o gasoso) (Paiva *et al.*, 2010).

Após alcançar o solo, parte da água tende a infiltrar. A infiltração é a passagem de água da superfície para o interior do solo. É um processo que depende fundamentalmente da água disponível para infiltrar, da natureza do solo, do estado da superfície e das quantidades de água e ar inicialmente presentes no interior do solo (Tucci, 2009).

A taxa de infiltração superficial depende da umidade e condições superficiais do solo, enquanto a movimentação da água na camada depende da condutividade hidráulica do solo

(Santos, 1994). O movimento descendente da água para as camadas inferiores do solo é denominado de percolação (Tucci, 2009).

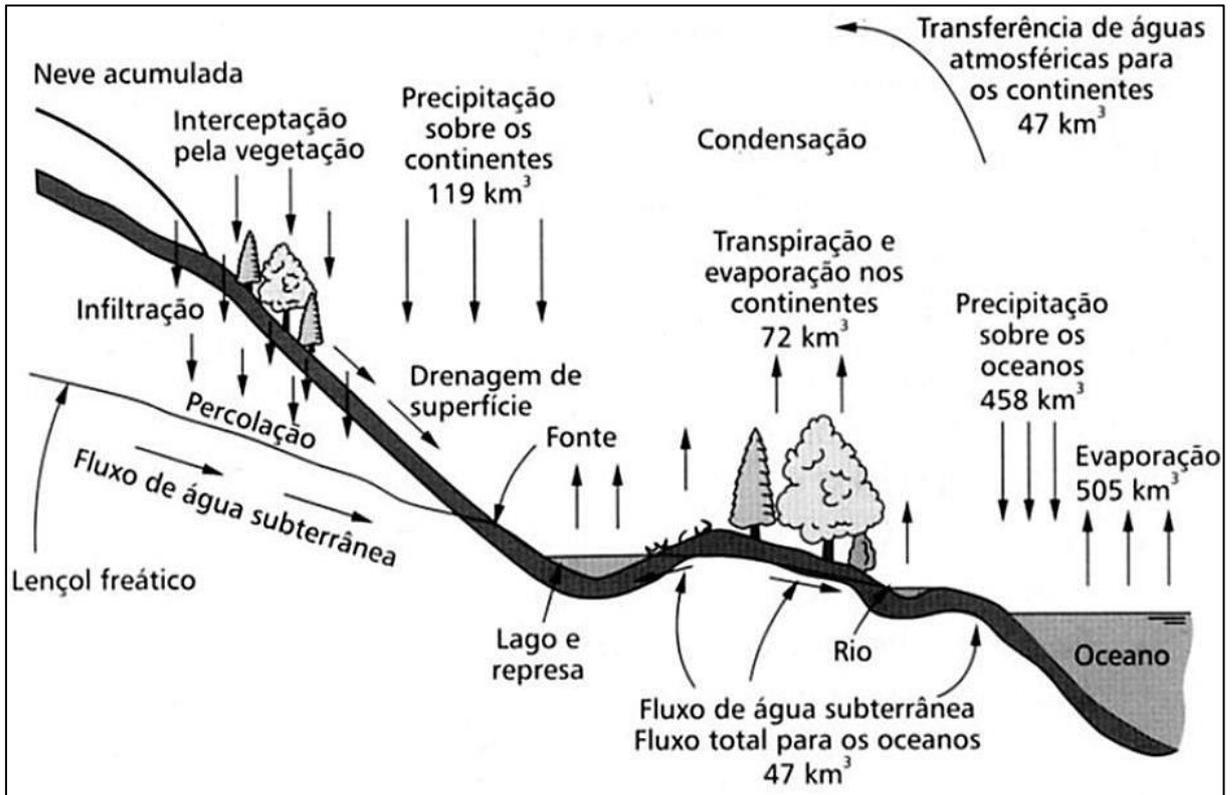


Figura 2.1 – Ciclo hidrológico. Fonte: Tundisi (2003).

À medida que a água se infiltra pela superfície, as camadas superiores do solo vão se umedecendo de cima para baixo, alterando gradativamente o perfil de umidade. Enquanto há entrada de água, o perfil de umidade tende à saturação em toda a profundidade. Normalmente as precipitações naturais não são capazes de saturar todo o perfil, saturando em geral apenas as camadas próximas à superfície, formando um perfil típico onde a umidade do solo decresce com a profundidade (Santos, 1994).

A partir do momento em que for excedida a capacidade de retenção de água pela vegetação e a superfície do solo já estiver saturada, passa a ocorrer o escoamento superficial, que se caracteriza como o movimento da água sobre a superfície do solo.

O escoamento superficial é regido por leis físicas (conservação de massa, energia e quantidade de movimento) e representado quantitativamente por variáveis como vazão, profundidade e velocidade. Tal escoamento é influenciado pelas características da precipitação (intensidade e duração), pelas características do solo (textura, capacidade de

infiltração e umidade) e pelo tipo de cobertura vegetal. Quanto maior for a capacidade de infiltração do solo, menor será a parcela da precipitação que irá escoar (Aragão, 2000).

No processo de escoamento superficial, a água é impulsionada pela gravidade para cotas mais baixas, formando pequenos filetes que tendem a se unir e formar cursos d'água, que continuam fluindo até encontrar riachos, os quais formarão rios, de porte cada vez maior, até atingirem um oceano ou lago (Paiva *et al.*, 2010).

O escoamento subterrâneo ocorre quando a porção de água infiltrada percola até os aquíferos subterrâneos (zona de saturação), escoando de forma bastante lenta. Quando o escoamento da água infiltrada ocorre na zona de aeração do solo (camada insaturada) até surgir como escoamento superficial, é chamado de escoamento de base, o qual mantém a vazão de base dos rios nos períodos de estiagens (Paiva *et al.*, 2010).

Parte da água armazenada no solo será consumida pela vegetação, voltando, em seguida, à atmosfera (no estado gasoso) pelas folhas das plantas em um processo conhecido como transpiração. Já o fenômeno da evaporação, se inicia antes mesmo de a precipitação atingir o solo, atuando na água que foi interceptada pela vegetação. A evaporação ainda ocorre diretamente no solo desprovido de vegetação, nos lagos, rios, oceanos e outros corpos hídricos (Paiva *et al.*, 2010). O conjunto da evaporação e da transpiração recebe o nome de evapotranspiração.

O processo de evapotranspiração devolve a água, que foi precipitada, à atmosfera (em estado gasoso), completando o ciclo hidrológico e disponibilizando-a para ser precipitada novamente.

2.1.1. Escoamento superficial

Dentre os componentes do ciclo da água, citados anteriormente, um dos mais importantes, e objeto da maioria dos estudos hidrológicos, é o escoamento superficial. O conhecimento dos processos relacionados a essa importante variável hidrológica possibilita o planejamento da utilização das águas superficiais para diversas finalidades, como construção de reservatórios, hidrelétricas, entre outras, além de ser o escoamento superficial, um dos principais processos que ocasionam a erosão dos solos, conforme será abordado no item 2.2.

Segundo Figueiredo (1998), existem dois tipos de mecanismos geradores de escoamento: a) fluxo superficial devido ao excesso de precipitação, também conhecido como Hortoniano; e b) fluxo superficial devido ao excesso de saturação.

O primeiro caso ocorre normalmente em regiões áridas e semiáridas, onde, de acordo com Aragão (2000), o escoamento acontece devido ao excesso de precipitação em relação à capacidade de infiltração, desde a superfície até as camadas inferiores. O segundo caso ocorre normalmente em regiões úmidas, onde o principal mecanismo de geração de escoamento ocorre devido à elevação do lençol subterrâneo. Este se diferencia do fluxo Hortoniano pelo fato de que, nesse mecanismo, a saturação do solo ocorre das camadas inferiores para a superfície, e no fluxo Hortoniano ocorre de modo inverso (Chow *et al.*, 1988).

Diversas são as formulações que buscam quantificar o escoamento superficial em bacias hidrográficas. Rawls *et al.* (1993) destacam três modelos principais: modelos empíricos de infiltração, modelos empíricos de excesso de chuva e modelos de infiltração com aproximação física. O modelo de Horton (1933) lida com a capacidade de infiltração, de modo que o volume de água que não infiltra torna-se disponível para o escoamento superficial, enquanto o modelo de Curva Número (CN) (SCS, 1972) trabalha com a capacidade de armazenamento e redução de parte da precipitação a partir da chamada abstração inicial. Já o modelo de infiltração com aproximação física que se destaca é o de Green e Ampt (1911), que assume que o perfil do solo é homogêneo e que a distribuição de umidade ocorre de maneira uniforme, de modo que proporciona uma frente saturada bem definida que se propaga para baixo, no solo devidamente seco (Carvalho Neto, 2011).

Fatores como tipo de vegetação e solo, condições topográficas, uso e ocupação do solo são fatores que determinam a relação entre a vazão e a precipitação. Quando a bacia hidrográfica é rural e possui cobertura vegetal, o escoamento superficial sofre a interferência dessa cobertura e grande parte dele se infiltra. Já em bacias urbanas, o escoamento superficial é regido pela interferência do homem através de superfícies impermeáveis e sistemas de drenagem pluvial (Paiva *et al.*, 2010).

Paiva *et al.* (2010) ainda alertam que alterações ocorridas no uso e ocupação do solo acarretam mudanças nas características do escoamento superficial. A derrubada da vegetação nativa para o desenvolvimento da agricultura, pecuária e expansão das cidades aumenta a superfície de solo exposto e impermeável, diminuindo com isso o potencial de infiltração do solo e recarga dos aquíferos subterrâneos, potencializando, conseqüentemente, o escoamento superficial (tanto em termos de volume, quanto velocidade), a ocorrência de enchentes e a erosão dos solos.

2.2. EROÇÃO DOS SOLOS

A erosão dos solos é um dos mais importantes problemas ambientais em todo mundo. As questões relacionadas à erosão têm aumentado consideravelmente nos últimos anos, especialmente em regiões semiáridas de países como o Brasil, onde grande parte da população depende de atividades econômicas ligadas à agricultura. Existem várias regiões semiáridas no planeta, entretanto, nenhuma destas possui a pluviosidade, a extensão e a densidade populacional do semiárido do nordeste brasileiro (Santos *et al.*, 2007).

A erosão dos solos acarreta sérios problemas, tanto para o meio-ambiente, como também para os reservatórios. Dentre algumas consequências trazidas pela erosão, destacam-se o aparecimento de ravinas e voçorocas, e a redução da produtividade agrícola. Com relação aos problemas para os reservatórios, pode-se citar o transporte de poluentes químicos nos sedimentos, o assoreamento do reservatório e a diminuição da quantidade de água armazenada (Santos e Silva, 2005).

A erosão consiste no processo de desprendimento e arraste das partículas de solo causado pela ação da água (erosão hídrica) ou do vento (erosão eólica). No Brasil, a erosão hídrica apresenta maior interesse por ser de ocorrência mais frequente, processar-se com maior rapidez e causar grandes prejuízos não apenas ao setor agrícola, como também a diversas outras atividades econômicas e ao meio ambiente (Pruski, 2006).

A erosão hídrica compreende três fases físicas distintas: desagregação, transporte e deposição. A desagregação é o processo de quebra e individualização das partículas da massa de solo, causada, basicamente, pelo impacto direto das gotas da chuva na superfície e pelo escoamento superficial. As partículas desagregadas salpicam com as gotículas de água e retornam à superfície, podendo vir a selar os poros superficiais, reduzindo a infiltração de água. À medida que a intensidade da chuva passa a ser maior que a taxa de infiltração, tem início o escoamento superficial, dando início, então, à segunda fase do processo, que é o transporte de sedimentos que sofrem deposição somente quando a velocidade do escoamento superficial é reduzida (Reichert e Cabeda, 1992; Oliveira *et al.*, 2005; Santos, 2006).

O material erodido ficará exposto à ação do vento ou do escoamento superficial, ou mesmo à ação de outras chuvas, disponível para ser transportado. O transporte através da água pode acontecer de várias maneiras, dependendo do fluxo e das características das partículas. Partículas pesadas são transportadas por deslizamento, rolamento ou saltos. Partículas muito leves são transportadas em suspensão no interior do fluxo e constituem a carga de lavagem (Simons e Sentürk, 1992).

A erosão do solo depende da topografia local, das propriedades do solo, do clima e da cobertura vegetal, enquanto a transferência ou transporte do material desagregado para a calha fluvial é influenciada pelo volume de água escoado, pela morfologia da bacia, por características da rede de drenagem e pelo uso do solo (Verstraeter e Poesen, 2001; Uzeika, 2009).

A proteção exercida pela vegetação provoca o abrandamento do impacto da chuva no solo, bem como o enfraquecimento do escoamento superficial, devido principalmente à resistência imposta pelos obstáculos naturais. As raízes das plantas oferecem, ainda, sustentação mecânica ao solo, além de propiciar o surgimento de canais internos ao mesmo, atenuando, assim, os processos erosivos (Sangoi *et al.*, 2007).

As gotas de chuva, ao caírem, atingem uma velocidade cujo valor está associado a uma energia cinética. Essa energia será dissipada quando as gotas atingirem a superfície do solo. Dependendo das condições da cobertura do solo (com ou sem vegetação), este impacto provocará ou não a desagregação das partículas. Estas poderão ser transportadas pelas gotas, sendo arremessadas, após o impacto, a uma curta distância. Isso faz com que algumas vezes o fluxo possa transportar mais material do que a sua capacidade de transporte (Foster, 1982).

Os processos de desagregação, transporte e deposição ocorrem, basicamente, nas áreas planas. Parte do material que foi erodido nos planos é transportado, juntamente com o fluxo, para os canais. A erosão nos canais acontece devido à força de cisalhamento que o fluxo superficial exerce nas laterais e no leito do canal. Dependendo da quantidade disponível para transporte e das características do solo que compõe o leito e as laterais do canal, poderá haver maior ou menor erosão. Conseqüentemente, a erosão irá resultar no aprofundamento e alargamento do canal (Lopes, 2003).

Em decorrência dos diversos fatores que envolvem os processos erosivos, pesquisas em produção de sedimentos são fundamentais para o planejamento dos diversos processos de conservação do solo e da água. Entender o comportamento da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica é a ferramenta mais importante no combate aos processos erosivos, sendo uma tarefa de difícil compreensão, pois resulta de uma complexa interação entre vários processos hidrogeológicos (Falcão, 2009).

Resultados obtidos em diversos estudos realizados em bacias experimentais apontam que as áreas com solo protegido pela vegetação nativa apresentam menor potencial para a produção de sedimentos (Santos *et al.*, 2000; Srinivasan e Galvão, 2003; Santos *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2012). Em contrapartida, os maiores índices erosivos foram encontrados em cultivos agrícolas em morro abaixo (Carvalho *et al.*, 2009; Santos, 2006). Alguns desses

cultivos são a palma e milho, muito comuns no semiárido nordestino (Carvalho *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2000). A adoção de práticas conservacionistas, como o plantio em nível e a proteção do solo com cobertura morta, apresentam abrandamento na produção de sedimentos (Santos *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 2009; Carvalho *et al.*, 2009). Bertoni e Lombardi Neto (1999) alertam para o fato de que a eficiência da proteção do solo é elevada a partir da utilização de práticas conservacionistas associadas.

Santos *et al.* (2007) analisaram as perdas de água e solo nas bacias experimentais de Sumé e de São João do Cariri, a partir de dados observados de lâmina escoada e erosão, medidos em parcelas de 100 m² com coberturas superficiais diferenciadas. Ao término do trabalho, dentre as conclusões, destacou-se a contribuição da vegetação nativa no aumento da infiltração, redução do escoamento superficial e, conseqüentemente, redução dos processos erosivos do solo.

Carvalho *et al.* (2009), em um estudo realizado no estado do Rio de Janeiro, avaliaram as relações entre a erosividade das chuvas e os padrões da precipitação com as perdas por erosão, para diferentes tipos de preparo do solo. Foram utilizadas parcelas experimentais de erosão com dimensões de 3,5 m por 22,0 m com diferentes coberturas vegetais. A cultura de milho foi estudada em duas parcelas experimentais, sendo uma utilizando a prática conservacionista de plantio em nível, e outra com plantio morro abaixo, além de uma parcela com solo exposto.

De acordo com Carvalho *et al.* (2009), a produção de sedimentos, para a cultura de milho morro abaixo, apresentou um acréscimo de mais de 200% em relação à produção de sedimentos para o milho cultivado em nível. A lâmina escoada foi 40% superior à registrada no plantio em nível. No entanto, a parcela experimental com solo exposto apresentou valores menores tanto para a produção de sedimentos, como para a lâmina escoada, em relação à parcela experimental com plantio de milho morro abaixo.

Santos *et al.* (2009) avaliaram o desempenho de práticas conservacionistas na cultura de feijão, no controle de perdas de solo e água por erosão hídrica, em Neossolo Flúvico do semiárido pernambucano. Chuvas simuladas com intensidades de 60 mm/h foram aplicadas nos seguintes tratamentos: cultivo em nível com barramentos de pedra entre cada fileira de plantio, no espaçamento de 0,5 m; cultivo em nível com barramentos de pedra no espaçamento de 1,0 m; cultivo morro abaixo; cultivo em nível com cobertura morta (palha de feijão); parcelas desmatadas e com cobertura natural. Dentre os tratamentos avaliados, verificou-se que a adoção de cobertura morta permitiu, em média, redução nas perdas de solo

de 86,91% em relação à parcela sem cobertura, com valores próximos ao da condição ideal de cobertura, que é a condição natural, durante todo o ciclo da cultura.

Santos *et al.* (2012) analisaram as perdas de água e solo no semiárido paraibano, em diferentes coberturas superficiais e condições de umidade, a partir da utilização de chuva simulada. Constatou-se que o escoamento superficial, em todos os tipos de cobertura do solo, aumentou de acordo com o aumento da umidade do solo, e a produção de sedimentos foi maior na condição seca. Os valores de perdas de água e solo nas condições úmida e muito-úmida foram semelhantes em todos os tipos de coberturas superficiais estudadas. Os resultados mostraram que a cobertura nativa se mostrou mais eficiente na proteção do solo, com relação aos demais tipos de cobertura. As culturas de milho e feijão apresentaram os maiores valores de perdas de água e solo, inclusive superiores aos observados para o solo exposto.

Desta forma, em virtude da eficiência comprovada de proteção do solo, redução de escoamento superficial e produção de sedimentos, por parte da existência de vegetação nativa em uma determinada área, torna-se importante analisar quais os impactos das alterações ocorridas no uso e ocupação de uma bacia hidrográfica, que consistem, em sua grande maioria, na substituição da vegetação nativa por outros tipos de usos.

2.2.1. Perdas de solo, aporte e produção de sedimentos em bacias hidrográficas

A quantidade total de sedimentos erodidos em uma bacia hidrográfica é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui sedimento e sólidos dissolvidos (Carvalho, 2008). Mas nem todo sedimento erodido em uma bacia hidrográfica alcança o seu exutório. Essa condição decorre do grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão apresenta no processo de remoção e transporte, e, principalmente, devido à dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da bacia (Uzeika, 2009).

Parte do solo que é erodido e originado de terras inclinadas pode se depositar em depressões, em áreas com vegetação ou planícies. Parte do material pode ser transportado para o sistema dos cursos d'água somente para ser depositado nas planícies de inundação, como aluvião, ou pode ser depositado em canais espraiados, no próprio curso d'água, na forma de praias ou bancos de areias (Carvalho, 2008). Ainda de acordo com Carvalho (2008), a quantidade total de material erodido que consegue completar o percurso, desde a origem até o ponto de controle, ou de medição, tal como um reservatório ou uma posição no curso d'água,

como um posto fluviométrico, ou exutório de uma bacia, é conhecida como contribuição ou produção de sedimentos ou rendimento sólido.

Na literatura brasileira, na análise de processos erosivos em bacias hidrográficas, é comum a utilização de termos como perdas de solo, aporte de sedimentos e produção de sedimentos. Já na literatura internacional, são consolidados termos como *soil loss* (perdas de solo) e *sediment yield* (produção de sedimentos).

Os termos perdas de solo e aporte de sedimentos estão geralmente associados aos processos erosivos que ocorrem na superfície e que geram uma quantidade de sedimentos que não atinge necessariamente o exutório da bacia, sub-bacia ou ponto de observação, ou seja, uma parte desse quantitativo se deposita antes, seja ainda na superfície, nas planícies aluviais, nos próprios canais ou reservatórios. Já a produção de sedimentos é considerada a quantidade de sedimentos que atinge o exutório da bacia, conforme esclarecem Galdino e Victória (2014), que afirmam que a perda de solo ocorre durante um evento chuvoso, quando a energia cinética da chuva desagrega, transporta e deposita partículas do solo. Essas partículas transportadas são depositadas ao longo das encostas ou em áreas planas. Já a produção de sedimento de uma bacia hidrográfica constitui a parte do solo erodido que atinge os cursos d'água e é transportada para fora da bacia. Portanto, produção de sedimento é a fração do solo erodido que atinge o exutório da bacia hidrográfica.

Corroborando com Carvalho (2008) e Galdino e Victória (2014), Walling (1983) considera como produção de sedimentos (*sediment yield*) a quantidade de sedimentos que atinge o exutório da bacia, e como perda de solo (*soil loss*) o resultante dos processos erosivos que podem atingir ou não o exutório. Na mesma linha de pensamento, White (2005) considera produção de sedimentos como a quantidade de sedimentos atingindo ou passando um ponto de interesse por um determinado período de tempo, e que estas estimativas são normalmente feitas em t/ano ou kg/ano.

Irvem *et al.* (2007) consideraram, em seu estudo, perdas de solo (*soil loss*) como sendo a quantidade de sedimentos estimada pela aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), e produção de sedimentos (*sediment yield*) como sendo a quantidade de sedimentos observada em uma seção hidrossedimentológica na bacia.

Uzeika (2009), em seu estudo, com o modelo SWAT, considerou como aporte de sedimentos a quantidade de sedimentos estimada pelo modelo SWAT (que utiliza a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (EUPSM)) que atinge o canal, e como produção de sedimentos a descarga sólida que passa por um ponto de controle (exutório) selecionado na sua área de estudo.

Assim como Uzeika (2009), Carvalho Neto *et al.* (2011) e Fernandes (2015), consideraram como aporte de sedimentos a quantidade de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para as sub-bacias, e como produção de sedimentos apenas a quantidade destes que chega ao exutório da sub-bacia de interesse para análise.

Silva *et al.* (2011), em seu estudo, também com o modelo SWAT, utilizando apenas os resultados obtidos com a EUPSM, adotaram a terminologia de perdas de solo para a quantidade de sedimentos produzida em cada sub-bacia (que não atinge necessariamente o exutório).

Tibebe e Bewket (2011), utilizando o modelo SWAT, analisaram perdas de água e solo e consideraram como perdas de solo o resultado da erosão nas sub-bacias.

Já Aragão *et al.* (2013), Bonumá *et al.* (2012), Strauch *et al.* (2013), Bressiani *et al.* (2015) adotaram a terminologia de produção de sedimentos para a quantidade de sedimentos que o modelo SWAT estimou chegar até o exutório das sub-bacias de controle.

Mas há autores que também consideram como produção de sedimentos (com pequenas ressalvas ou diferenciações) a quantidade de sedimentos estimada pelo modelo SWAT que chega ao canal de fluxo, a exemplo de Lelis *et al.* (2012), Arroio Júnior (2013) e Betrie *et al.* (2011).

Lelis *et al.* (2012) fizeram experimentos de coleta de sedimentos em parcelas de erosão, denominando os resultados obtidos de perdas de solo. Já a erosão estimada pelo modelo SWAT para as sub-bacias, foi denominada de produção de sedimentos, mas com a ressalva de que essa quantidade de sedimentos é a que atinge o canal, e não o exutório, o que é, na interpretação dos próprios autores, perda de solo, compatível com as coletas realizadas em parcelas de erosão.

Albuquerque *et al.* (2005), Santos *et al.* (2007), Santos *et al.* (2009) e Santos *et al.* (2012) também denominaram de perdas de solo o quantitativo de sedimentos obtidos em parcelas de erosão.

Arroio Júnior (2013) adotou o termo produção de sedimentos nas sub-bacias para analisar a espacialização das perdas de solo na sua área de estudo, e quantidade total de sedimentos produzida para analisar o total de sedimentos que chega ao exutório da bacia, bem como ao reservatório existente na sua área de estudo. Já Betrie *et al.* (2011) adotaram os termos produção de sedimentos nas sub-bacias e produção de sedimentos na saída (exutório) da bacia.

Arnold *et al.* (2012a), na documentação oficial do modelo SWAT, distinguem os resultados dos processos erosivos modelados pelo modelo SWAT de duas maneiras: (a) *SYLD*

– produção de sedimentos (t/ha), que é a quantidade de sedimento da sub-bacia que é transportada para o rio; (b) *SED_OUT* – quantidade de sedimento transportado pela água que atinge a saída do canal (exutório) (t).

Há autores que também não distinguem os resultados da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT, como por exemplo, Machado e Vettorazzi (2003), que consideram como produção de sedimentos tanto as perdas especializadas por sub-bacias, quanto a quantidade de sedimentos que chega ao posto de observação (exutório de uma sub-bacia) utilizado para a calibração hidrossedimentológica do modelo. E há também aqueles que não fazem distinção entre os dois termos e os utilizam como sinônimos no decorrer do seu estudo, como no caso de Ramos e Casasnovas (2015).

Desta forma, em função das diferentes interpretações registradas na literatura para tratar da terminologia de quantificação dos processos erosivos em bacias hidrográficas, no presente estudo, a quantidade de sedimentos gerada pela erosão hídrica nas sub-bacias, e que não atinge, necessariamente, o exutório (mas que chega até o canal), é considerada como produção de sedimentos das sub-bacias, conforme interpretação de Betrie *et al.* (2011), Arnold *et al.* (2012a) e Arroio Júnior (2013). Já a produção de sedimentos, de fato, é considerada aquela quantidade de sedimentos que atinge o exutório de uma sub-bacia, bacia ou ponto de controle, conforme interpretação de Walling (1983), Carvalho (2008), White (2005), Irvem *et al.* (2007), Carvalho Neto *et al.* (2011), Bonumá *et al.* (2012), Uzeika *et al.* (2012), Aragão *et al.* (2013), Strauch *et al.* (2013), Galdino e Victória (2014), Fernandes (2015) e Bressiani *et al.* (2015).

2.3. IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO CLIMA

O clima exerce grande influência sobre as atividades humanas e seu desenvolvimento. Normalmente, essas atividades são diversificadas em função das condições climáticas locais e dos eventos extremos, que, se estiverem ligados à temperatura e precipitação, interferem diretamente na qualidade de vida das pessoas (Silva, 2010).

É conveniente fazer a distinção entre o termo mudança climática e variabilidade climática natural. Mudança climática significa tendência ou variação sistemática, em um dado sentido, de parâmetros climáticos. Pode ocorrer devido à mudança sistemática da força radiativa do sistema climático por ação antrópica ou por variações na quantidade de energia que o sol emite. A variabilidade climática, por outro lado, é inerente ao sistema climático e

pressupõe alternância, ou seja, superposição de variações cíclicas ou quase cíclicas (Marengo e Dias, 2006).

Na atualidade, existe um grande debate em nível mundial, em relação a possíveis mudanças climáticas. A temática não é consenso, mas diversos pesquisadores e instituições de pesquisas, como o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), afirmam que o homem tem influenciado nas mudanças do clima, sobretudo a partir de 1750, com a Revolução Industrial, quando a concentração atmosférica de carbono aumentou 31%, e mais da metade desse crescimento ocorreu nos últimos 50 anos (IPCC, 2001; Marengo e Dias, 2006). De acordo com Marengo e Dias (2006), dentre outros pesquisadores, esse aumento na concentração de CO₂ na atmosfera tem elevado a temperatura do ar, ocasionando o aquecimento global.

Gases que provocam uma intensificação do efeito estufa, como o CO₂, representam a maior influência do homem no clima do planeta, e, se medidas não forem tomadas para reduzir as emissões de gases do efeito estufa, a mudança de clima global pode acelerar e causar uma frequência maior em ondas de calor, secas ou eventos de extrema precipitação, dentre outros possíveis impactos relacionados, como mudanças de vegetação ou aumento do nível do mar (Marengo e Dias, 2006).

Os impactos dessas mudanças do clima podem ser mais intensos em regiões como o Nordeste Brasileiro, que naturalmente caracteriza-se pela irregularidade espacial e temporal da precipitação e dos processos de escoamento e erosão dos solos, como também pelo alto potencial de evaporação da água em função da grande disponibilidade de energia solar durante o ano (Silva, 2010).

Este estudo não tem como objetivo entrar no mérito da discussão que ocorre no meio científico-acadêmico, acerca do processo de aquecimento global, e se este é de ordem natural ou também possui influência das ações antrópicas, mas sim analisar quais seriam os impactos gerados pelas alterações do clima na Bacia do Rio Tapacurá, em termos de geração de escoamento superficial, geração de vazão e produção de sedimentos.

Nas últimas décadas, para análise dos impactos das alterações no clima e uso e ocupação do solo na produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica, modelos hidrossedimentológicos têm sido cada vez mais utilizados (Peng e Xu, 2010; Silva, 2010; Lelis *et al.*, 2011; Montenegro e Ragab, 2010; Montenegro e Ragab, 2012; Safeeq e Fares, 2012; Lubini e Adamowski, 2013). Eles permitem, dentre outras análises, modelar as condições atuais de uma determinada bacia e analisar quais os impactos que alterações no uso do solo e/ou clima podem acarretar para a bacia.

Para realizar estudos de impactos de alterações no clima para a dinâmica hidrossedimentológica de uma bacia, os modelos hidrossedimentológicos utilizam dados climáticos previstos por modelos de circulação atmosférica, que simulam os processos atmosféricos em computadores de alto desempenho.

Os referidos processos atmosféricos são simulados (previstos) pelos modelos com base em cenários de diferentes condições climáticas estimadas pelo IPCC (2007) em seus Relatórios Especiais sobre Previsões de Emissões (SRES). Até o SRES 4 (IPCC, 2007), as projeções de mudanças climáticas se davam com base nos seguintes cenários, de acordo com Marengo e Soares (2003):

a) A1: descreve um mundo futuro onde a globalização é dominante. Neste cenário, o crescimento econômico é rápido e o crescimento populacional é pequeno, com um desenvolvimento rápido de tecnologias mais eficientes. Os temas subjacentes principais são a convergência econômica e cultural, com uma redução significativa em diferenças regionais e renda per capita. Nesse mundo, os indivíduos procuram riqueza pessoal em lugar de qualidade ambiental;

b) A2: descreve um mundo futuro muito heterogêneo, onde a regionalização é dominante. Existiria um fortalecimento de identidades culturais regionais, com ênfase em valores da família e tradições locais. Outras características são um crescimento populacional alto e menos preocupação em relação ao rápido desenvolvimento econômico;

c) B1: é o cenário que descreve uma rápida mudança na estrutura econômica mundial, onde ocorre uma introdução de tecnologias limpas. A ênfase está em soluções globais, como a sustentabilidade ambiental e social, e inclui esforços combinados para o rápido desenvolvimento tecnológico;

d) B2: é o cenário que descreve um mundo no qual a ênfase está em soluções locais, como a sustentabilidade econômica, social e ambiental. A mudança tecnológica é mais diversa, com forte ênfase nas iniciativas comunitárias e inovação social, em lugar de soluções globais.

A partir do SRES 5 (IPCC, 2013), os cenários são gerados com base no total de forças radiativas antropogênicas no final do século XXI. Os modelos econômicos podem tomar caminhos diferentes para chegar a quatro forças radioativas que são equivalentes a caminhos distintos de concentração dos gases de efeito estufa, os chamados *Representative*

Concentration Pathways (RCP) (Chou *et al.*, 2014a). Os quatro cenários diferentes são rotulados como: RCP 8.5, RCP 6.0, RCP 4.5 e RCP 2.6, que correspondem ao forçamento radiativo de 8,5 W/m², 6,0 W/m², 4,5 W/m² e 2,6 W/m², respectivamente, conforme se pode observar na Figura 2.2.

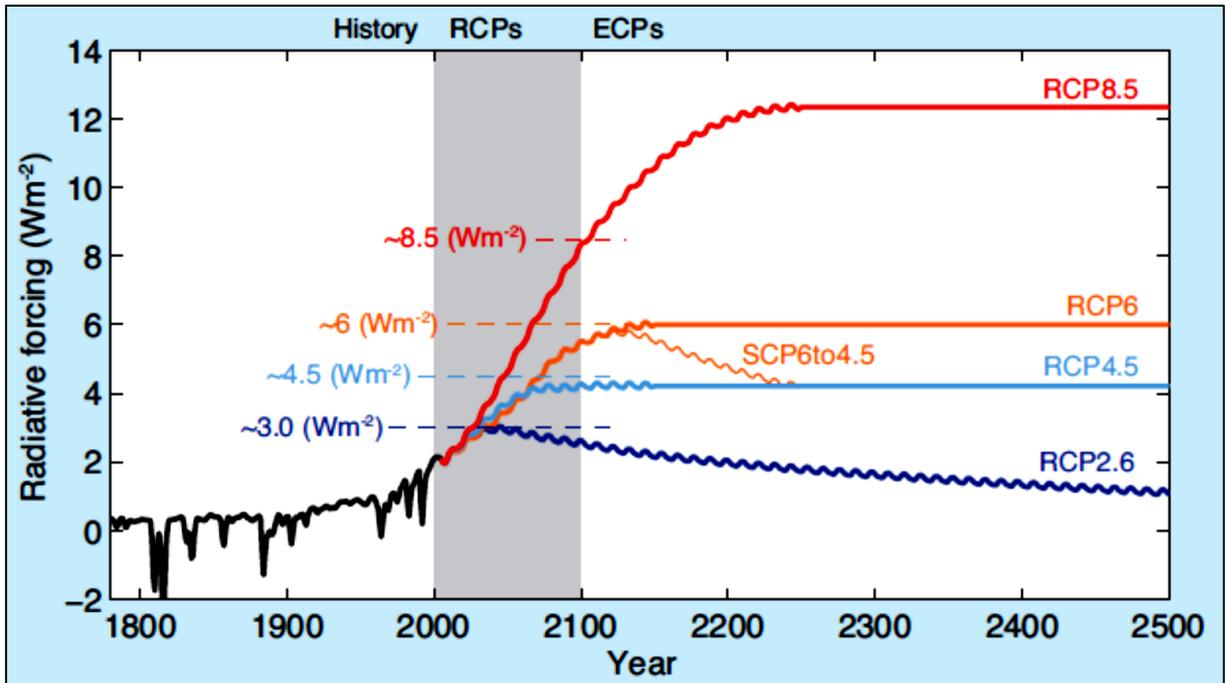


Figura 2.2 – Cenários de forçante radiativa antropogênica. Fonte: IPCC (2013).

O RCP 8.5 é o mais pessimista e resulta em uma média global de aquecimento de cerca de 4°C no final do século XXI, enquanto o RCP 2.6 é o mais otimista e corresponde a um aquecimento global de cerca de 1°C (IPCC, 2013).

De acordo com Chou *et al.* (2014a), o forçamento radiativo em RCP 8.5 corresponde aproximadamente ao cenário A2 no SRES 4, que cresce quase linearmente durante o século XXI, mas com valores mais elevados de força radiativa. Por outro lado, o RCP 4.5 corresponde aproximadamente ao cenário B1 do SRES 4, no qual o forçamento radiativo aumenta quase linearmente até por volta do ano 2060 e, em seguida, diminui até o final do século, quando se estabiliza.

Diversos autores têm utilizado estimativas, com base nos cenários do IPCC, para realizar diferentes análises ambientais. Dentre os estudos que utilizaram cenários estimados pelo IPCC, pode-se destacar os de Jha *et al.* (2006), Mohammed (2009), Ficklin *et al.* (2009), Gouvêa *et al.* (2009), Lelis *et al.* (2011), Safeeq e Fares (2012), Traynham *et al.* (2011),

Montenegro e Ragab (2010), Montenegro e Ragab (2012), Lubini e Adamowski (2013), Ferrigo *et al.* (2014), Ramos e Casanovas (2015).

Jha *et al.* (2006), utilizando o modelo SWAT e o cenário A2 de emissões do IPCC, fizeram um estudo de oito cenários de alterações climáticas (CO₂ e temperatura) para avaliar os impactos no comportamento hidrológico da Bacia do Rio Mississippi. Já Mohammed (2009) avaliou quantitativamente as variações na disponibilidade de água e produção agrícola, na Bacia do Rio Anjeni, na Etiópia, a partir de alterações no clima, utilizando os cenários A2 e B2 do IPCC.

Ficklin *et al.* (2009) utilizaram o modelo SWAT e variações nos níveis de CO₂ da atmosfera (550 e 970 ppm), temperatura (1,1 e 6,4 °C) e precipitação (0%, ± 10% e ± 20%), com base nas estimativas do IPCC, para quantificar as respostas hidrológicas em uma bacia hidrográfica na Califórnia.

Gouvêa *et al.* (2009) utilizaram um modelo agrometeorológico para estimar a produtividade da cana-de-açúcar na região de Piracicaba – SP, baseado nos cenários futuros do clima A1B, do IPCC.

Lelis *et al.* (2011), com base no cenário de emissões A1B, do IPCC, alteraram os volumes precipitados e a temperatura média diária dos dados observados (de entrada), para, com o modelo SWAT, estimar a produção de sedimentos e de escoamento superficial na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, na Zona da Mata de Minas Gerais.

Safeeq e Fares (2012) utilizaram os cenários B1, A1B1 e A1F1, previstos pelo IPCC, para alterar os dados de concentração de CO₂, temperatura e precipitação, para modelar, a partir do *Distributed Hydrology Soil Vegetation Model* (DHSVM), o impacto de potenciais cenários futuros de mudanças climáticas sobre a vazão e evapotranspiração na Bacia do Mākaha, no Hawaii. Já Traynham *et al.* (2011), também utilizando o modelo hidrológico DHSVM, exploraram a capacidade de abastecimento do sistema de Puget Sound, EUA, para atender às demandas futuras, dadas algumas alterações climáticas. Para avaliar a capacidade de abastecimento do sistema, foram utilizados dados estimados por três modelos de circulação atmosférica, com base em dois cenários de emissões do IPCC (A2 e B1): ECHAM5-A2, IPSL-A2 e GISS-B1.

Montenegro e Ragab (2010) e Montenegro e Ragab (2012), utilizaram o *Distributed Catchment-Scale Model* (DiCaSM) para analisar os impactos de alterações no clima para o comportamento hidrológico de bacias do semiárido Pernambucano. Para tanto, com base nos cenários de emissões A2 e B1, do IPCC, foram analisados cenários de variação de

temperatura e precipitação para dois diferentes períodos do ano: outubro a março, e abril a setembro, para os períodos de 2010-2039, 2040-2069 e 2070-2099.

Lubini e Adamowski (2013), por sua vez, utilizaram o modelo SWAT para analisar o impacto de possíveis alterações do clima em uma bacia hidrográfica da Tanzânia. Para isso, também utilizaram os resultados dos cenários de emissões do IPCC para simular a variação da temperatura e precipitação na bacia.

Ferrigo *et al.* (2014) avaliaram os possíveis impactos das alterações no uso do solo e na precipitação, devido às mudanças climáticas, sobre a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica no Distrito Federal. Para a simulação utilizou-se o modelo SWAT, quatro cenários de alteração na precipitação, baseados no relatório do IPCC, e dois cenários de mudanças de uso do solo baseados na intensificação da urbanização e do desenvolvimento agrícola.

Ramos e Casanovas (2015) analisaram os possíveis efeitos das alterações climáticas sobre a vazão e perdas de solo em uma bacia localizada na região Nordeste da Espanha. Para tanto, foi utilizado o modelo SWAT e dados estimados de temperatura e precipitação para 2020, 2050 e 2080, com base em dados gerados pelo *Hadley Centre Coupled Model 3*, cenário A2 de emissões do IPCC, e as tendências observadas na área.

Como se pode observar nos estudos citados anteriormente, envolvendo modelagem hidrológica de bacias e possíveis alterações no clima, grande parte tem utilizado os resultados gerados a partir dos cenários de emissões estimadas pelo IPCC, para alterar os arquivos de entrada dos modelos (dados climáticos observados), com base em determinadas variações de parâmetros climáticos (% para mais ou para menos), como o CO₂, temperatura, precipitação, dentre outros.

Dos estudos citados anteriormente, apenas os de Traynham *et al.* (2011) e Ramos e Casanovas (2015) utilizaram dados previstos por modelos de circulação atmosférica como dado de entrada para um modelo hidrológico. Os demais estudos fizeram a alteração das variáveis de entrada (observados) com base nos resultados dos cenários de emissões do IPCC, o que torna o processo de análise dos impactos das alterações do clima em uma bacia hidrográfica mais simplificado.

2.4. MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA

Nas últimas décadas, muitos pesquisadores têm buscado entender os processos erosivos através de medidas como o monitoramento de bacias hidrográficas, coletas de dados

hidro-climatológicos, utilização de metodologias e técnicas de modelagem para análise dos processos de vazão e erosão.

De acordo com Tucci (1998), um modelo hidrológico é uma ferramenta que pode ser utilizada para analisar o comportamento de uma bacia hidrográfica, como, por exemplo, prever as consequências de modificações no uso do solo; as vazões decorrentes de determinadas chuvas intensas; efeito da construção de açudes; o impacto da urbanização de uma bacia, etc. As limitações básicas desses modelos são a quantidade e a qualidade dos dados hidrológicos, além da dificuldade de formular matematicamente alguns processos e a simplificação do comportamento espacial de variáveis e fenômenos.

A utilização de modelos hidrossedimentológicos é particularmente importante devido ao fato de haver escassez de dados hidrológicos em períodos contínuos e de extensão temporal suficientes para o desenvolvimento de estudos hidrológicos. Esses modelos devidamente calibrados e validados a partir de séries de dados observados de escoamento superficial e erosão constituem-se numa importante fonte de conhecimento da variação, ao longo do tempo, das vazões e da produção de sedimentos em bacias hidrográficas (Santos *et al.*, 2006).

Atualmente, existem vários modelos hidrossedimentológicos que representam o escoamento superficial e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas, cada um deles possui suas especificidades e suas particularidades. Nessa perspectiva, os modelos hidrossedimentológicos podem ser aplicados nos estudos de impactos devido à mudança no uso e ocupação do solo através da construção de cenários. Modelos de base física, distribuídos, foram desenvolvidos visando estudos dessa natureza, atuando como ferramentas auxiliaadoras nos estudos dos fenômenos do ciclo hidrológico numa bacia hidrográfica (Santos e Silva, 2005).

A modelagem do escoamento e da erosão do solo está diretamente relacionada a todos os processos do ciclo hidrológico. Por essa razão, modelar matematicamente esses processos implica na consideração de parâmetros físicos do sistema da bacia, tais como a capacidade de infiltração, condutividade hidráulica, tensão do solo e as relações funcionais entre estas e a umidade do solo (Souza, 2007).

2.4.1. Classificação dos modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos

Inúmeros são os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos disponíveis na atualidade. Dentre os mais conhecidos podem ser citados os seguintes: *Topographic Based*

Hydrological Model (TOPMODEL) (Beven e Kirkby, 1979); *Watershed Erosion Simulation Program (WESP)* (Lopes, 1987); *Kinematic Erosion Model (Kineros)* (Woolhiser *et al.*, 1990); *Water Erosion Prediction Project (WEPP)* (Flanagan e Nearing, 1995); *Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB)* (Arnold e Williams, 1987); *Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC)* (Williams *et al.*, 1984); *Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS)* (Leavesley *et al.*, 1983); *Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management System (CREAMS)* (Knisel, 1980); *System Hydrologic Europe (SHE)* (Abbott *et al.*, 1986); *Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH)* (Collischonn *et al.*, 2010); *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)* (Arnold *et al.*, 2012).

Os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos podem ser classificados segundo diferentes aspectos, como pode ser visto em Tucci (1998) e Christofolletti (1999). De forma geral, os modelos são classificados, dentre outras formas, de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem, tais como:

- (a) Determinístico – são aqueles modelos que reproduzem respostas idênticas para o mesmo conjunto de entradas. Mesmo quando uma variável de entrada tiver caráter aleatório, ainda assim o modelo pode ser determinístico, se para cada valor de entrada tiver um único valor de saída.
- (b) Estocástico – são modelos nos quais uma das variáveis envolvidas na modelagem tem um comportamento aleatório, possuindo distribuição de probabilidade.
- (c) Empíricos – modelos que em sua formulação não possuem nenhuma representação explícita dos processos físicos da bacia, possuindo uma característica regionalista.
- (d) Conceituais – são também denominados como modelos baseados em processos ou de base física, que procuram descrever todos os processos que estão envolvidos no fenômeno estudado. Esses modelos estão fundamentados em formulações físicas, como a equação da continuidade, associada a uma ou mais equações empíricas que relacionam variáveis e parâmetros do processo. Os modelos de base física consideram as equações de conservação de massa, energia e quantidade de movimento, para descrever o movimento das águas sobre a superfície do solo, e nas zonas saturadas e não-saturadas do terreno. Os sistemas resultantes das equações são resolvidos geralmente através de técnicas de discretização numérica, como, por exemplo, o método das diferenças finitas, dos elementos finitos ou dos volumes finitos

(Tucci, 1998). O cálculo é feito para cada célula da malha ou plano discretizado (de acordo com a formulação de cada modelo hidrológico), representando, assim, a forma da bacia.

(e) Concentrados – nos modelos concentrados, a área da bacia é representada de forma única, isto é, homogênea, não sendo possível a distribuição das características de parâmetros físicos relacionados ao solo, à vegetação e à chuva. No seu desenvolvimento são atribuídos valores médios representativos para toda a área de acordo com cada parâmetro do modelo.

(f) Distribuídos – esses modelos permitem que toda a área seja dividida em unidades irregulares ou regulares, assumidas como hidrológicamente homogêneas, reconhecendo, desta forma, a distribuição espacial das variáveis e dos parâmetros considerados. Esse tipo de modelo permite a manipulação de dados de pluviometria levando em consideração sua variabilidade espacial, sendo assim, mais representativa do real.

(g) Contínuos – são aqueles que simulam os processos hidrológicos num amplo período, seja de cheia ou de seca.

Com o avanço cada vez maior da capacidade de processamento de dados em computadores e o desenvolvimento de estudos sobre erosão, os modelos hidrossedimentológicos distribuídos de base física (conceituais) têm sido cada vez mais utilizados em estudos de análise e do acompanhamento de sistemas de aproveitamento e controle dos recursos naturais. De um modo geral, os modelos distribuídos requerem, em primeiro lugar, uma modelagem da bacia, seja pela sua divisão em quadrículas, planos e canais ou em sub-bacias; e, em segundo, uma avaliação dos parâmetros, que pode ser feita através de estimativas, quando esses forem mensuráveis ou calibrados, comparando-se valores simulados com observados, quando forem fatores de ajustamento dos processos. Independentemente do caso, uma etapa crucial para utilizar os parâmetros, estimados ou calibrados, na fase de simulação, é saber como variam com a escala da bacia para diminuir as incertezas nas simulações (Furtunato *et al.*, 2005).

2.4.2. Modelos hidrossedimentológicos integrados ao SIG

A evolução dos modelos hidrológicos está intimamente relacionada à evolução tecnológica, e desde o desenvolvimento do *Stanford Watershed Model*, por Crawford e

Linsley (1966), inúmeros modelos hidrológicos têm sido desenvolvidos utilizando bacias hidrográficas como unidade espacial de análise dos vários componentes do ciclo hidrossedimentológico, com variações tanto temporais quanto espaciais (Miller *et al.*, 2007).

Para a simulação do comportamento de uma bacia hidrográfica, os modelos utilizam uma série de equações com dados de entrada diversos, como tipo e uso do solo da região estudada, precipitação ao longo do tempo e outras variáveis climáticas. Como resultados, são geradas informações hidrossedimentológicas ao longo de vários pontos da bacia hidrográfica estudada, como vazão nos rios, escoamento superficial, balanços de água no solo e produção de sedimentos. Assim, a maior limitação da utilização de modelos hidrológicos distribuídos é a necessidade de manipulação de grandes quantidades de dados relacionados à variabilidade espacial e temporal dos parâmetros e variáveis que descrevem a heterogeneidade do comportamento hidrológico (Tucci, 1998; Fan e Collischonn, 2014).

Os SIG, com a sua grande capacidade de geração de bancos de dados espaciais e de processamento, são ferramentas que possibilitam a eliminação desta dificuldade de obtenção da descrição espacial detalhada da região de estudo (Fan e Collischonn, 2014).

Nas últimas décadas, a partir da evolução computacional e da disponibilização de novas técnicas de tratamento de dados espaciais, modelos hidrossedimentológicos vêm sendo incorporados ao ambiente SIG, permitindo a integração de bases de dados espaciais e não espaciais, além da análise espacial dos processos hidrossedimentológicos em escala de bacia. De acordo com Rosa (2009), o SIG é um conjunto de ferramentas computacionais que, por meio de técnicas, integra dados, pessoas e instituições de forma a tornar possível a coleta, o armazenamento, o processamento, a análise e a disponibilização, a partir de dados georreferenciados, de informações produzidas por meio das aplicações disponíveis, visando à maior facilidade, segurança e agilidade nas atividades humanas referentes ao monitoramento, planejamento e tomada de decisão relativas ao espaço geográfico.

O SIG é uma ferramenta que vem sendo bastante utilizada na criação e gerenciamento dos bancos de dados dos modelos hidrológicos, devido a sua capacidade e facilidade em manipular uma grande quantidade de dados. Dentre as variáveis comumente utilizadas como dados de entrada em modelos hidrológicos que podem ser fornecidas pelos SIG, pode-se citar: tipo e uso do solo, cobertura vegetal, relevo e distribuição de feições hidrológicas (Melo *et al.*, 2008).

O uso de modelos hidrossedimentológicos em ambiente SIG permite a realização de um grande número de operações, como simulação das condições atuais em uma bacia hidrográfica e identificação dos impactos que podem ser gerados em função de alterações nas

condições atuais, seja de uso e ocupação do solo, seja de condições climáticas, dentre outras que podem ser realizadas.

A incorporação de modelos hidrossedimentológicos em um SIG auxilia também na interpretação dos resultados do modelo, a partir da representação espacial dos resultados obtidos na modelagem, sobretudo na forma de mapas temáticos. Esse fato torna essa integração uma ferramenta poderosa no cruzamento de informações espaciais e tabulares de forma objetiva e eficiente, economizando tempo e gastos desnecessários (Silva, 2010).

A integração de modelos hidrológicos ao SIG não é recente, mas nos últimos anos tem aumentado consideravelmente, em decorrência da evolução e complexidade dos modelos hidrológicos, que necessitam cada vez mais de uma grande quantidade de dados para descrever a heterogeneidade dos sistemas naturais (Machado e Vettorazzi, 2003; Lelis *et al.*, 2012). Desta forma, as ferramentas de SIG auxiliam na coleta, armazenamento, processamento e análise dos resultados gerados pelo modelo hidrológico.

Dentre os modelos hidrossedimentológicos disponíveis na atualidade, o que apresenta uma grande difusão em todo o mundo é o modelo SWAT, conforme pode ser constatado no trabalho de Gassman *et al.* (2007), que apresentaram um espectro de mais de 250 aplicações do SWAT realizadas em todo o mundo, e Garbossa *et al.* (2011), que contabilizaram, até o ano de 2010, mais de 70 trabalhos relacionados à aplicação do modelo SWAT em diferentes regiões brasileiras.

O SWAT é um modelo hidrológico, de base física, contínuo no tempo, distribuído e integrado ao SIG, que foi desenvolvido com o objetivo de prever os efeitos de diferentes usos do solo e cenários de ocupação, para o escoamento superficial, qualidade de água, produção de sedimentos e carga poluente em bacias hidrográficas (Arnold *et al.*, 2012).

No item a seguir serão apresentados alguns estudos relevantes, com o modelo SWAT, realizados no Brasil e no mundo, e no item 3.2, será apresentada a descrição simplificada do modelo SWAT.

2.4.3. Aplicações do modelo SWAT

Dentre as aplicações do modelo SWAT, podem ser citados como exemplos os estudos de Machado e Vettorazzi (2003), Baldissera (2005), Jha *et al.* (2006), Wang *et al.* (2008), Ficklin *et al.* (2009), Silva *et al.* (2011), Tibebe e Bewket (2011), Lelis *et al.* (2011), Carvalho Neto *et al.* (2011), Betrie *et al.* (2011), Durães *et al.* (2011), Lelis *et al.* (2012), Fukunaga (2012), Andrade *et al.* (2013), Aragão *et al.* (2013), Lubini e Adamowski (2013), Castro

(2013), Ferrigo (2014), Ferrigo *et al.* (2014), Melo Neto *et al.* (2014) e Ramos e Casasnovas (2015).

Os estudos de Baldissera (2005), Durães *et al.* (2011), Fukunaga (2012), Andrade *et al.* (2013), Castro (2013) e Melo Neto *et al.* (2014) analisaram a eficiência do modelo SWAT em simular os processos hidrológicos em diferentes bacias hidrográficas, utilizando como referência para análise a verificação da vazão.

Baldissera (2005) avaliou a aplicabilidade do modelo SWAT para simulação de vazões líquidas mensais da Bacia do Rio Cuiabá – MT, que possui uma área de aproximadamente 900.000 km². Para tanto, o modelo foi calibrado, com base em dados observados de cinco postos fluviométricos, e avaliado com base no coeficiente de NSE, R² e desvio de regressão, para o período de 05/1994 a 01/1998. Após a calibração, foram obtidos valores médios de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,71, coeficiente de determinação (R²) de 0,75 e desvio de -8,84%, demonstrando uma aplicabilidade satisfatória para as condições heterogêneas da região de análise e o potencial do SWAT para modelagens de grandes bacias. O estudo de Baldissera (2005) foi o primeiro a ser realizado no Brasil, com o modelo SWAT, para modelagem de vazão em uma bacia de grande escala.

Durães *et al.* (2011) utilizaram o modelo SWAT para simular o comportamento hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, estado de Minas Gerais, sob diferentes usos e ocupação do solo, visando subsidiar ações de manejo na referida bacia hidrográfica. Para tanto, o modelo foi calibrado e validado. O período de 1983 a 1989 foi utilizado para calibração, e o período entre 2000 e 2005 para a validação. A bacia foi analisada na seção de controle Porto do Mesquita e a mudança no uso e ocupação do solo foi conduzida mediante os cenários de crescimento anual, propostos no Relatório Parcial do Plano Diretor da Bacia do Rio Paraopeba. De acordo com os resultados obtidos por Durães *et al.* (2011), o modelo apresentou elevada sensibilidade ao escoamento de base, sendo esta sua principal variável de calibração. As análises estatísticas mostraram um coeficiente de NSE superior a 0,75, o qual é considerado como bom e aceitável. O cenário de uso do solo de 2001 apresentou uma vazão de pico simulada de 1.250 m³/s, enquanto nos anos de 2019 e 2029, as vazões máximas simuladas foram de 1.190 m³/s e 1.230 m³/s, respectivamente. O cenário relativo ao ano 2019 produziu os melhores resultados no tocante ao aumento do escoamento de base e redução das vazões de pico. O modelo SWAT, na avaliação dos autores, apresentou resultados satisfatórios na simulação do comportamento hidrológico sob diferentes cenários de mudanças no uso do solo, mostrando que pode ser aplicado para a previsão de vazões em bacias hidrográficas.

Fukunaga (2012) buscou em seu estudo avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT para a estimativa de vazões da microbacia do Córrego Jaqueira (0,23 km²) e da sub-bacia do Rio Itapemirim (2.237 km²), no estado do Espírito Santo. Devido ao alto número de falhas e ao curto período de monitoramento hidrológico da microbacia, não foi possível calibrar e verificar o modelo para ela, mas apenas para a sub-bacia do Rio Itapemirim. Como resultados estatísticos da modelagem da vazão para a sub-bacia do Rio Itapemirim, os autores obtiveram os seguintes resultados: R² passou de 0,74 para 0,76 após a calibração dos parâmetros e reduziu para 0,63 no período de validação. Já o NSE passou de -0,38 para 0,75 após a calibração, e na verificação o modelo atingiu um valor de 0,57. Desta forma, o autor concluiu que o modelo SWAT é capaz de simular vazões em bacias hidrográficas, desde que não ocorram muitas falhas nos dados monitorados.

Gatechew *et al.* (2012) utilizaram o modelo SWAT para analisar os impactos das alterações do uso e ocupação do solo na hidrologia da Bacia do Angereb (69,42 km²), na Etiópia. Foram analisadas as alterações ocorridas no uso do solo de dois períodos distintos: 1985 e 2011. O modelo SWAT foi previamente calibrado (1992-2000) e validado (2001-2004), obtendo-se coeficientes de R² e NSE de 0,85 e 7,76 para calibração, e 0,79 e 0,72 para validação, respectivamente. Após calibrado e validado, o modelo SWAT foi utilizado para avaliar os impactos na hidrologia da bacia, a partir das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo. Os resultados da modelagem mostraram que a vazão aumentou em 39% no período chuvoso, no cenário de ocupação de 2011, quando comparado com o de 1985, e diminuiu 46% na estação seca, quando comparado o cenário de 2011 com o de 1985. Constatou-se que as condições existentes no cenário de 1985 (maior preservação de áreas com vegetação nativa) permitem uma redução da vazão (cheias) em períodos chuvosos e um maior fluxo de base nos períodos de seca.

Andrade *et al.* (2013) buscaram, a partir da calibração e validação do modelo SWAT, simular o escoamento superficial na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Jaguará (32 km²), em Minas Gerais. Para isso, foi utilizada uma série histórica de vazões e dados climáticos diários de 01/01/2006 a 31/08/2009. A acurácia do modelo foi medida com base no coeficiente de NSE, tendo-se obtido valores de 0,66 e 0,87 para as fases de calibração e validação, respectivamente. De acordo com a classificação proposta para o modelo SWAT, e com base nos valores obtidos de NSE, o modelo foi considerado adequado para simulação do comportamento hidrológico da referida bacia, a qual é representativa dos latossolos da região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

Castro (2013) avaliou a aplicabilidade do modelo SWAT na Bacia do Alto Jardim (105 km²), bacia típica do bioma cerrado, situada na porção sudoeste do Distrito Federal e intensamente monitorada. A série histórica de dados observados utilizados no trabalho foi de julho de 2006 a junho de 2008 (uma estação fluviográfica, quatro estações pluviográficas localizadas dentro da bacia e uma estação climatológica distante cerca de 30 km da bacia). A calibração do modelo foi realizada para um ano de dados diários, obtendo-se coeficientes de NSE e R² de 0,60 e 0,66, respectivamente, superiores aos considerados satisfatórios para a calibração diária. Já para a validação, os valores de NSE e R² foram respectivamente de -0,8 e 0,66, não sendo satisfatórios. Desta forma, o modelo conseguiu representar bem a série de calibração, e não a de validação. De acordo com a autora, isso decorreu da discrepância entre as séries selecionadas para a calibração e validação, em que a vazão observada para o período de calibração foi bem superior ao observado no período de validação.

Melo Neto *et al.* (2014) avaliaram o desempenho do modelo SWAT na estimativa da vazão em duas bacias hidrográficas com escalas espaciais distintas. O modelo foi aplicado à Bacia Hidrográfica do Ribeirão Jaguará (32 km²) e à Bacia Hidrográfica do Ribeirão Marcela (4,7 km²), no Estado de Minas Gerais, para uma série histórica de quatro anos (2006-2010). Para avaliar a precisão do modelo na simulação da vazão, foi adotado o coeficiente de NSE como referência. De acordo com os resultados apresentados, o modelo SWAT simulou de modo satisfatório o escoamento para a Bacia do Ribeirão Jaguará, apresentando coeficiente de NSE entre 0,58 e 0,71 na fase de calibração e de 0,46 na fase de validação. Em contrapartida, na microescala o modelo obteve desempenho inadequado, com valores dos índices estatísticos abaixo dos limites recomendados na literatura (NSE entre 0,25 e 0,53 na fase de calibração, e -1,37 na fase de validação).

Já os estudos de Machado e Vetorrazi (2003), Silva *et al.* (2011), Tibebe e Bewket (2011), Carvalho Neto *et al.* (2011), Betrie *et al.* (2011), Lelis *et al.* (2012), Aragão *et al.* (2013) e Ferrigo (2014), utilizaram o modelo SWAT para, além de analisar os aspectos hidrológicos, simular a produção de sedimentos em bacias hidrográficas, destacando, em alguns estudos, as implicações de alterações no uso e ocupação do solo para a produção de sedimentos em escala de bacia.

Machado e Vetorrazi (2003) aplicaram o modelo SWAT para simular a carga de sedimentos produzida na microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (59,73 km²), em Piracicaba – SP, nos anos de 1999 e 2000. Os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos foram comparados aos dados observados em um posto hidrossedimentométrico, localizado no terço superior da microbacia, e avaliados a partir da utilização dos coeficientes

de NSE, R^2 e do desvio dos dados simulados em relação aos observados, com frequência mensal. Os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos pelo modelo, após a calibração, foram de 0,83 para o NSE, 0,92 para o R^2 e de -3,2% de desvio, indicando um bom ajuste dos dados simulados comparados aos dados observados.

Silva *et al.* (2011) utilizaram o modelo SWAT para estimar a perda de solo na Bacia do Rio Colônia, na Bahia, para um período de vinte e sete anos (1975-2002). Para tal, foram utilizados mapas de uso e ocupação do solo de dois diferentes períodos: 1975 e 2002. A partir da modelagem da bacia pelo modelo SWAT, estimou-se que, entre 1975 e 2002, a média de perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Colônia foi de 47 t/ha/ano e em 2002 a estimativa de perda de solo foi de 46,64 t/ha/ano. Na simulação de cenários teóricos com áreas de preservação permanente (i) e de mata (ii), ocorreu diminuição da média da perda de solo em toda a Bacia do Rio Colônia de, respectivamente, 9,09 t/ha/ano e 20,91 t/ha/ano. Os resultados evidenciaram a importância da preservação da cobertura vegetal para atenuação dos processos erosivos do solo.

Tibebe e Bewket (2011) avaliaram em seu estudo as taxas de geração de escoamento superficial e erosão do solo para uma microbacia hidrográfica da Bacia do Rio Awash, Etiópia, a partir da utilização do modelo SWAT. A calibração (1990-1994) e validação (1995-2000) do modelo foram realizadas com frequência mensal, o que permitiu simular o escoamento superficial e erosão do solo com um bom nível de precisão (NSE de 0,79 para a simulação da vazão). De acordo com os resultados da modelagem, o escoamento superficial foi superior em áreas da bacia com predominância de solos argilosos com baixa capacidade de infiltração, uso do solo agrícola e declividade superior a 25%. As taxas de perda de solo estimadas foram condizentes com o que pôde ser observado no campo e apresentaram uma forte relação com o escoamento superficial (R^2 de 0,65). As perdas de solo não foram verificadas no estudo em virtude da inexistência de dados observados.

Carvalho Neto *et al.* (2011) utilizaram o modelo SWAT para simulação da Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados (13,5 km²), no Cariri Paraibano, buscando analisar a resposta hidrossedimentológica da bacia para quatro diferentes cenários de cobertura do solo: área com a cobertura de caatinga, algaroba, milho e solo exposto. De acordo com os resultados obtidos, a cobertura de algaroba proporcionou um maior grau de conservação do solo, superando até os índices da vegetação de caatinga, que é a vegetação nativa da área de estudo. Os maiores índices de produção de sedimentos foram encontradas no cenário de solo exposto, seguido pela cobertura de milho. Ainda de acordo com Carvalho Neto *et al.* (2011), a simulação com o modelo SWAT ofereceu resultados coerentes nos processos de escoamento

superficial e aporte de sedimentos, assegurando a sua eficiência e enaltecendo a importância do estudo de cenários nos processos decisórios.

Betrie *et al.* (2011) utilizaram o modelo SWAT para simular a produção de sedimentos na Bacia do Upper Blue Nile (184.560 km²), Etiópia, sob diferentes cenários de manejo do solo: (i) manutenção das condições existentes, (ii) introdução de tiras de filtro, (iii) aplicação de terraços paralelos, e (iv) reflorestamento. Para o cenário de condições existentes, o modelo apresentou um bom resultado, atingindo um coeficiente de NSE superior a 0,83 para o comparativo das concentrações de sedimentos observadas e simuladas. Os resultados das simulações mostraram que a aplicação de tiras de filtro, terraços e reflorestamento reduzem a produção de sedimentos tanto nas sub-bacias, quanto na saída da bacia.

Lelis *et al.* (2012), em outro estudo com o modelo SWAT, na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, realizaram uma análise de sensibilidade e calibração dos seus parâmetros com base em dados coletados em 10 parcelas experimentais instaladas na bacia hidrográfica. A eficiência da modelagem foi avaliada em função do coeficiente de NSE, apresentando, após a fase de calibração, um valor de 0,808 para a produção de sedimentos e 0,997 para a vazão, os quais mostram situações de modelos bem calibrados. A análise de sensibilidade não foi influenciada pela maior ou menor discretização da bacia, mas foi variável em cada sub-bacia, de acordo com seu uso e ocupação.

Aragão *et al.* (2013) aplicaram o modelo SWAT na sub-bacia do Rio Japarutuba Mirim, em Sergipe, nas seções de medição de vazão das estações Fazenda Pão de Açúcar e Fazenda Cajueiro, com áreas de contribuição respectivamente de 137,3 e 277,8 km², visando à parametrização das duas bacias por meio dos processos de calibração e de validação. Foram realizadas simulações do escoamento na bacia menor, a partir dos parâmetros calibrados na bacia maior, e reciprocamente. Também foram realizadas simulações da produção de sedimentos para o período de dados de vazão disponíveis (1985 a 2000). Os resultados evidenciaram que o modelo calibrado simulou bem o escoamento superficial e conseguiu prever, de forma coerente, a produção de sedimentos com base nos 12 parâmetros mais sensíveis do modelo. A transposição dos parâmetros da bacia maior para a menor e, vice-versa, resultou em índices de NSE e de Tendência Percentual (PBIAS), considerados satisfatórios para o primeiro caso e insatisfatório para o segundo. A análise, para cada uma das duas estações, foi realizada com utilização de dados de vazão média mensal.

Ferrigo (2014) avaliou a representatividade dos parâmetros do modelo SWAT, obtidos por calibração automática, das vazões de uma bacia hidrográfica, para utilização em outras quatro bacias que contribuem para o lago Descoberto, no Distrito Federal (área de drenagem

de 452 km²). Foi realizada a análise de sensibilidade do modelo com 14 parâmetros escolhidos pelo grau de importância durante a simulação inicial do modelo e pelas dificuldades observadas no processo de simulação das vazões. A calibração dos parâmetros em nível diário para os anos hidrológicos de 2005 a 2010, para a sub-bacia do Rio Descoberto (114,41 km²), foi considerada satisfatória, obtendo-se um coeficiente de eficiência de NSE de 0,4 e R² de 0,44. Na verificação para o período de 2010 a 2013, obteve-se um NSE de 0,48 e um R² de 0,46. A verificação da representatividade dos parâmetros calibrados automaticamente para a sub-bacia do Rio Descoberto, em nível mensal, foi considerada satisfatória para outras quatro sub-bacias. Apenas a sub-bacia do Córrego Olaria (13,26 km²) não apresentou resultados estatísticos satisfatórios. Os valores obtidos nas simulações para os componentes do ciclo hidrológico foram coerentes com trabalhos experimentais anteriores, já realizados na área, mas a simulação da carga de sedimentos foi insatisfatória, representando apenas 37,4% da carga total de sedimentos observada na sub-bacia do Córrego Capão Comprido (16,23 km²). O trabalho de Ferrigo (2014) mostra a importância da escolha de parâmetros determinantes para o estudo, além da viabilidade do uso dos parâmetros obtidos por calibração automática em bacias hidrográficas similares.

Os estudos de Fukunaga (2012), Castro (2013), Aragão *et al.* (2013) e Ferrigo (2014) também fazem uma detalhada análise da sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT para simulação da vazão em bacias hidrográficas.

Além dos estudos de impactos das alterações do uso e ocupação do solo na dinâmica hidrossedimentológica de bacias hidrográficas, o modelo SWAT vem sendo bastante utilizado, nos últimos anos, para análise das implicações das mudanças climáticas no escoamento superficial, vazão e produção de sedimentos em escala de bacia. Os estudos de Jha *et al.* (2006), Wang *et al.* (2008), Ficklin *et al.* (2009), Lelis *et al.* (2011), Lubini e Adamowski (2013) e Ferrigo *et al.* (2014) e Ramos e Casanovas (2015) são exemplos desse tipo de aplicação.

Jha *et al.* (2006) utilizaram o modelo SWAT para avaliar os efeitos de mudanças climáticas na hidrologia da Bacia do Rio Mississippi (491.700 km²), EUA. Para tanto, a partir do cenário A2 de emissões do IPCC, foram simulados oito cenários de alterações climáticas para a bacia. Os parâmetros climáticos alterados foram a concentração de CO₂ na atmosfera e a temperatura. Inicialmente o modelo SWAT foi calibrado e validado para a vazão mensal dos períodos de 1968-1987 e 1988-1997, respectivamente. Os valores de R² e NSE obtidos para as comparações mensais foram de 0,74 e 0,69 para o período de calibração e 0,82 e 0,81 para a validação no período. Após a calibração e validação, a série histórica de 30 anos (1968-1997)

foi alterada, com base em variações de CO₂ e temperatura. A duplicação do CO₂ atmosférico a 660 ppmv (mantendo outras variáveis climáticas constantes) resultou em um aumento de 36% em vazão média anual, enquanto as mudanças de fluxo médio anual de -49, -26, 28 e 58% foram previstas para os cenários de precipitação de -20, -10, 10, e 20%, respectivamente. Ao final do trabalho, os autores concluíram que a hidrologia da bacia estudada é muito sensível a alterações do clima.

Wang *et al.* (2008), utilizando o modelo SWAT e cenários de alterações no clima e uso do solo, investigaram a resposta hidrológica da Bacia do Rio Zamu (851 km²), região árida do noroeste da China. Foram utilizados três diferentes usos do solo e realizadas alterações nas variáveis climáticas de entrada do modelo. Os resultados indicaram que o escoamento superficial e a vazão se intensificaram com a diminuição de áreas de vegetação nativa. O escoamento simulado aumentou com o aumento da precipitação, e diminuiu com o aumento da temperatura média, sob a mesma condição de precipitação, demonstrando que a Bacia do Rio Zamu é bastante vulnerável à degradação da sua vegetação nativa e a variações climáticas.

Ficklin *et al.* (2009) utilizaram o modelo SWAT para modelar as respostas hidrológicas da Bacia de San Joaquin (14.983 km²), na Califórnia, a variações de CO₂ na atmosfera, temperatura e precipitação, com base no IPCC. A calibração do modelo (1992-1997) e a validação (1998-2005) resultaram em coeficientes de NSE de 0,95 e 0,94, respectivamente, para o fluxo de vazão mensal. E as avaliações de cenários de alterações no clima sugerem que variações no CO₂, temperatura e precipitação apresentam efeitos significativos no escoamento superficial, evapotranspiração, vazão e uso da água para irrigação.

Lelis *et al.* (2011) analisaram os impactos das alterações no clima nos processos erosivos da Bacia do Ribeirão São Bartolomeu (54,22 km²), Zona da Mata de Minas Gerais, a partir da utilização do modelo SWAT e alterações dos padrões de pluviometria e temperatura, com base no cenário A1B de emissões proposto pelo IPCC. Os cenários simulados, segundo as mudanças climáticas estimadas para acontecerem nos próximos 90 anos, apresentaram taxas de perda de solo e escoamento muito superiores às atualmente encontradas, podendo chegar até a três vezes mais em uma situação crítica de aumento do volume precipitado e maior ocorrência de picos de precipitação.

Lubini e Adamowski (2013) utilizaram o modelo SWAT para explorar os impactos de diferentes cenários de mudanças climáticas na vazão da Bacia do Simiyu (5.320 km²), na Tanzânia. O modelo SWAT foi inicialmente calibrado e validado para os períodos de 1973-

1976 e 1970-1971, respectivamente. Os resultados da verificação do modelo para a bacia, com frequência mensal, apresentaram um NSE de 0,70 e R^2 de 0,83, na fase de calibração, e respectivos 0,66 e 0,83, na fase de validação. Após a calibração e validação do modelo, foram analisados quatro cenários de mudanças climáticas, com base nos cenários de emissões do IPCC, nos quais foram alterados os valores de entrada da temperatura (aumento de 1,5; 2,5; e 4,5 °C) e precipitação (aumento que variou de 1 a 20% em diferentes meses, para cada cenário proposto). Para todos os cenários, foi observado um aumento da vazão, estando a bacia bastante susceptível às mudanças de temperatura e precipitação. O escoamento superficial foi potencializado nas áreas agrícolas e urbanas. Os autores concluíram, ao final do trabalho, que o modelo SWAT é uma importante ferramenta para que se possa compreender os impactos de mudanças do clima sobre a hidrologia de uma bacia hidrográfica, e que seu uso pode auxiliar em uma melhor gestão dos recursos hídricos de uma bacia.

Ferrigo *et al.* (2014) avaliaram os possíveis impactos das alterações na precipitação, que podem ser causadas pelas mudanças climáticas, e no uso do solo, sobre a produção de sedimentos na Bacia Experimental do Córrego Capão Comprido (16 km²), no Distrito Federal. Para a simulação utilizou-se o modelo SWAT, quatro cenários de alteração na precipitação, baseados no relatório do IPCC, e dois cenários de mudanças de uso do solo, baseados na intensificação da urbanização e do uso agrícola. Em média, a relação entre a mudança na precipitação e a produção de sedimentos foi diretamente proporcional na razão de 1:2. Para estimativa da produção de sedimentos na bacia estudada, os resultados do modelo foram menos sensíveis às mudanças no uso do solo do que às mudanças no regime de chuva.

Ramos e Casasnovas (2015) analisaram os possíveis efeitos das alterações climáticas sobre a vazão e perdas de solo em uma bacia localizada na região Nordeste da Espanha. Para tanto foi utilizado o modelo SWAT e dados simulados de temperatura e precipitação para 2020, 2050 e 2080 com base em dados obtidos a partir do HadCM 3, cenário A2 e as tendências observadas na área. A pesquisa confirmou a dificuldade de prever a futura perda de solo na região, que tem muito elevada variabilidade climática interanual. Mas um aumento na intensidade máxima de precipitação na primavera e outono (principais estações chuvosas) produziu aumentos significativos na vazão e perda de solos, atingindo índices de perdas de solo na ordem de 12% para o cenário de 2020 e de 57% para o cenário de 2050.

À exceção do estudo de Ramos e Casasnovas (2015), nos estudos citados anteriormente, os cenários de mudanças climáticas foram simulados no modelo SWAT a partir da alteração de parâmetros climáticos observados (dados de entrada), como a concentração de CO₂ na atmosfera, temperatura e precipitação. Essas alterações em todos os

casos foram realizadas com base nos cenários de emissões previstos pelo IPCC. No presente estudo, ao invés de alterar os parâmetros de entrada do modelo, foram utilizadas as precipitações diárias e médias mensais dos demais parâmetros climáticos estimadas por um modelo climático global.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento deste estudo. Inicialmente é apresentada uma caracterização da área de estudo. Em seguida são apresentados os dados necessários e utilizados para a modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá, e, por fim, são apresentadas as etapas de execução do processo de modelagem pelo modelo SWAT, incluindo as fases de calibração, validação, estimativa da produção de sedimentos, cenários de mudanças no clima e uso do solo e modelagem da Barragem de Tapacurá.

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na Bacia Representativa do Rio Tapacurá, que possui uma área de 470 km² e está localizada em uma zona de transição entre o Agreste e a Zona da Mata do Estado de Pernambuco, entre as coordenadas 7°58'0" e 8°13'0" de latitude sul e 35°5'0" e 35°30'0" de longitude oeste. A referida área é uma sub-bacia da Bacia do Rio Capibaribe (Figura 3.1).

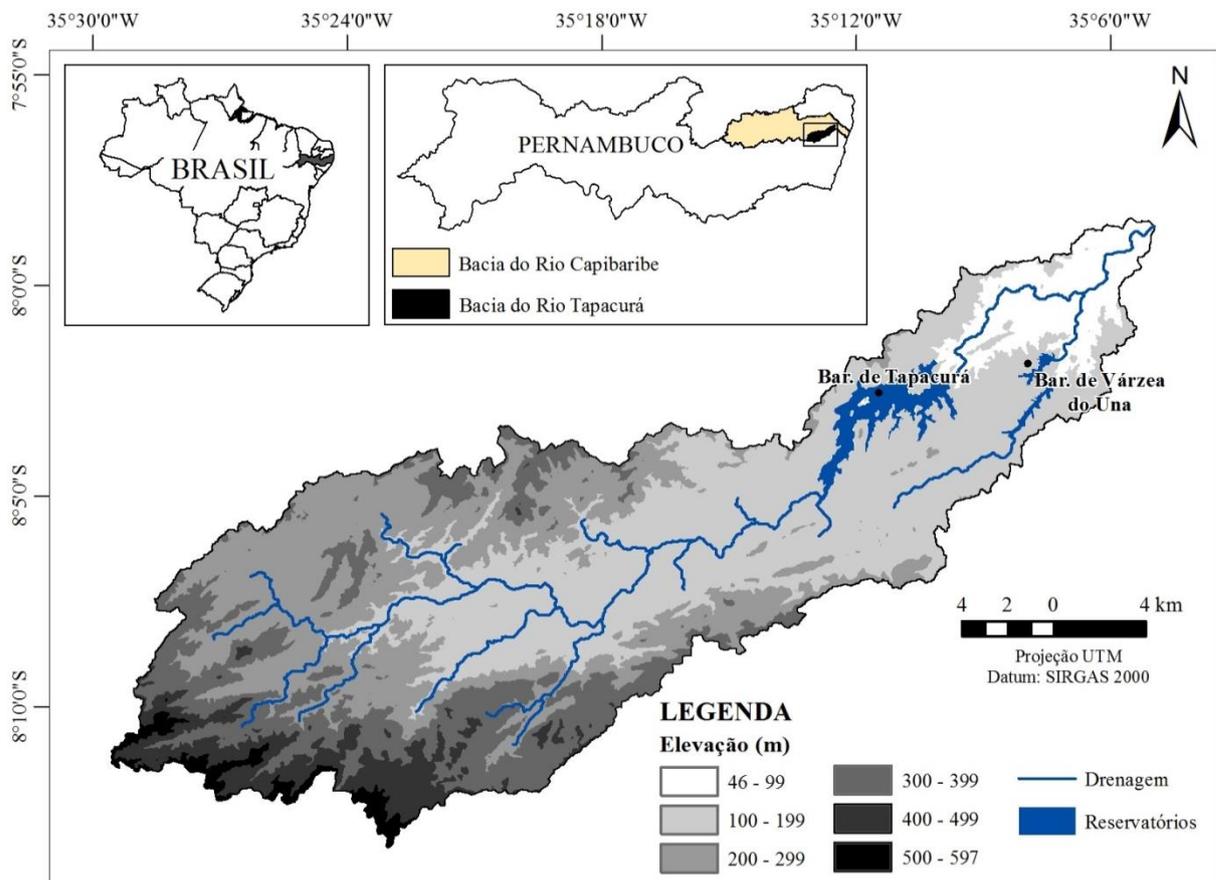


Figura 3.1 – Localização da Bacia do Rio Tapacurá.

A Bacia do Rio Tapacurá abrange os municípios de Vitória de Santo Antão, Pombos, São Lourenço da Mata, Gravatá, Moreno e Chã Grande. Desses municípios, Vitória de Santo Antão e Pombos são os que ocupam um maior percentual de área da bacia, respectivamente 38,6% e 31,2%.

O Rio Tapacurá possui comprimento de 72,6 km, considerando os meandros do seu percurso desde a nascente, no município de Gravatá, até a desembocadura no Rio Capibaribe, no município de São Lourenço da Mata.

Em relação à qualidade das águas do Rio Tapacurá, no seu primeiro trecho, à montante da cidade de Pombos, é razoavelmente boa, mas sofre riscos de comprometimento colimétrico, devido à baixíssima vazão (vazão intermitente, podendo não possuir água em período de estiagem) e à existência de gado em pastoreio. No segundo trecho, de Pombos até a jusante de Vitória de Santo Antão, a qualidade da água piora acentuadamente, estando comprometida por lançamentos de esgotos domésticos, lixo urbano e efluentes industriais. No terceiro trecho, de montante do reservatório do Tapacurá até o exutório, já existe uma recuperação da qualidade da água, evidenciando inclusive a capacidade de autodepuração do corpo d'água, desde que haja supressão de despejo de efluentes orgânicos (Braga, 2001).

A Bacia do Rio Tapacurá possui uma importância estratégica para o Estado de Pernambuco, pois na referida bacia situa-se a Barragem de Tapacurá, construída na década de 1970 no curso do rio de mesmo nome, com as finalidades de abastecimento da população da Região Metropolitana do Recife e controle de enchentes no Rio Capibaribe, evitando assim inundações na cidade do Recife.

A Barragem de Tapacurá possui uma capacidade máxima de acumulação de 94,2 milhões de m³ e é um dos mais importantes mananciais para o abastecimento público da Região Metropolitana do Recife, contribuindo com aproximadamente 40% do volume distribuído nessa região metropolitana (SRH-PE, 2010). O Sistema Tapacurá atende às cidades de Camaragibe, Jaboatão dos Guararapes, Recife e São Lourenço da Mata (COMPESA, 2015).

Além da Barragem de Tapacurá, a bacia possui ainda a Barragem de Várzea do Una, construída no curso do rio de mesmo nome, que é o principal e último afluente da margem direita do Tapacurá. A Barragem de Várzea do Una possui uma capacidade máxima de acumulação de 11,6 milhões de m³ e também auxilia o abastecimento público da Região Metropolitana do Recife, contribuindo com aproximadamente 5% do volume distribuído. O Subsistema Várzea do Una atende às cidades de Camaragibe e São Lourenço da Mata (COMPESA, 2015).

3.1.1. Clima

O clima da região é do tipo As', quente e úmido do tipo tropical, na classificação climática de Köppen. A temperatura mensal média oscila entre 23 e 27°C, enquanto a umidade relativa do ar, durante os meses de março a julho, é superior a 70%. A bacia se estende de Oeste, no começo da região agreste, com precipitação anual de 800 mm, até a zona da mata, a Leste, com valores de precipitação anual até 1.650 mm (Silva *et al.*, 2010).

O período chuvoso na bacia é o mesmo da costa oriental do Nordeste, de março a julho, sob a ação dos ciclones da Frente Polar Atlântica (FPA) que, nessa época do ano, atingem com maior vigor a costa nordestina. O período mais seco corresponde aos meses de outubro, novembro e dezembro, nos anos considerados normais (Braga, 2001).

A redução dos totais pluviométricos de leste para oeste na Bacia do Rio Tapacurá é motivada, segundo Braga (2001), tanto pela distância da bacia em relação ao litoral, quanto pela altitude e disposição do relevo, sobretudo a partir do município de Vitória de Santo Antão, onde a topografia funciona como anteparo (barreira topográfica) para os alísios de sudeste, que descarregam parte da umidade de que são portadores nas encostas a barlavento dos divisores de água situados ao sul da bacia e voltados para fora desta. Braga (2001) ainda ressalta que a altitude e disposição do relevo da bacia são mais relevantes para a redução dos totais pluviométricos de leste para oeste do que a distância da bacia em relação ao litoral.

3.1.2. Relevo e solos

O relevo da Bacia do Rio Tapacurá é constituído, em sua maior parte, por morros e cristas elaborados em estruturas cristalinas do Núcleo Nordestino do Escudo Brasileiro. Os morros predominam na terça parte oriental da bacia e ocorrem, sobretudo, ao longo da calha do Rio Tapacurá, contornando a estreita várzea aluvial e apresentando altitudes que se elevam de 60 a 70 m no exutório da bacia, para 100 a 130 m no entorno da barragem do Tapacurá, e ultrapassam 200 m a montante da cidade de Pombos. À medida que aumenta a distância da calha do Rio Tapacurá para o norte e para o sul, a altitude dos topos eleva-se gradualmente, ao mesmo tempo que os morros vão cedendo lugar a relevos mais contínuos e orientados, constituindo cristas (Braga, 2001).

Em relação à pedologia da Bacia do Rio Tapacurá, de acordo com a Embrapa (1999), a área é dominada por Argissolos, seguindo-se dos Gleissolos, Neossolos Litólicos, Planossolos, Neossolos Flúvicos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Regolíticos e Latossolos.

A Tabela 3.1 apresenta os tipos de solos existentes na bacia, de acordo com a nova classificação proposta pela Embrapa (2013), e a Figura 3.2 apresenta a espacialização dos tipos de solo na área da bacia.

Tabela 3.1 – Tipos de solos existentes na Bacia do Rio Tapacurá

Tipos de solos	Área (km ²)	Área (%)
Argissolos	323,58	68,85
Gleissolos	43,47	9,25
Latossolos	3,98	0,85
Luvissolos Crômicos	6,19	1,32
Neossolos Flúvicos	20,16	4,29
Neossolos Litólicos	42,72	9,09
Neossolos Regolíticos	4,99	1,06
Planossolos	24,90	5,30

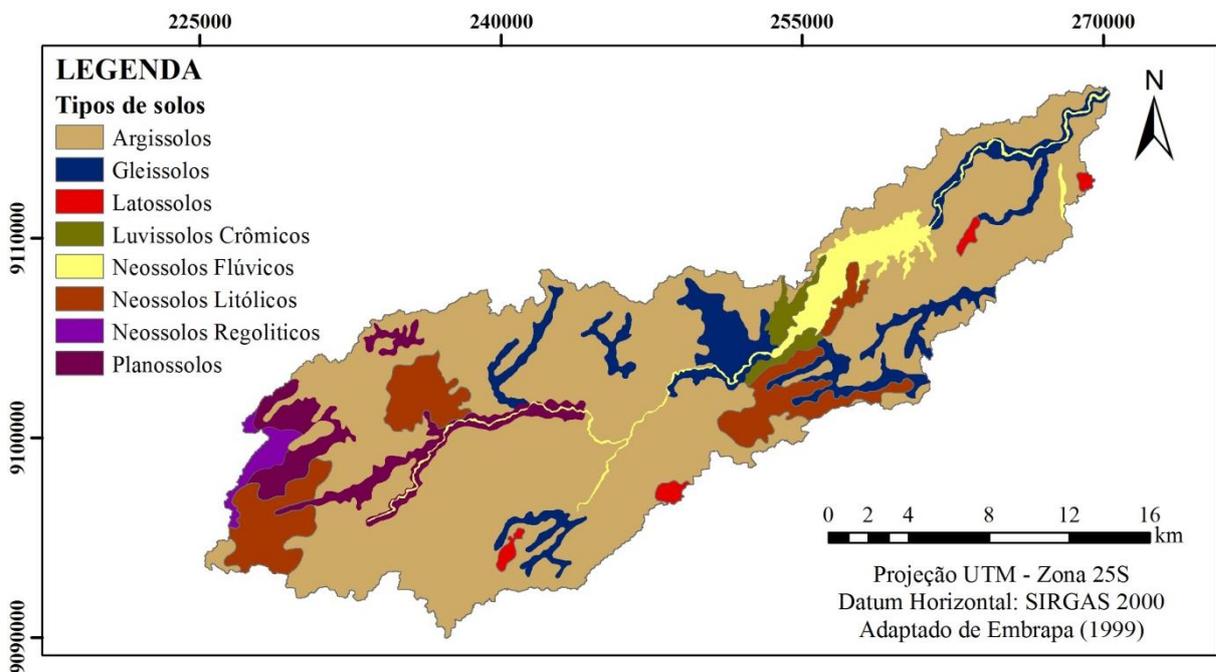


Figura 3.2 – Distribuição geográfica dos tipos de solo existentes na Bacia do Rio Tapacurá.

Os Argissolos encontram-se disseminados por toda a bacia e caracterizam-se por solos constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou alta, conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alítico. Possuem profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados. A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt (Embrapa, 2013).

Os Gleissolos ocorrem nas baixadas, ao longo do Rio Tapacurá e de seus afluentes (Figura 4.2). Compreendem solos que oscilam de mal a muito mal drenados, formados em terrenos baixos, e que possuem características que resultam da influência do excesso de

umidade permanente ou temporária, devido ao lençol freático elevado ou mesmo à superfície, durante um determinado período do ano. A textura mais comum varia de média a muito argilosa com predomínio de textura argilosa ou muito argilosa (Embrapa, 2000).

Os Neossolos Litólicos ocorrem na parte central da bacia e em seu trecho mais a sudoeste (Figura 3.2) e caracterizam-se por se tratarem de solos com horizonte A ou hístico, assentes diretamente sobre a rocha, sobre horizonte e/ou Cr, ou sobre material com 90% (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm, que apresentam um contato lítico ou fragmentário dentro de 50 cm da superfície do solo (Embrapa, 2013).

Os Neossolos Flúvicos encontram-se ao longo do rio e Barragem de Tapacurá (Figura 3.2). São solos derivados de sedimentos aluviais e que apresentam caráter flúvico dentro de 150 cm de profundidade a partir da superfície do solo (Embrapa, 2013).

Os Luvisolos Crômicos são encontrados apenas na porção a montante do lago da Barragem de Tapacurá (Figura 3.2) e caracterizam-se por serem solos rasos, constituídos por material mineral, que raramente ultrapassam 1 m de profundidade e apresentam usualmente mudança textural abrupta (Embrapa, 2013).

Os Planossolos e Neossolos Regolíticos concentram-se na porção oeste da bacia (Figura 3.2). Os Planossolos são solos minerais imperfeitamente ou mal drenados, com horizonte superficial ou subsuperficial eluvial, de textura mais leve, que contrasta abruptamente com o horizonte B ou com transição abrupta conjugada com acentuada diferença de textura do A para o horizonte B, imediatamente subjacente, adensado, geralmente de acentuada concentração de argila, permeabilidade lenta ou muito lenta (Embrapa, 2013).

Os Neossolos Regolíticos, por sua vez, caracterizam-se por serem solos com contato lítico a uma profundidade maior que 50 cm e horizonte A sobrejacente a horizonte C ou Cr, e que apresentam também 4% ou mais de minerais primários alteráveis na fração areia total e/ou no cascalho, porém referidos a 100 g de TFSA; e/ou 5% ou mais do volume da massa do horizonte C ou Cr dentro de 150 cm de profundidade, apresentando fragmentos da rocha semi-intemperizada, saprolito ou fragmentos formados por restos de estrutura orientada da rocha (Embrapa, 2013).

E os Latossolos, resumem-se aos remanescentes de topos, referidos ao Período Terciário, especificamente à Formação Barreiras (Figura 3.2). São solos constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte superficial, exceto hístico. São solos em avançado estágio de intemperização,

muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações do material constitutivo. São virtualmente desprovidos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo. Variam de fortemente a bem drenados e são normalmente muito profundos, com espessura raramente inferior a 1 m (Embrapa, 2013).

3.1.3. Uso e ocupação do solo

A Bacia do Rio Tapacurá possui um diversificado uso e ocupação do solo, que reflete o caráter transicional do seu meio geográfico, parcialmente inserido na Zona da Mata e no Agreste pernambucano. Na porção leste da bacia, por se tratar de uma região mais úmida, concentra-se a monocultura da cana-de-açúcar. Já na porções central e oeste, subúmidas, concentram-se as atividades ligadas à policultura e pecuária (Braga, 2001).

A Tabela 3.2 apresenta o uso e a ocupação do solo e sua distribuição na bacia, e a Figura 3.3 apresenta a espacialização dos usos do solo na área da bacia.

Tabela 3.2 – Uso e ocupação do solo existente na bacia.

Uso e ocupação do solo	Área (km ²)	Área (%)
Água	10,51	2,23
Área Urbana	11,26	2,39
Caatinga	5,13	1,09
Cana-de-açúcar	59,81	12,71
Capoeira	5,70	1,21
Granjas e chácaras	37,72	8,01
Horticultura	12,80	2,72
Mata	13,78	2,93
Pecuária	144,47	30,69
Policultura	164,22	38,88
Reposição Florestal	5,35	1,14

Fonte: Braga (2001).

Em relação à distribuição dos atuais padrões de uso e ocupação do solo da bacia, de acordo com o levantamento realizado por Braga (2001), há o predomínio de atividades agrícolas e pecuárias. As atividades agrícolas – subdivididas em policultura, horticultura e cana-de-açúcar –, ocupam juntas uma área de 236,83 km², o que equivale a 50,31% da superfície total da bacia.

As atividades ligadas à pecuária, como a pecuária bovina, além de granjas e chácaras, ocupam uma área de 182,19 km², o que representa 38,70% da ocupação da área. Já a cobertura florestal, representada por remanescentes da Mata Atlântica, vegetação de Caatinga, capoeira e áreas de reflorestamento, ocupa apenas 6,36% da superfície da bacia. Os demais

4,62% de ocupação da área estão distribuídos entre os núcleos urbanos e reservatórios hídricos.

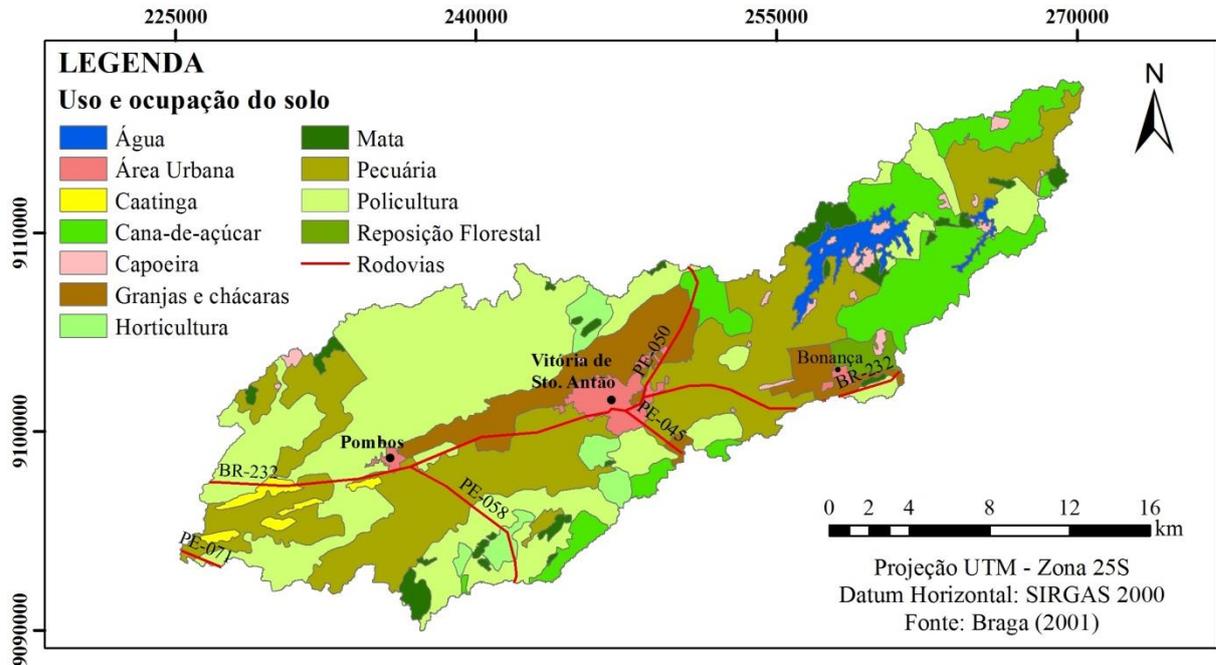


Figura 3.3 – Uso do solo da Bacia do Rio Tapacurá.

As atividades de policultura e horticultura são desenvolvidas em pequenas propriedades rurais, por pequenos produtores. De acordo com Braga (2001), são cultivados, em geral, na lavoura de subsistência, milho, feijão, macaxeira e batata-doce; algumas frutas, como manga, jaca, goiaba, mamão, caju, jambo, abacate e pinha, destinados ao autoconsumo; uma ou mais culturas comerciais, como abacaxi, limão, laranja, banana, mandioca, maracujá, inhame e graviola; e algumas hortaliças, como alface, coentro, cebolinha, pimentão, quiabo, maxixe, berinjela, pepino, chuchu, hortelã, manjeriço e arruda, para venda e autoconsumo. As atividades de policultura e horticultura predominam na porção oeste da bacia tanto em áreas de relevo movimentado, como em várzeas e terraços fluviais (Figura 3.3).

A atividade pecuária é predominantemente bovina, com associação de búfalos, cavalos ou avicultura de corte em algumas fazendas. Essa atividade ocupa parcela expressiva dos municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos, estando concentrada na faixa territorial que se estende do limite sudoeste da bacia até a Barragem do Tapacurá, a nordeste, faixa esta segmentada apenas pela cidade de Vitória de Santo Antão (Figura 3.3). Apresenta, ainda, três outras ocorrências de menor extensão: duas a oeste do município de Pombos e uma terceira localizada no baixo curso do Rio Tapacurá. Essa atividade está, em sua maior parte, localizada em áreas de relevo que variam de ondulado a montanhoso, recursos hídricos

escassos, solos pouco profundos ou extremamente rasos e com extensos afloramentos rochosos (Braga, 2001).

As granjas e chácaras se concentram na porção central da bacia e formam uma faixa de largura variável, que acompanha, grosso modo, a BR-232 (Figura 3.3). A maior parte da área apresenta solos rasos com afloramentos rochosos e reduzida disponibilidade de água. As chácaras possuem dimensões inferiores às das granjas e são utilizadas como residência de fim de semana e feriados. Já as granjas, além de funcionarem como segunda residência, possuem, no geral, função produtiva, com a prática da avicultura (de corte e produção de ovos), em integração com agroindústrias do setor e/ou criação de bovino e cavalo de raça, além do cultivo de fruteiras, capim e culturas de subsistência (Braga, 2001).

Nas classes de uso pecuária, granjas e chácaras, a cobertura vegetal predominante é a de pastagem.

A cobertura florestal existente na bacia se resume apenas a remanescentes da Mata Atlântica na porção oriental, vegetação de Caatinga na porção ocidental, uma área de reflorestamento ao sul da barragem de Tapacurá e retalhos de capoeira dispersos ao longo da bacia e concentrados no entorno da Barragem de Tapacurá (Figura 3.3). De acordo com Braga (2001), a cobertura vegetal nativa da Bacia do Rio Tapacurá tem sido suprimida ao longo dos anos com a ação de queimadas e desmatamentos realizados para a expansão agrícola e pecuária na bacia.

O uso urbano da área da bacia é constituído pelas cidades de Vitória de Santo Antão, localizada no centro da bacia; Pombos, situada na porção oeste; e o distrito de Bonança, que pertence ao Município de Moreno, situado na porção centro-leste (Figura 3.3). A cidade de Vitória de Santo Antão, a de maior porte demográfico e funcional da área da bacia, conta com uma população de 129.974 habitantes (IBGE, 2010) e desempenha funções de centro sub-regional, na área de influência urbana de Recife. Destaca-se como centro comercial e de prestação de serviços, além de contar com um parque industrial relativamente importante na produção de bebidas, produtos cerâmicos e alimentícios. Já a cidade de Pombos possui uma população de 24.046 habitantes (IBGE, 2010) e desempenha funções de centro local, com um comércio de pequeno porte, sendo dependente fortemente das atividades rurais (Braga, 2001).

Ambos os centros urbanos possuem sérios problemas decorrentes da falta de saneamento básico, o que tem contribuído com grande parte da carga poluidora do Rio Tapacurá.

O predomínio de atividades agrícolas e pecuárias na Bacia do Rio Tapacurá, representando juntas 89,01% de área ocupada, e o remanescente de apenas 6,36% de

cobertura florestal (Mata Atlântica, Caatinga, capoeira e reflorestamento) indicam que a Bacia do Rio Tapacurá sofreu uma intensa alteração no seu uso e ocupação do solo ao longo de anos. Alterações estas que podem potencializar os efeitos do escoamento superficial e erosão dos solos, contribuindo para o empobrecimento do solo e redução do potencial hídrico da bacia.

3.2. O MODELO SWAT

O SWAT é um modelo de domínio público, fruto de cerca de 30 anos de trabalhos conduzidos pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) e *Agricultural Research Service* (ARS), que agrega em si diversos fundamentos de outros modelos, como o *Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) (Knisel, 1980), o *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (GLEAMS) (Leonard *et al.*, 1987) e o *Erosion Productivity Impact Calculator* (EPIC) (Williams *et al.*, 1984). O modelo SWAT atual é descendente direto do *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRRB) (Williams *et al.*, 1985), juntamente com outros modelos, como o *Routing Outputs to Outlets* (ROTO) (Arnold *et al.*, 1995), QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987), *Carbon Cycling Routine* (CFARM) (Kemanian, 2011), além de um gerador de clima, uma rotina de transporte de sedimentos e um submodelo de água subterrânea (Neitsch *et al.*, 2011; Arnold *et al.*, 2012b).

O resumo dos principais aspectos da integração dos modelos citados anteriormente ao modelo SWAT pode ser consultado em Neitsch *et al.* (2011) e Arnold *et al.* (2012b). A Figura 3.4 apresenta um esquema ilustrativo da estrutura atual do modelo SWAT, que desde a sua criação, no início da década de 1990, tem passado por inspeções contínuas e expansão das suas capacidades (Neitsch *et al.*, 2011).

De acordo com Neitsch *et al.* (2011), o modelo SWAT possui como principais características:

- É um modelo de base física, que ao invés de incorporar equações de regressão para descrever a relação entre as variáveis de entrada e saída, requer informações quanto ao clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo e gerenciamento da terra para a sua devida execução;
- É distribuído, permitindo a análise da variabilidade espacial dos fenômenos modelados;

- É contínuo no tempo, o que favorece as simulações de longos períodos (até 150 anos, de acordo com Winchell, 2010).
- Utiliza dados normalmente disponíveis, como dados de clima, solos, topografia e uso da terra;
- Possibilita a análise do impacto das alterações em dados de entrada, como o uso e ocupação do solo e clima;
- É computacionalmente eficiente, sendo capaz de simular bacias de diferentes tamanhos com estabelecimento de diferentes cenários e estratégias de manejo da terra, por longos períodos, com baixo investimento de capital;

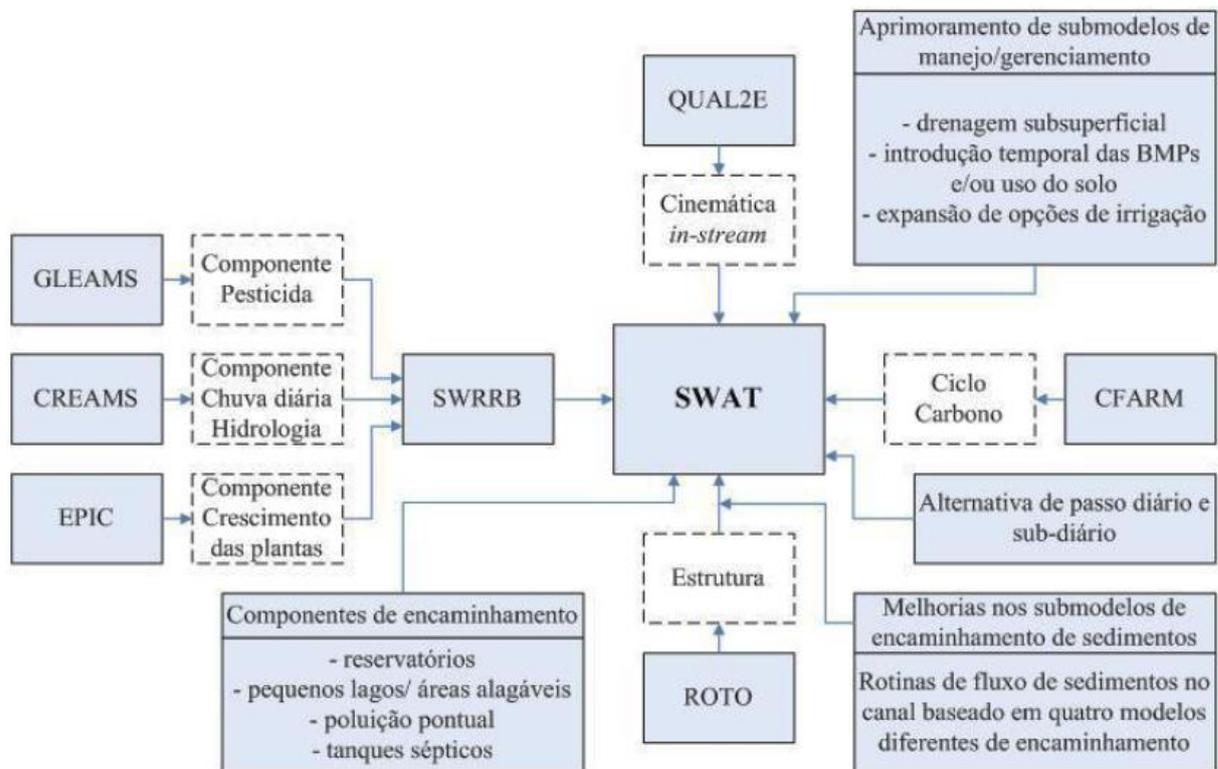


Figura 3.4 – Estrutura do modelo SWAT (Fonte: Ferrigo, 2014).

Os principais componentes do modelo incluem propriedades do clima, hidrologia, temperatura do solo, crescimento das plantas, nutrientes, sedimentos, manejo do solo, além de pesticidas, bactérias e patógenos (Ferrigo, 2014).

Para a modelagem, o SWAT divide a bacia em sub-bacias e gera a rede de drenagem com base nas características topográficas do terreno. Cada sub-bacia, por sua vez, é dividida em unidades de resposta hidrológica (URH), com base no tipo de solo, uso e ocupação do solo e declividade. Uma ou mais combinações de uso da terra, classes de solo e declividade podem

ser criadas para cada sub-bacia. O modelo SWAT prevê a hidrologia em cada URH usando a equação do balanço hídrico, que inclui precipitação diária, escoamento superficial, evapotranspiração, percolação e componentes de retorno de fluxo (Betrie *et al.*, 2011).

Implícito no conceito da URH é o pressuposto de que não há interação entre unidades de respostas hidrológicas em uma sub-bacia. As cargas (escoamento, sedimentos, nutrientes, etc.) de cada URH são calculadas separadamente e depois somadas em conjunto para determinar as cargas totais da sub-bacia. Se a interação de uma área de uso do solo com outra é importante, em vez de definir os domínios de uso do solo como unidades de respostas hidrológicas, eles devem ser definidos como sub-bacias. É só em nível de sub-bacia que as relações espaciais podem ser especificadas. O benefício das unidades de respostas hidrológicas é o aumento da precisão que contribui para a predição de cargas a partir da sub-bacia (Arnold *et al.*, 2012a; Ferrigo, 2014).

3.2.1. Equações do modelo SWAT

Para simular os processos hidrossedimentológicos de uma bacia hidrográfica, o SWAT possui duas divisões principais, a de terra e a da água. A primeira é a fase da terra do ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas carregados para o canal principal em cada sub-bacia. Já a segunda divisão, é a fase de água do ciclo hidrológico, que pode ser definida pela propagação desses elementos através da rede de canais da bacia até o seu exutório (Neitsch *et al.*, 2011).

Nos itens subsequentes serão descritos, de forma simplificada, apenas os itens de interesse deste trabalho, ou seja, aqueles relacionados aos processos de escoamento superficial e produção de sedimentos. A descrição completa do modelo SWAT pode ser consultada em Neitsch *et al.* (2011).

3.2.1.1. Fase de terra

A fase terrestre do ciclo hidrológico é baseada na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 \sum_{i=1}^t (P_d - Q_{sup} - E_a - w_{vad} - Q_{sub}) \quad (3.1)$$

onde SW_t é a quantidade de água no solo no fim do dia (mm); SW_0 é a quantidade de água no início do dia (mm); t é o tempo (dias); P_d é a precipitação no dia (mm); Q_{sup} representa o escoamento superficial (mm); E_a é a quantidade de água que evapotranspirou no dia (mm);

w_{vad} é a quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm); e Q_{sub} é a quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm).

a) *Escoamento superficial*

O escoamento superficial é o que ocorre quando a taxa de aplicação de água no solo (precipitação ou irrigação) excede a taxa de infiltração (Lelis, 2011). O modelo SWAT fornece dois métodos para o cálculo do escoamento superficial: o Método de Curva Número (CN) (SCS, 1972) e o método de infiltração de Green e Ampt (1911), utilizado quando existem dados subsidiários de precipitação.

Pela maior disponibilidade de dados diários de precipitação, o método do CN tem sido o mais utilizado em estudos com o modelo SWAT e foi adotado neste trabalho.

O método CN – elaborado em 1954, pelo *Soil Conservation Service* (SCS), dos Estados Unidos, atualmente *Natural Resource Conservation Service* (NRCS) – foi desenvolvido para fornecer, de maneira consistente, uma estimativa do escoamento superficial para diferentes usos e ocupação do solo e tipo de solo, considerando ainda a umidade prévia do solo (Neitsch *et al.*, 2011). Com diversas revisões, esse método possui relevante popularidade entre os hidrólogos, devido à simplicidade, estabilidade e eficiência das predições (Zhang, 2009; Carvalho Neto, 2011).

O escoamento superficial por esse método se dá conforme a equação 3.2:

$$Q_{sup} = \frac{(P - 0,2S)^2}{(P + 0,8S)} \quad (3.2)$$

onde Q_{sup} é o escoamento superficial (mm), P é a precipitação (mm) e S é a capacidade máxima de armazenamento (mm).

O parâmetro S varia espacialmente, considerando mudanças no tipo, uso e cobertura, manejo e declividade do solo, além das condições prévias de umidade (Neitsch *et al.*, 2011). Sua determinação considera o fator CN, e é dado pela seguinte equação (em unidades métricas):

$$S = 25,4 \left(\frac{100}{CN} - 10 \right) \quad (3.3)$$

O fator CN é determinado diariamente, no modelo SWAT, variando numericamente de 1 a 100, sendo o limite inferior representativo de um solo totalmente permeável, e o limite superior, de um solo que converterá toda a precipitação em escoamento (totalmente impermeável) (Neitsch *et al.*, 2011).

O valor do CN pode ser corrigido em função da umidade antecedente do solo, em que a *CN I* indica uma condição de seca, *CN II* uma condição normal e *CN III* uma condição úmida (Neitsch *et al.*, 2011). O cálculo do *CN II* e *III* se dá através das equações (3.4) e (3.5).

$$CN_I = CN_{II} - \frac{20 \cdot (100 - CN_{II})}{(100 - CN_{II} + \exp[2,533 - 0,0636 \cdot (100 - CN_{II})])} \quad (3.4)$$

$$CN_{III} = CN_{II} \cdot \exp[0,00673 \cdot (100 - CN_{II})] \quad (3.5)$$

A metodologia do SCS (1972) reúne os solos dos EUA em quatro grandes grupos hidrológicos (A, B, C e D) em função da condutividade hidráulica, conforme apresentado em USDA (1986). Buscando adequar a metodologia do SCS às condições dos solos brasileiros, Sartori *et al.* (2005) avaliaram e revisaram a classificação hidrológica dos solos proposta por Lombardi Neto *et al.* (1989) e propuseram uma classificação hidrológica para o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo, levando em consideração, além da condutividade hidráulica, características como profundidade, textura, razão textural entre o horizonte superficial e subsuperficial e a permeabilidade dos solos influenciada pela sua porosidade e pela atividade da argila.

No presente estudo, a classificação hidrológica dos solos da Bacia do Rio Tapacurá foi realizada com base na proposta de Sartori *et al.* (2005).

O grupo hidrológico do solo, combinado a uma cobertura e tratamento da terra, forma um complexo hidrológico. Cada complexo hidrológico possui um valor do parâmetro CN, atribuído a partir de eventos de chuva-escoamento, observados em bacias hidrográficas, para indicar o seu potencial de escoamento superficial (SCS, 1972).

Apesar da sua natureza empírica, o método CN tem sido utilizado com sucesso para várias aplicações em grande variedade de condições hidrológicas (Gassman *et al.*, 2007; Lelis, 2011).

Tempo de concentração

Tempo de concentração é aquele necessário para que, em um evento de precipitação, toda a área da bacia hidrográfica esteja contribuindo para o fluxo no exutório. Ou seja, o tempo em que a fração da precipitação incidente no ponto mais distante do exutório, contido na sub-bacia, alcançará seu exutório. No modelo SWAT este parâmetro (t_{conc}) é calculado através da soma do tempo de concentração do fluxo superficial ($t_{c,sup}$) (entendido como o tempo necessário para que o fluxo superficial alcance o canal desde o ponto mais distante da sub-bacia) e do tempo de concentração do fluxo através do canal ($t_{c,can}$) (tempo requerido para que o fluxo desde o ponto mais a montante alcance o exutório) (Carvalho Neto, 2011):

$$t_{conc} = t_{c,sup} + t_{c,can} \quad (3.6)$$

O tempo de concentração do fluxo superficial ($t_{c,sup}$) é dado por:

$$t_{c,sup} = \frac{L_{slp}^{0,6} \cdot n^{0,6}}{18 \cdot slp^{0,3}} \quad (3.7)$$

no qual L_{slp} é o comprimento da encosta dado em metros, n é o coeficiente de rugosidade de *Manning* e slp é a declividade média da sub-bacia (m/m).

Enquanto o tempo de concentração do fluxo no canal ($t_{c,can}$) é encontrado pela seguinte equação:

$$t_{c,can} = \frac{0,62 \cdot L \cdot n^{0,75}}{A^{0,125} \cdot slp_{can}^{0,375}} \quad (3.8)$$

sendo L o comprimento do canal em quilômetros, n é o coeficiente de rugosidade de *Manning*, A é a área da sub-bacia (km²) e slp_{can} é a declividade média do canal (mm).

Retardo do escoamento superficial

O modelo SWAT processa o armazenamento do escoamento superficial visando simular seu retardamento para alcançar o canal principal. Uma vez que o escoamento superficial é calculado, o volume de água que chega ao canal principal é dado pela seguinte equação:

$$Q_{sup} = (Q'_{sup} + Q_{arm,i-1}) \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{Surlag}{t_{conc}}\right) \right] \quad (3.9)$$

sendo Q_{sup} a quantidade de água que chega ao canal principal por escoamento superficial (mm); Q'_{sup} a quantidade de água gerada em determinada sub-bacia no dia (mm); $Q_{arm,i-1}$ a quantidade de água em atraso, gerada no dia anterior (mm); e $Surlag$ o coeficiente de retardo do escoamento superficial, e t_{conc} é o tempo de concentração (horas).

O segundo termo do lado direito da equação representa a fração do total do volume de água ao qual será permitido alcançar o canal em um dia. O valor de $Surlag$ rege tal fração de modo que quanto maior, menos água será mantida armazenada. A Figura 3.5 apresenta diferentes valores de $Surlag$ e do tempo de concentração para aquele termo.

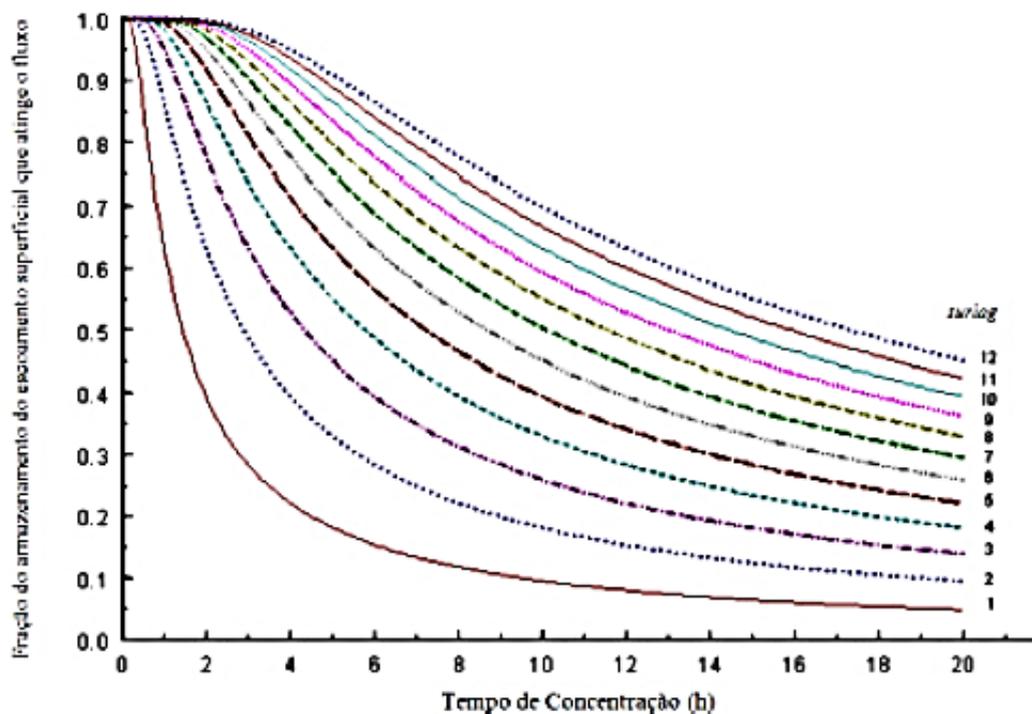


Figura 3.5 – Diferentes valores de $Surlag$ em função da retenção do escoamento superficial e o tempo de concentração (h) (Fonte: Carvalho Neto, 2011).

Pode-se observar na Figura 3.5 que por um determinado tempo de concentração, a medida que o $Surlag$ diminui em valor, mais água é mantida em armazenamento. O atraso na liberação de escoamento superficial irá suavizar o hidrograma de vazões simuladas na extensão.

b) Evapotranspiração

A evapotranspiração é um termo coletivo que inclui todos os processos pelos quais a água da superfície terrestre é convertida em vapor de água. Isto inclui os processos de evaporação do dossel das plantas, transpiração, sublimação e evaporação do solo.

O modelo SWAT permite o cálculo da evapotranspiração potencial através dos métodos de Penman-Monteith (Monteith, 1965), Priestley-Taylor (Priestley e Taylor, 1972) ou Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1982). Para a correta estimativa desta variável, o modelo requer dados médios climáticos mensais referentes ao período simulado. Ainda é possível entrar diretamente com os dados de evapotranspiração observados para o período simulado.

Neste estudo foi adotado o método de Penman-Monteith, recomendado por Smith (1991) e também adotado por Lelis (2011) e Castro (2013). O método de Penman-Monteith é dado pela seguinte equação:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z]}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} / ra \quad (3.10)$$

em que λE é a densidade do fluxo de calor latente (MJ/m²/dia), E é a profundidade da taxa de evaporação (mm/dia), Δ é a inclinação da curva pressão-temperatura de saturação do vapor (KPa/°C), H_{net} é a radiação líquida (MJ/m²/dia), G representa a densidade de fluxo de calor para o solo (MJ/m²/dia), ρ_{air} é a densidade do ar (kg/m³), c_p é o calor específico (MJ/kg/°C), e_z^0 é a pressão de vapor de saturação do ar na altura z (kPa), e_z é a pressão de vapor de água do ar na altura z (kPa); γ é a constante psicrométrica (kPa/°C), r_c é a resistência do dossel da planta, e r_a é a resistência aerodinâmica.

Uma vez que a evapotranspiração potencial é determinada, busca-se a evapotranspiração real através da demanda evaporativa da precipitação interceptada pela cobertura vegetal, da transpiração dos vegetais e da evaporação do solo (Carvalho Neto, 2011).

Interceptação

O dossel das plantas pode afetar significativamente a infiltração, o escoamento superficial e a evapotranspiração. Quando a chuva cai, a interceptação pelas plantas reduz a energia erosiva das gotas e armazena uma parte da precipitação no dossel. A influência que o dossel exerce sobre esses processos é uma função da densidade da cobertura vegetal e da morfologia das espécies de plantas (Ferrigo, 2014).

A quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas é calculada em função do índice de área foliar, conforme:

$$can_{dia} = Canmx \cdot \frac{IAF}{IAF_{max}} \quad (3.11)$$

onde can_{dia} é a quantidade máxima de água que é interceptada e armazenada no dossel em um determinado dia (mm), $Canmx$ é a quantidade máxima de água que pode ser interceptada e armazenada no dossel quando este está totalmente desenvolvido (mm), IAF é o índice de área foliar para um determinado dia, e IAF_{max} é o índice de área foliar máximo para a planta.

Quando a precipitação acontece em um determinado dia, o armazenamento do dossel é preenchido antes da água chegar ao solo.

Evaporação da precipitação interceptada

Toda a água presente no dossel está prontamente disponível para a remoção por evaporação. A quantidade de evapotranspiração real da chuva interceptada é especialmente significativa em florestas onde, em alguns casos, a evaporação da precipitação interceptada é maior do que a transpiração (Neitsch *et al.*, 2011).

O SWAT remove o máximo de água possível do armazenamento dossel ao calcular a evaporação real. O modelo considera que o volume interceptado está disponível para evapotranspiração sob as seguintes condições (com todas as variáveis possuindo como unidade “mm”):

1. Se evapotranspiração potencial (E_0) for menor que a quantidade de água interceptada no dossel (R_{int}), então a quantidade de água interceptada no dia ($R_{int(f)}$) será resultado da subtração da quantidade de água interceptada no início do intervalo de tempo ($R_{int(i)}$) pela evapotranspiração potencial (ou diretamente a evaporação da quantidade de água livre existente no dossel da planta em um determinado dia – E_{can}):

$$E_a = R_{can} = E_0 \Rightarrow R_{int(f)} = R_{int(i)} - E_{can} \quad (3.12)$$

E_a é a evapotranspiração real na bacia em um determinado dia (mm).

2. No caso da evapotranspiração potencial ser superior à quantidade de água armazenada na copa, então toda lâmina interceptada será evaporada:

$$E_{can} = R_{int(i)} \Rightarrow R_{int(f)} = 0 \quad (3.13)$$

Transpiração

Quando a equação de Penman-Monteith é selecionada como método de evapotranspiração potencial, como foi o caso desse estudo, a transpiração é calculada com base nas equações utilizadas pelo método (Neitsch *et al.*, 2011).

Evaporação do solo

A quantidade de evaporação do solo é estimada através de uma função exponencial, obedecendo à profundidade do solo e à quantidade de água existente. Quando existe uma demanda de evaporação da água do solo, o SWAT primeiro particiona a demanda evaporativa entre as diferentes camadas. A distribuição da profundidade utilizada para determinar a quantidade máxima de água a ser evaporada é dada pela seguinte equação:

$$E_{solo,z} = E_z'' \cdot \frac{z}{(z + \exp(2,374 - 0,00713 \cdot z))} \quad (3.14)$$

onde $E_{solo,z}$ é a demanda evaporativa (mm) na profundidade z , E_z'' é a evaporação máxima do solo para o dia (mm) e z é a profundidade do solo (mm).

A quantidade de demanda evaporativa para uma camada de solo é determinada pela diferença entre as demandas evaporativas calculadas nos limites superior e inferior da camada do solo:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \quad (3.15)$$

em que $E_{soil,ly}$ é a demanda evaporativa para a camada ly (mm), $E_{soil,zl}$ é a demanda evaporativa do limite inferior da camada do solo, e $E_{soil,zu}$ é a demanda evaporativa do limite superior da camada do solo.

O SWAT não permite que uma camada diferente compense a incapacidade de outra camada atender sua demanda evaporativa, sendo assim, a demanda evaporativa não atingida por uma camada de solo resulta em uma redução na evapotranspiração real para a HRU (Ferrigo, 2014).

Visando a uma melhor estimativa da distribuição da evaporação, o coeficiente de compensação da evaporação do solo (E_{sco}) foi incorporado à equação 3.15, permitindo a

modificação, por parte do usuário, da distribuição da profundidade utilizada para atender a demanda evaporativa do solo.

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \cdot Esc_o \quad (3.16)$$

O coeficiente Esc_o rege a extração de demanda evaporativa das camadas inferiores do solo, de modo que quanto menor seu valor, mais será retirado de profundidades maiores do solo (Carvalho Neto, 2011). Diferentes valores de Esc_o , que podem variar entre 0,01 e 1, estão apresentados na Figura 3.6.

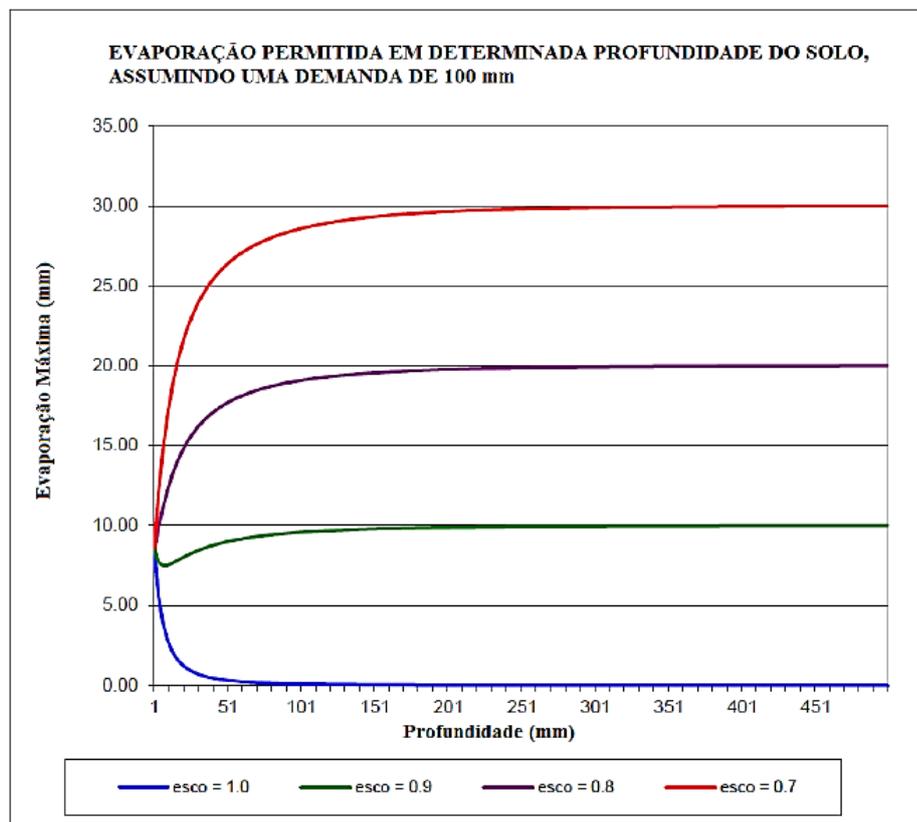


Figura 3.6 – Distribuição da demanda de evaporação no solo de acordo com a profundidade (Fonte: Ferrigo, 2014).

c) Percolação

Este processo combina duas condições: a primeira através da propagação do armazenamento e a segunda pelo fluxo por fendas existentes no solo. A percolação através da propagação do armazenamento no solo é calculada para cada horizonte, uma vez que o volume de água exceda a capacidade de campo deste sob a condição de que a camada seguinte não esteja saturada (Carvalho Neto, 2011).

O volume de água disponível para percolar deve obedecer à seguinte condição:

$$SW_{cam,excesso} = SW_{cam} - FC_{cam} \text{ se } SW_{cam} > FC_{cam} \quad (3.17)$$

$$SW_{cam,excesso} = 0 \text{ se } SW_{cam} \leq FC_{cam} \quad (3.18)$$

onde $SW_{cam,excesso}$ representa a quantidade de água disponível para percolar no dia (mm), SW_{cam} se refere à quantidade diária de água em uma determinada camada do solo (mm) e FC_{cam} é a quantidade de água na capacidade de campo (mm).

A quantidade de água que efetivamente se moverá para a camada de solo inferior é calculada pela equação:

$$w_{perc,cam} = SW_{cam,excesso} \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta T}{TT_{perc}} \right] \right) \quad (3.19)$$

em que $w_{perc,cam}$: quantidade de água que efetivamente percola no dia (mm); ΔT : duração do intervalo de tempo (h); e TT_{perc} : tempo de percolação entre as camadas (h).

O tempo de percolação entre as camadas é dado por:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{cam} - FC_{cam}}{K_{sat}} \quad (3.20)$$

onde SAT_{cam} é a quantidade de água no solo completamente saturado (mm); K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm/h).

A água que percola abaixo da última camada do solo entra na zona vadosa, para só depois adentrar no aquífero subterrâneo.

Escoamento sub-superficial lateral

Calculado em paralelo com o processo de percolação para profundidade de até 2 m, o fluxo lateral é calculado através de um modelo de armazenamento cinético, desenvolvido por Sloan *et al.* (1983), e que se baseia na equação de continuidade de massa.

$$Q_{lat} = 0,024 \left(\frac{2 \cdot SW_{cam,excesso} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\Phi_d \cdot L_{slp}} \right) \quad (3.21)$$

onde Q_{lat} é o escoamento lateral (mm/dia); $SW_{cam,excesso}$ é o volume de água drenável armazenada na zona saturada da encosta por unidade de área (mm); K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm/h); slp é a declividade da encosta (m/m); Φ_d é a porosidade drenável do solo (mm/mm); e L_{slp} é o comprimento da encosta (m).

De acordo com Lelis (2012), o fluxo lateral poderá ser significativo em áreas que os solos apresentem elevada condutividade hidráulica nas camadas superficiais e camadas impermeáveis em profundidades rasas. Em tais sistemas, a precipitação irá percolar verticalmente até atingir a camada impermeável. A água poderá se acumular acima dessa camada originando uma zona saturada que será a fonte para o fluxo lateral subsuperficial, que poderá contribuir para a vazão dos rios.

d) Água subterrânea

O volume de água que percola tende a recarregar os aquíferos, o raso e o profundo, caso não ascenda através das franjas capilares. A quantidade de água que pode recarregar ambos os aquíferos é dada por:

$$W_{rec} = \left(1 - \exp \left[\frac{-1}{\delta_{aq}} \right] \right) W_{seep} + \exp \left[\frac{-1}{\delta_{aq}} \right] W_{rec,i-1} \quad (3.22)$$

em que W_{rec} é a quantidade de água que adentra os aquíferos no dia “i” (mm); δ_{aq} é tempo de drenagem sob as camadas de solo (dia); W_{seep} é a quantidade de água que percolou através da última camada de solo (mm); e $W_{rec,i-1}$ é a quantidade de água que entra no aquífero no dia $i-1$ (mm).

Com isso, o modelo regula a quantidade de água que recarrega o aquífero profundo, através da seguinte equação:

$$W_{prf} = \beta_{prf} \cdot W_{rec} \quad (3.23)$$

onde W_{prf} é a quantidade de água (mm) que entra no aquífero profundo no dia i e β_{prf} é o coeficiente de percolação do aquífero.

Desta forma, a quantidade de água destinada ao aquífero raso é dado por:

$$W_{rec,rs} = W_{rec} \cdot W_{prf} \quad (3.24)$$

em que $W_{rec,rs}$ é a quantidade de água (mm) que entra no aquífero raso no dia “ i ”.

Em conclusão, o balanço hídrico para o aquífero raso é dado por:

$$aq_{rs,i} = aq_{rs,i-1} + W_{rec,rs} - Q_{aq} - W_{revap} - W_{bomba,rs} \quad (3.25)$$

onde $aq_{rs,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia (mm); $aq_{rs,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia $i-1$ (mm); $W_{rec,rs}$ é a quantidade de água que recarrega o aquífero raso no dia (mm); Q_{aq} é o escoamento subterrâneo que recarrega o canal principal (fluxo de base) (mm); W_{revap} é a quantidade de água que ascende por franjas capilares (mm); e $W_{bomba,rs}$ é a quantidade de água retirada através de bombas (mm).

Revap

Para considerar o volume de água que ascende através de franjas capilares, em função da demanda de evapotranspiração, o modelo SWAT incorpora o processo denominado “*Revap*” (W_{revap}). Esse processo não é contabilizado no volume evapotranspirado, sendo de fundamental importância em bacias onde a zona saturada encontra-se próxima à superfície e há raízes profundas (Carvalho Neto, 2011).

A máxima quantidade de água que poderá ser retirada via *Revap* é dada por:

$$W_{revap,max} = \beta_{rev} \cdot E_0 \quad (3.26)$$

sendo $W_{revap,max}$ a máxima quantidade de água (mm) que ascende em resposta ao déficit hídrico, β_{rev} é o coeficiente de *Revap* e E_0 é o potencial de evapotranspiração (mm) daquele dia.

A quantidade de água a qual efetivamente passa por tal processo é determinada pelas seguintes condições:

$$1. W_{revap} = 0 \text{ se } aq_{rs} \leq aq_{lim,rv} \quad (3.27)$$

$$2. W_{revap} = W_{revap,max} - aq_{lim,rv} \text{ se } aq_{lim,rv} < aq_{rs} < (aq_{lim,rv} + W_{revap,max}) \quad (3.28)$$

$$3. W_{revap} = W_{revap,max} \text{ se } aq_{lim,rv} \geq (aq_{lim,rv} + W_{revap,max}) \quad (3.29)$$

onde aq_{rs} : quantidade de água armazenada no aquífero raso (mm), e $aq_{lim,rv}$: valor limite do nível de água a ser superado para ocorrer o processo *Revap* (mm).

e) *Equação de Perda do Solo Modificada (EUPSM)*

O modelo SWAT estima a produção de sedimentos (*SYLD*), provocada pelo escoamento superficial, por meio da Equação Universal de Perda do Solo Modificada (EUPSM) (Williams, 1975), determinada pela relação:

$$sed = 11,8 \left(Q_{sup} \cdot q_{pico} \cdot \text{área}_{URH} \right)^{0,56} \cdot K_{EUPS} \cdot C_{EUPS} \cdot LS_{EUPS} \cdot P_{EUPS} \cdot CFRG \quad (3.30)$$

em que *sed* é a produção de sedimentos, após evento de precipitação do dia (ton); Q_{sup} é o escoamento superficial (mm/ha); q_{pico} é a taxa de escoamento de pico (m³/s); área_{URH} é a área da unidade de resposta hidrológica na qual é estimada a produção de sedimentos (ha); K_{EUPS} é o fator de erodibilidade do solo (t h MJ⁻¹ mm⁻¹); C_{EUPS} é o fator de uso e manejo do solo; P_{EUPS} é o fator de práticas conservacionistas; LS_{EUPS} é o fator topográfico; e $CFRG$ é o fator de fragmentação esparsa.

A EUPSM é uma equação modificada da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978).

A principal diferença entre as duas equações é que a EUPS prevê a média anual bruta da erosão em função da força da chuva. Na EUPSM o fator de força da chuva foi substituído pelo fator de escoamento, o que de acordo com Neitsch *et al.* (2011), melhora a projeção da produção de sedimentos, elimina a necessidade de índice de entrega e permite que a equação seja aplicada para eventos individuais de chuva.

A previsão da produção de sedimentos melhora porque o escoamento é uma função da condição de umidade antecedente, bem como a energia gerada pela chuva. As relações de entrega (a produção de sedimentos em qualquer ponto ao longo do canal dividido pela fonte de erosão daquele ponto) são necessárias para a EUPS, pois o fator de erodibilidade pela

chuva representa a força usada apenas para o desprendimento. As relações de entrega não são necessárias com a EUPSM, pois o fator de escoamento representa a energia utilizada no desprendimento e transporte de sedimentos (Neitsch *et al.*, 2011).

A EUPSM atua no modelo SWAT em cada URH das sub-bacias, estimando a produção de sedimentos. Em seguida, o modelo considera que toda essa carga de sedimentos estimada pela EUPSM alcança a rede de drenagem. Após atingir a rede de drenagem, inicia-se a fase de água, em que o modelo calcula a propagação do sedimento no canal até o exutório.

A seguir serão descritas todas as variáveis da EUPSM, com exceção do fator de escoamento superficial (Q_{sup}), descrito anteriormente no item 3.2.1.1.

Vazão de pico (q_{pico})

A vazão de pico é considerada como o máximo do escoamento superficial para um determinado evento de precipitação, sendo um indicador do potencial erosivo usado no cálculo da produção de sedimento para aquele fenômeno. O Método Racional, utilizado para encontrar a vazão de pico, é comumente usado para bacias pequenas, mas no modelo SWAT o cálculo é feito para as diversas unidades de resposta hidrológica (Neitsch *et al.*, 2011).

Esse método baseia-se na consideração de que um evento de precipitação com intensidade “ i ”, começando no tempo $t = 0$ e continuando indefinidamente, proverá um aumento na taxa do escoamento superficial até que atinja o tempo de concentração $t = t_{conc}$, e, dessa maneira, toda a área estará contribuindo com o fluxo no exutório (Neitsch *et al.*, 2011).

A equação do método racional é dada por:

$$q_{pico} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{sup} \cdot A}{3,6 \cdot t_{con}} \quad (3.31)$$

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

Erodibilidade do solo (K_{EUPS})

O fator de erodibilidade do solo busca evidenciar a facilidade com que determinado solo erode, a partir do impacto da chuva e/ou do escoamento superficial, sendo, portanto,

estimado a partir das características intrínsecas ao tipo de solo e propriedades físicas (Bertoni, 2005). Seu conceito, segundo Wichmeier e Smith (1978), é a taxa de perda de solo, para um tipo de solo específico, em uma parcela padrão.

As propriedades físicas do solo que influenciam a erodibilidade podem ser observadas sob dois pontos principais: as que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, e as que resistem às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (Wichmeier e Smith, 1978).

A medição direta desse fator é dispendiosa, econômica e temporalmente falando (Neitsch *et al.*, 2011; Carvalho Neto, 2011), e, por esse motivo, Williams (1975) propôs uma equação geral, que considera as frações de areia grossa, argila, silte, carbono orgânico e areia fina presentes no solo. A equação proposta por Williams (1975) é a seguinte:

$$K_{EUPS} = f_{csand} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgC} \cdot f_{hisand} \quad (3.32)$$

em que f_{csand} é o fator que representa o conteúdo de areia grossa; f_{cl-si} representa a fração do solo que contém argila e silte; f_{orgC} trata da estimativa da contribuição do carbono orgânico; e f_{hisand} é o fator que representa o conteúdo de areia fina.

Cada um desses fatores é calculado separadamente através das seguintes equações:

$$f_{csand} = \left\{ 0,2 + 0,3 \exp \left[-0,256 \cdot ms \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right] \right\} \quad (3.33)$$

$$f_{cl-si} = \left(\frac{m_{silt}}{m_{silt} + m_c} \right)^{0,3} \quad (3.34)$$

$$f_{orgC} = 1 - \frac{0,25 \cdot orgC}{orgC + \exp(3,72 - 2,95 \cdot orgC)} \quad (3.35)$$

$$f_{hisand} = 1 - \frac{0,7 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left(1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp \left[-5,51 + 22,9 \cdot \left(1 - \frac{m_s}{100} \right) \right]} \quad (3.36)$$

onde m_s é a fração de areia (diâmetros de 0,05 – 2 mm); m_{silt} é a fração de silte (diâmetros de 0,002 – 0,05 mm); m_c é a fração de argila (diâmetros < 0,002 mm); e $orgC$ é o percentual de carbono orgânico na camada do solo.

Fator de cobertura do solo (C_{EUPS})

O fator de cobertura do solo representa a relação entre as perdas de solo de um determinado terreno cultivado sob dadas condições e as perdas correspondentes desse mesmo solo em uma parcela padrão (Wichmeier e Smith, 1978). Com isto, para determinado solo desprovido de cobertura, este fator apresenta valor numérico de 1, e, conforme o grau de cobertura vegetal vai aumentando, provendo a redução da erosão, esse valor tende a zero. Tal fator é evidenciado uma vez que a cobertura dos vegetais reduz a energia do impacto das gotas de chuva e a conseqüente desagregação das partículas (Carvalho Neto, 2011).

O referido fator busca considerar o efeito combinado de todas as relações das variáveis de cobertura e manejo, que incluem: tipo de vegetação, população, desenvolvimento (estágio da cultura), época do ano e manejo da cultura. O fator C_{EUPS} verifica ainda os restos de vegetais que podem ser deixados na superfície e que favorecem a existência de irregularidades, que bloqueiam o fluxo de escoamento, reduzindo a sua velocidade e capacidade de transporte (Bertoni, 2005; Neitsch *et al.*, 2011).

Fator topográfico (LS_{EUPS})

O fator topográfico representa a relação de perdas de solo entre uma declividade e um comprimento de rampa para o mesmo solo e grau de declividade (Silva, 2010), e é obtido pelo produto do comprimento do declive e o grau de declive, que considera a topografia do terreno como um dos fatores que influenciam o processo erosivo. O comprimento do declive é a distância horizontal da origem do fluxo superficial até o ponto em que o gradiente de declividade possibilita a deposição ou quando o escoamento alcança fluxo bem definido, enquanto o grau de declividade reflete a influência da declividade na erosão (Wichmeier e Smith, 1978; Carvalho Neto, 2011).

Segundo Wichmeier e Smith (1978), o comprimento do declive apresenta influência desprezível, em termos anuais, para a geração de escoamento superficial. O mesmo não pode ser dito para a declividade, sobre a qual o escoamento superficial possui influência direta. Por outro lado, ambas as variáveis respondem com grande influência para a perda de solo.

No modelo SWAT, o fator topográfico é estimado diretamente pelo MDE, utilizado como dado de entrada para a simulação. O modelo SWAT aplica a EUPSM, identificando o valor do fator LS_{EUPS} para cada URH.

Práticas conservacionistas (P_{EUPS})

O fator de práticas conservacionistas representa a relação da perda de solo para uma cultura específica, utilizando determinada prática de conservação do solo, como a plantação “morro abaixo” (no sentido do declive) (Wichmeier e Smith, 1978). De acordo com Neitsch *et al.* (2011), as práticas de conservação incluem o contorno da lavoura, o plantio por faixas no entorno (em curvas de nível) e sistemas de terraço. Tais práticas mudam o padrão, grau e direção do fluxo, reduzindo a quantidade e taxa de erosão do solo.

Desta forma, áreas que não apresentem tais práticas conservacionistas, proporcionam a erosão sem obstáculos, e o fator tem valor igual a 1 (Carvalho Neto, 2011), inclusive áreas com vegetação natural, conforme afirma Araújo (2003).

Fator de fragmentação esparsa ($CFRG$)

Este fator considera os afloramentos de rocha na área, através da seguinte equação:

$$CFRG = \exp(-0,053 \cdot rochas) \quad (3.37)$$

Em que o termo *rochas* representa a fração da área de afloramento rochoso.

f) Cobertura do solo e crescimento vegetal

As condições da cobertura vegetal e de resíduos das culturas são importantes para a estimativa do desprendimento e transporte de partículas no solo (Lelis, 2011).

O modelo SWAT simula o crescimento das plantas através de uma versão simplificada do modelo EPIC, onde o desenvolvimento das plantas se dá em função de unidades de calor, assumindo que cada espécie possui uma temperatura de base, abaixo da qual não se desenvolve; uma temperatura ótima; e uma temperatura máxima, que, quando alcançada, também faz cessar o crescimento. Um valor de unidades de calor é estipulado para que a planta alcance a maturidade. A maturidade será atingida quando a soma das diferenças entre

as temperaturas médias diárias e a temperatura de base da planta alcançar o valor de unidade de calor estabelecido (Carvalho Neto, 2011).

O referido modelo também é capaz de diferenciar as plantas anuais e perenes. As plantas anuais crescem a partir do momento do plantio até a sua colheita, ou até que as unidades de aquecimento acumuladas se igualem às unidades de aquecimento potencial da planta. As plantas perenes mantêm seus sistemas de raízes no decorrer do ano, tornando-se dormentes nos meses de inverno e retornando o crescimento quando a média diária da temperatura do ar excede o mínimo ou base da temperatura necessária (Neitsch *et al.*, 2011).

Ainda de acordo com Neitsch *et al.* (2011), o modelo de crescimento das plantas é utilizado para avaliar a retirada da água e dos nutrientes das zonas das raízes, transpiração e produção/resultado da biomassa.

3.2.1.2. Fase de água ou de propagação

Nesta fase são realizados os cálculos do movimento da água e os elementos nela presentes.

a) Propagação da vazão líquida no canal

A propagação da vazão líquida no canal foi modelada a partir da utilização do método de armazenamento variável, desenvolvido por Williams (1969) e utilizado nos modelos de *Problem-oriented computer language for hydrologic modeling* (HYMO) (Williams e Hann, 1973) e ROTO. Este método considera o canal de seção trapezoidal e sua vazão e velocidade calculadas através da equação de *Manning*, sendo o tempo de propagação calculado pela divisão do comprimento do curso d'água pela velocidade.

Nesse método o cálculo da propagação da vazão líquida é dado para um segmento do canal por um determinado intervalo de tempo, considerando a equação da continuidade, de modo que se torna possível encontrar o volume armazenado no trecho:

$$\Delta_{arm} = V_{in} - V_{out} \quad (3.38)$$

onde Δ_{arm} é o volume armazenado no trecho (m^3); V_{in} e V_{out} são os volumes de entrada e saída no segmento, respectivamente (m^3).

Assim, utilizando o “tempo de viagem” e o coeficiente de armazenamento, encontra-se o volume de água que sai do trecho em um determinado intervalo de tempo, conforme as equações a seguir:

$$V_{out,2} = SC(V_{in} + V_{arm,1}) \quad (3.39)$$

em que $V_{out,2}$ é o volume que sai do trecho no fim do intervalo de tempo (m^3); SC é o coeficiente de armazenamento; V_{in} é o volume de água que entra no início do intervalo de tempo (m^3); e $V_{arm,1}$ é o volume armazenado no início do intervalo de tempo (m^3).

O coeficiente de armazenamento (SC) é dado por:

$$SC = \left(\frac{2 \cdot \Delta T}{2 \cdot TT + \Delta T} \right) \quad (3.40)$$

O intervalo de tempo é dado por ΔT , e a variável TT (s) significa o “tempo de viagem” encontrado através da divisão entre o volume armazenado e o fluxo de saída. Essa variável parte do princípio de que a relação que se estabelece é constante, assim:

$$TT = \frac{V_{arm}}{q_{out}} = \frac{V_{arm,1}}{q_{out,1}} = \frac{V_{arm,2}}{q_{out,2}} \quad (3.41)$$

sendo V_{arm} , $V_{arm,1}$ e $V_{arm,2}$ os volumes armazenado no tempo (m^3); q_{out} , q_{out1} e q_{out2} são as vazões de saída no tempo (m^3/s)

O volume de entrada no segmento é conhecido através dos cálculos anteriores, e o volume de saída o é no início do intervalo de tempo. O fluxo no canal é submetido a perdas por transmissão e evaporação.

b) Propagação da vazão sólida no canal

O transporte de sedimentos no canal é encarado como função dos processos de degradação e deposição, operando simultaneamente no curso d'água. Tais processos são estimados pelo modelo utilizando uma adaptação do método de potência do fluxo proposto por Bagnold (1977). De início, a quantidade máxima que pode ser transportada pelo fluxo em determinado trecho é dada por:

$$conc_{sed,mx} = c_{sp} \cdot v_{pc}^{spexp} \quad (3.42)$$

em que $conc_{sed,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água (ton/m ou kg/L); v_{pc} é a velocidade de pico (m/s); e c_{sp} e $spexp$ são coeficientes de ajuste.

O coeficiente linear pode variar entre 0,0001 e 0,01, enquanto o expoente pode assumir valores entre 1 e 2.

A concentração máxima de sedimentos é comparada com a concentração de sedimentos existente no início de cada intervalo de tempo. No caso da concentração no início do intervalo de tempo ser superior à máxima, tem-se o processo de deposição predominando e estimado por:

$$sed_{dep} = (conc_{sed,0} - conc_{sed,mx}) \cdot v_{pc} \quad (3.43)$$

A quantidade de sedimentos depositada é dada pela variável sed_{dep} (t), enquanto a concentração no início do intervalo de tempo é dada por $conc_{sed,0}$ (kg/L ou t/m³).

No caso da concentração atual ser inferior à máxima possível, a erosão é o processo que domina, sendo estimada por:

$$sed_{ero} = (conc_{sed,mx} - conc_{sed,0}) \cdot v_{pc} \cdot K_{ca} \cdot C_{ca} \quad (3.44)$$

onde sed_{ero} é a quantidade de sedimentos que é erodida (t); K_{ca} é o fator de erodibilidade do canal (cm/hr-1Pa-1); e C_{ca} é o fator de cobertura do canal.

O fator de erodibilidade do canal segue a mesma premissa do fator referente ao solo, sendo comumente inferior em uma ordem de magnitude deste último, enquanto o fator de cobertura do canal busca estimar a proteção do leito devido à existência de vegetação.

Uma vez calculadas a quantidade de sedimentos que deposita e erode, tem-se a estimativa final das partículas existentes no trecho sed_{at} (ton), através de:

$$sed_{at} = sed_{sed,0} - sed_{dep} + sed_{ero} \quad (3.45)$$

Por fim, a quantidade de sedimento que sai do trecho do canal é estimada com uso da seguinte equação:

$$sed_{out} = sed_{at} \cdot \frac{V_{out}}{V_{ca}} \quad (3.46)$$

em que sed_{out} indica a concentração de sedimentos que sai do trecho (t), V_{out} trata do volume que sai no intervalo de tempo (m^3) e V_{ca} diz respeito ao volume de água no trecho (m^3).

3.2.2. ArcSWAT

O modelo SWAT se integra ao SIG por meio de uma extensão, denominada ArcSWAT, desenvolvida para o *software* de SIG ArcGIS® da *Environmental Systems Research Institute* (ESRI). A interface do ArcSWAT é responsável pelo pré e pós processamento de dados para a execução do modelo hidrológico SWAT e utiliza para isso diversas ferramentas nativas do ArcGIS®.

Entre os dados de entrada, a interface é capaz de armazenar dados geoespaciais, numéricos e de texto (Olivera *et al.*, 2006). Dados geoespaciais referem-se aos arquivos do modelo digital de elevação (MDE), uso e ocupação do solo e tipos de solos, enquanto os dados numéricos e de texto caracterizam os dados espaciais, climáticos e hidrológicos (Carvalho Neto, 2011).

O ArcSWAT permite, entre outras coisas, a discretização da bacia em sub-bacias e a extração dos parâmetros do modelo a partir de informações de classe de solo, declividade, uso e cobertura do solo (Winchell *et al.*, 2010; Aragão *et al.* 2013). O modelo utiliza, ainda, dados climatológicos diários, como precipitação, temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento, dentre outros. Os processos físicos são modelados diretamente pelo SWAT através dos dados de entrada.

A interface ArcSWAT pode ser obtida por meio do seguinte endereço: <http://swat.tamu.edu/software/arcswat/>. Neste estudo foi utilizada a interface ArcSWAT (versão ArcSWAT 2012.10_1.15 de 20/06/2014).

3.2.3. SWAT-CUP

Modelos hidrossedimentológicos como o SWAT, que possui uma grande quantidade de processos integrados e, conseqüentemente, uma grande quantidade de parâmetros que influenciam na resposta do modelo, necessitam de uma automação em sua calibração para que um melhor ajuste seja obtido, pois as possibilidades de combinações entre os parâmetros são

inúmeras e podem demandar uma enorme quantidade de tempo para que seja obtido um ajuste satisfatório, caso a calibração seja realizada de forma manual.

A calibração automática de um modelo exige que seus parâmetros sejam sistematicamente alterados, que o modelo seja executado, e que os arquivos de saída sejam comparados com os valores observados correspondentes. A principal função de uma interface é fornecer essa ligação entre a entrada/saída de um programa de calibração com o modelo (Abbaspour, 2012).

A calibração automática do modelo SWAT pode ser realizada a partir da utilização do *software* de domínio público SWAT-CUP, desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007). O SWAT-CUP possibilita a realização da análise de sensibilidade, calibração e verificação dos parâmetros do modelo SWAT, a partir de cinco diferentes algoritmos: SUFI-2 (Abbaspour, 2004; 2007), PSO (Abbaspour, 2012), GLUE (Beven e Binley, 1992), ParaSol (van Griensven *et al.*, 2006) e MCMC (Kuczera e Parent, 1998; Marshall *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2007).

Os estudos de Yan *et al.* (2008), Schuol *et al.* (2008) e Faramarzi *et al.* (2009) comparam os diferentes algoritmos de auto calibração utilizados pelo SWAT.

O algoritmo SUFI-2, que tem sido o mais utilizado para a calibração automática do modelo SWAT, é descrito de forma simplificada no item a seguir, com base em Abbaspour (2012) e Ferrigo (2014). A descrição do algoritmo SUFI-2 na íntegra pode ser consultada em Abbaspour (2012).

3.2.3.1. SUFI-2

No SUFI-2 levam-se em conta, para a análise de incerteza, todas as suas fontes, como a incerteza nas variáveis de entrada, o conceitual do modelo e as incertezas nos parâmetros e nos dados medidos. O grau para o qual todas as incertezas são contabilizadas é quantificado por uma medida referida como o fator-P, que é a percentagem dos dados medidos delimitados pela incerteza de predição de 95% (95PPU). Outra medida que busca quantificar a eficácia de uma análise de calibração e incerteza é o fator-R, que é a espessura média da banda 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados medidos.

O SUFI-2 tenta lidar com uma banda menor possível de incerteza. O conceito subjacente à análise de incerteza do algoritmo SUFI-2 está representada graficamente na Figura 3.7.

É possível observar que um valor de parâmetro único (mostrado por um ponto) leva a uma resposta de um modelo único (Figura 3.5a), enquanto a propagação da incerteza em um

parâmetro (mostrado por uma linha) conduz aos 95PPU ilustrados pela região sombreada na Figura 3.5b. À medida que aumenta a incerteza dos parâmetros, a incerteza de saída também aumenta (não necessariamente de forma linear) (Figura 3.5c).

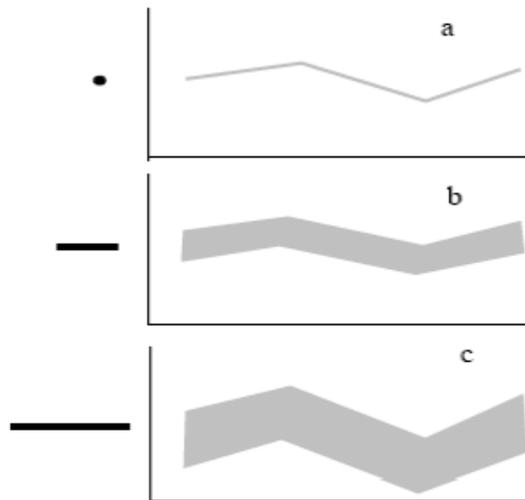


Figura 3.7 – Ilustração conceitual da relação entre as incertezas dos parâmetros e a incerteza na simulação (Fonte: Abbaspour *et al.*, 2007).

Desta forma, o SUFI2 começa assumindo uma grande faixa de incerteza para os parâmetros (dentro de uma faixa fisicamente significativa), de modo que os dados medidos inicialmente se enquadram no 95PPU. Em seguida, essa incerteza é reduzida com base no monitoramento dos fatores P e R. A cada passo, as faixas de parâmetros anteriores são atualizadas através do cálculo da matriz de sensibilidade, seguido pelo cálculo da matriz de covariância, de 95% de confiança dos intervalos dos parâmetros, e a matriz de correlação (mais detalhes em Abbaspour *et al.*, 2004; 2007). Os parâmetros são depois atualizados de tal modo que as novas faixas de valores são sempre menores do que as faixas anteriores, e estão centradas em torno da melhor simulação.

As confiabilidades do ajuste e do grau de eficiência do modelo calibrado para as incertezas são avaliadas pelo fator-P e fator-R. Teoricamente, o valor para o fator-P varia entre 0 e 100%, enquanto o fator-R varia entre 0 e infinito. O fator-P de 1 e o fator-R de 0 indicam uma simulação que corresponde exatamente aos dados medidos. A distância desses números pode ser utilizada para avaliar a eficácia da calibração. Por isso, muitas vezes um equilíbrio entre os dois valores deve ser atingido. Quando os valores aceitáveis de fator-R e fator-P são alcançados, as incertezas dos parâmetros são os intervalos gerados.

Além disso, a eficácia da modelagem pode ser quantificada pelos coeficientes de determinação R^2 e/ou NSE, dentre outras funções objetivos disponibilizadas pelo SWAT-CUP.

Para a utilização do SUFI2, algumas definições básicas, por parte do usuário, são necessárias, como: (a) escolha dos parâmetros que serão otimizados; (b) o estabelecimento de faixas mínimas e máximas fisicamente significativas para os parâmetros selecionados, assim como a relação matemática que deve ser adotada para a variação dos valores dos parâmetros; (c) o número de iterações que devem ser realizadas; (d) a variável ou as variáveis a serem verificadas (vazão observada, por exemplo), incluindo a série histórica a ser considerada; (e) a função objetivo a ser utilizada como referência (como por exemplo, NSE).

Durante a execução do SWAT-CUP, a amostragem *Latin Hypercube* (McKay *et al.*, 1979) é realizada, levando a n combinações de parâmetros, em que n é o número de simulações desejadas. Este número deve ser relativamente grande (cerca de 500 a 1000). O programa é executado n vezes e as variáveis de saída simuladas, de interesse correspondente às observadas, são guardadas.

A sensibilidade dos parâmetros é computada por meio do cálculo de um sistema de regressão múltipla, que regressa os parâmetros gerados pelo hipercubo latino versus os valores da função objetivo selecionada pelo usuário.

Um *t-test* é então usado para identificar a significância relativa de cada parâmetro e a sensibilidade é estimada pelas mudanças médias na função objetivo, resultante das alterações em cada parâmetro, enquanto todos os outros parâmetros também são alterados. Essa sensibilidade relativa determinada é baseada numa aproximação linear e, conseqüentemente, fornece somente informações parciais sobre a sensibilidade dos parâmetros do modelo na função objetivo (Abbaspour *et al.*, 2007).

O SWAT CUP apresenta dois resultados em relação à análise de sensibilidade global: (1) o *t-stat*, que fornece a medida da sensibilidade, considerando que quanto maior for o seu valor, mais sensível será o parâmetro; e (2) o *p-value*, que determina a significância da sensibilidade, sendo que um valor próximo à zero indica maior significância.

A plotagem e a análise dos resultados das simulações dão uma visão geral sobre os efeitos das mudanças dos parâmetros na função objetivo e em relação a variável observada.

3.3. ETAPAS DE EXECUÇÃO

Neste item serão apresentadas as etapas de execução do processo de modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá pelo modelo SWAT.

A Figura 3.8 apresenta um fluxograma das etapas de execução do modelo SWAT.

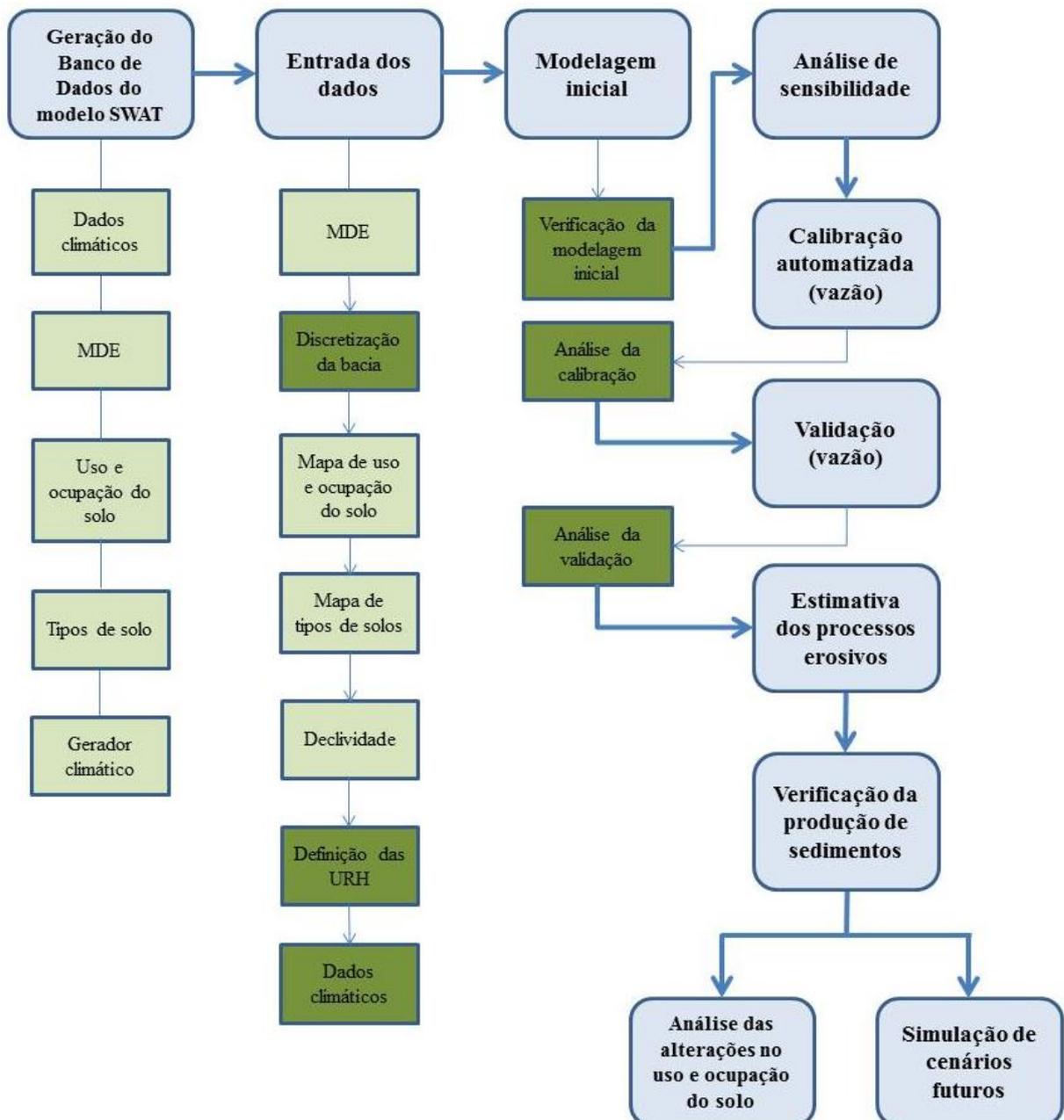


Figura 3.8 – Fluxograma das etapas de execução do modelo SWAT.

3.3.1. Geração do Banco de Dados do modelo SWAT

O modelo SWAT requer necessariamente três diferentes arquivos geoespaciais: modelo digital de elevação, mapa de tipo de solo e mapa de uso e ocupação do solo. Dados tabulares referentes às condições climáticas também são requisitos básicos para a simulação de uma determinada bacia através do modelo. É através da interface ArcSWAT que os dados geoespaciais são convertidos em informações para a execução do modelo (Carvalho Neto, 2011).

Em virtude da necessidade de uma grande quantidade de informações geoespaciais e dados tabulares, uma das etapas do trabalho é a aquisição e organização dos dados de entrada necessários para suprir o modelo de acordo com a realidade da bacia analisada, e dessa forma estabelecer parâmetros adequados para a utilização do modelo, para que a modelagem possa ser realizada de forma consistente (Castro, 2013).

Na sequência serão apresentados os dados de entrada utilizados para realizar a modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá no modelo SWAT.

3.3.1.1. Dados climáticos e de vazão

Para a modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá, pelo modelo SWAT, foram utilizados dados observados de precipitação de seis postos pluviométricos, uma estação fluviométrica e uma climatológica. A Figura 3.9 apresenta a espacialização das estações utilizadas no estudo.

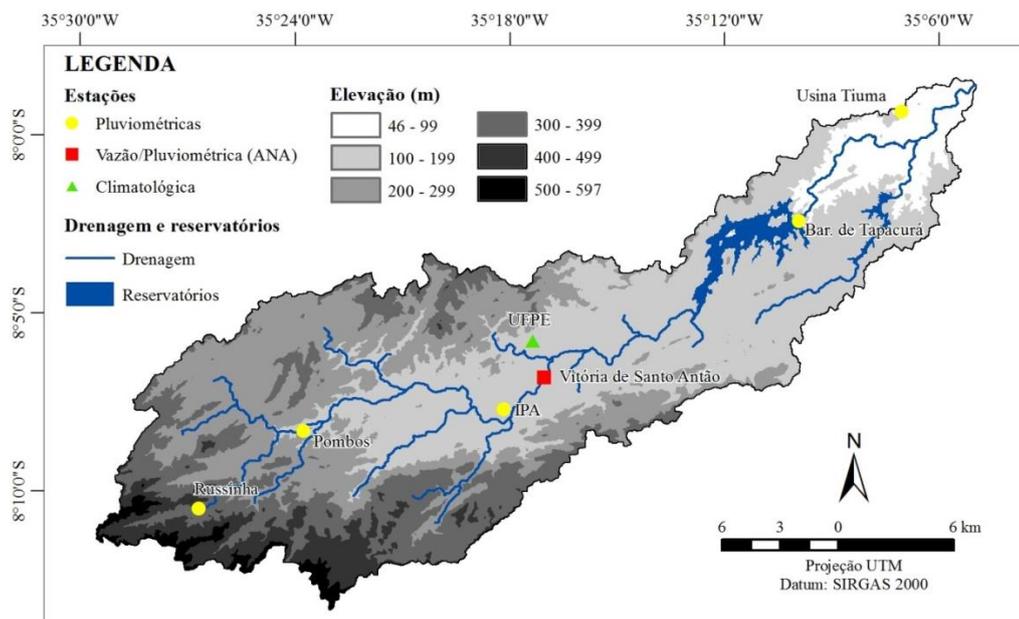


Figura 3.9 – Localização das estações na Bacia do Rio Tapacurá.

Os dados de precipitação e demais variáveis climáticas foram utilizados como dados de entrada do modelo SWAT. Já os dados de vazão da estação fluviométrica, foram utilizados para o processo de calibração e validação do modelo para a Bacia do Rio Tapacurá.

O posto fluviométrico utilizado como referência para a calibração e validação do modelo, está localizado na parte central da bacia, no Rio Tapacurá, sob ponte na BR-232, na porção central da cidade de Vitória de Santo Antão, a montante da Barragem de Tapacurá (Figura 3.9). O referido posto é de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA) e operado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

A estação fluviométrica de Vitória de Santo Antão possui dados observados de vazão do período de abril (com falhas nesse mês) de 1967 a fevereiro de 1975; de janeiro de 1984 a dezembro de 1994, com muitas falhas nesse período; e de janeiro de 1995 a dezembro de 2012, com apenas 30 dias de falhas durante todo esse período. Desta forma, para este estudo, foram selecionados dois períodos de dados observados de vazão: (a) de maio de 1967 a dezembro de 1974; (b) de janeiro de 1995 a dezembro de 2012.

Para a seleção dos postos pluviométricos foram considerados dois critérios: (a) séries históricas que contemplassem o mesmo período dos dados fluviométricos; (b) menor número de falhas em sua série. Com base nesses critérios, foram selecionados três postos pluviométricos da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e três da ANA.

A estação climatológica utilizada para aquisição dos parâmetros climáticos, necessários para a execução do modelo SWAT, foi a estação climatológica da UFPE, localizada no campus do Instituto Federal de Pernambuco (IFPE) de Vitória de Santo Antão. Os dados climáticos da estação da UFPE foram utilizados para alimentar o gerador climático (WXGEN) do modelo SWAT.

A Tabela 3.3 apresenta as informações de cada estação utilizada, e a Tabela 3.4 exibe a descrição dos períodos de dados utilizados, assim como as falhas das estações utilizadas no estudo.

Como se pode observar na Tabela 3.4, foram utilizados dois períodos distintos de dados para as estações pluviométricas e fluviométrica, um de 1964 – 1974 e outro de 1992 – 2012. Pela indisponibilidade de dados de algumas estações pluviométricas para os dois períodos de dados, apenas as estações de Vitória de Santo Antão e IPA foram utilizadas nos dois períodos. No primeiro período (1964 – 1974), além das duas estações já citadas, foram utilizados também dados das estações de Russina e Usina Tiuna. No segundo período (1992 – 2012), além das de Vitória de Santo Antão e IPA, foram utilizadas as da Barragem de Tapacurá e Pombos.

Tabela 3.3 – Descrição das estações utilizadas

Código	Nome	Tipo	Responsável	Latitude	Longitude
39170000	Vitória de Santo Antão	Fluviométrica	ANA	-8,1136	-35,2839
835068	Vitória de Santo Antão	Pluviométrica	ANA	-8,1136	-35,2839
835045	Russinha	Pluviométrica	ANA	-8,1750	-35,4450
735084	Usina Tiuma	Pluviométrica	ANA	-7,9890	-35,1170
267	Barragem de Tapacurá	Pluviométrica	APAC	-8,0403	-35,1653
127	Pombos	Pluviométrica	APAC	-8,1386	-35,3961
26	IPA	Pluviométrica	APAC	-8,1283	-35,3028
-	UFPE	Climatológica	UFPE	-8,0966	-35,2892

Tabela 3.4 – Descrição dos períodos de dados utilizados e falhas das estações

Código	Nome	Tipo	Série histórica	Nº de falhas (dias)**	% de falhas
39170000	Vitória de Santo Antão	Fluviométrica	1967* – 1974 1995 – 2012	30	0,38
835068	Vitória de Santo Antão	Pluviométrica	1964 – 1974 1992 – 2012	155	1,65
835045	Russinha	Pluviométrica	1964 – 1974	215	7,67
735084	Usina Tiuma	Pluviométrica	1964 – 1974	214	7,64
267	Barragem de Tapacurá	Pluviométrica	1992 – 2012	282	4,27
127	Pombos	Pluviométrica	1992 – 2012	598	9,05
26	IPA	Pluviométrica	1964 – 1974 1992 – 2012	35	0,37
-	UFPE	Climatológica	2004 – 2009	82	3,74

* Iniciou em maio de 1967. As demais séries históricas, de todas as estações, iniciaram em janeiro e terminaram em dezembro dos seus respectivos anos.

** Relacionado apenas ao período correspondente a série histórica do posto pluviométrico (1967 – 1974 / 1995 – 2012). Os três anos que antecedem cada período histórico (1964 – 1966 / 1992 – 1994) foram desconsiderados nesta contagem, pois serviram apenas para o período de aquecimento do modelo.

As estações pluviométricas selecionadas apresentam uma boa espacialização na bacia, conforme pode ser observado na Figura 3.9, e uma pequena porcentagem de falhas, atingindo o índice máximo de 9,05% na estação de Pombos (Tabela 3.5). O preenchimento de falhas dos dados pluviométricos foi realizado pelo gerador climático do modelo SWAT (WXGEN), que será apresentado no item 3.3.1.5.

A Figura 3.10 apresenta a pluviometria anual registrada nos postos pluviométricos da Bacia do Rio Tapacurá e a Tabela 3.5 apresenta as médias anuais, máximas, mínimas e o desvio padrão.

De acordo com a Figura 3.10 e os dados da Tabela 3.5, observa-se que, nos dois períodos de dados, as estações que se localizam na porção mais a oeste da bacia (Russinha e Pombos) recebem um quantitativo de chuva menor, quando comparados com as demais estações localizadas na porção leste.

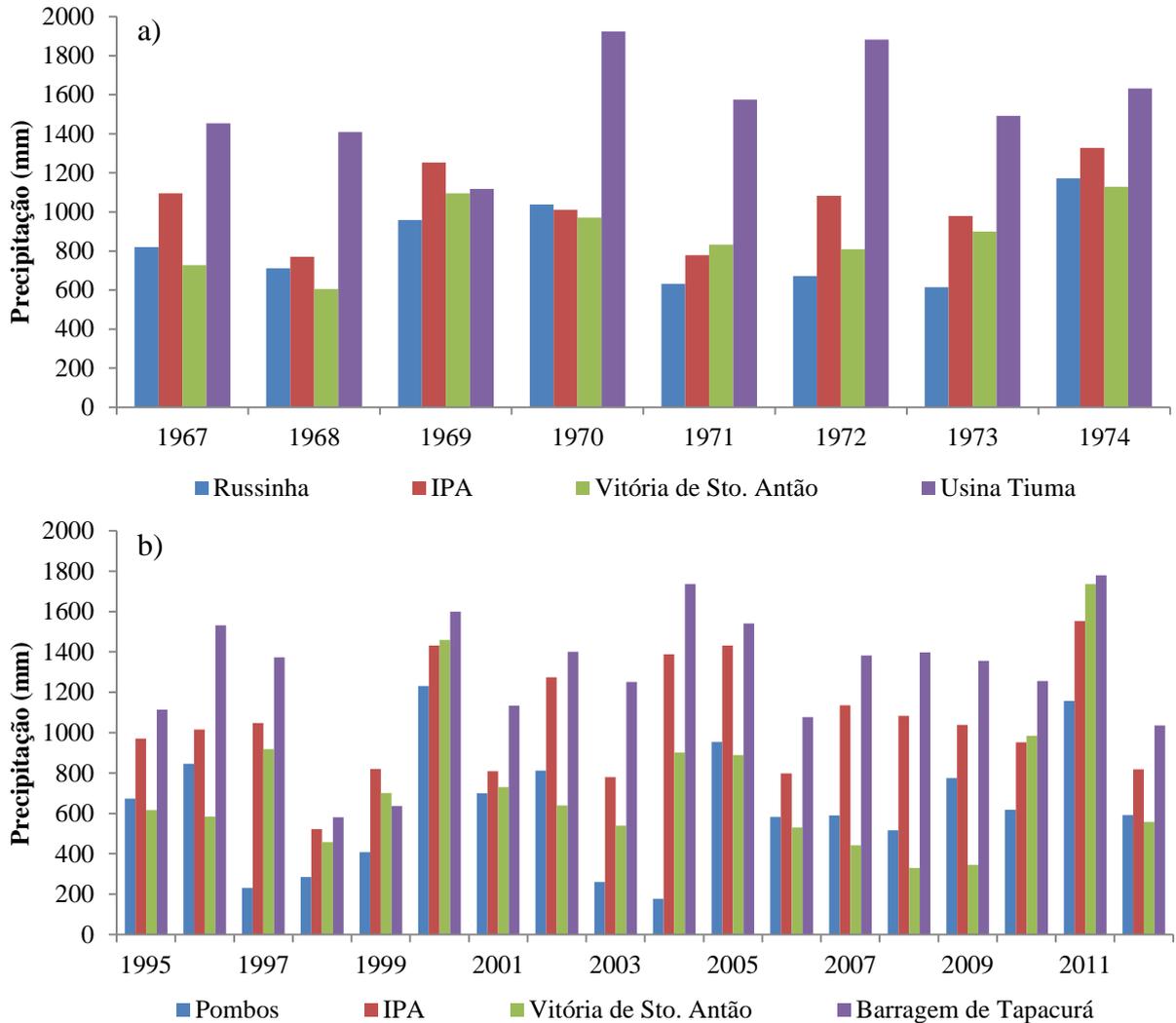


Figura 3.10 – Pluviometria anual registrada na Bacia do Rio Tapacurá: (a) 1967–1974 e (b) 1995–2012.

Tabela 3.5 – Precipitação (mm) média anual, máxima, mínima e desvio padrão das estações pluviométricas utilizadas no estudo

Precipitação	1967–1974				1995–2012			
	Russinha	IPA	Vitória de Sto. Antão	Usina Tiuma	Pombos	IPA	Vitória de Sto. Antão	Bar. de Tapacurá
Média	836	1.032	886	1.581	634	1.048	742	1.288
Máxima	1.185	1.321	1.132	1.948	1.231	1.553	1.736	1.780
Mínima	621	766	606	1.132	177	522	330	325
Desvio Padrão	210	199	179	264	301	278	369	325

As estações que apresentaram, nos dois períodos de análise, um maior índice pluviométrico foram às estações localizadas na porção leste da bacia (Usina Tiuma e Barragem de Tapacurá). As estações do IPA e de Vitória de Santo Antão, que se localizam na porção mais central da bacia, apresentaram um índice pluviométrico superior às estações da

porção oeste e inferior às da porção leste. A estação do IPA registrou índices pluviométricos superiores a estação de Vitória de Santo Antão.

3.3.1.2. Modelo digital de elevação

A delimitação automatizada da Bacia do Rio Tapacurá foi realizada pelo ArcSWAT, a partir da utilização de um MDE da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), liderada pela Agência Nacional de Inteligência Geoespacial e pela NASA dos Estados Unidos da América, no ano de 2000. O MDE utilizado possui resolução espacial de 30 m (nativo) e é disponibilizado pelo *United States Geological Survey* (USGS) no seguinte endereço: <http://earthexplorer.usgs.gov/>.

No processo de delimitação automatizado, o ArcSWAT divide a bacia em sub-bacias de acordo com o relevo e a rede de drenagem gerada. Além da delimitação automatizada da bacia, o MDE é utilizado para o cálculo de parâmetros como área, declividade média e elevação (média, máxima e mínima) para cada sub-bacia.

Antes da sua utilização pelo ArcSWAT, o MDE passou por um processamento digital, em ambiente SIG, para preenchimento de falhas inerentes ao processo de aquisição dos dados obtidos por sensoriamento remoto.

A Figura 3.11 apresenta o recorte do MDE utilizado para delimitação da Bacia do Rio Tapacurá.

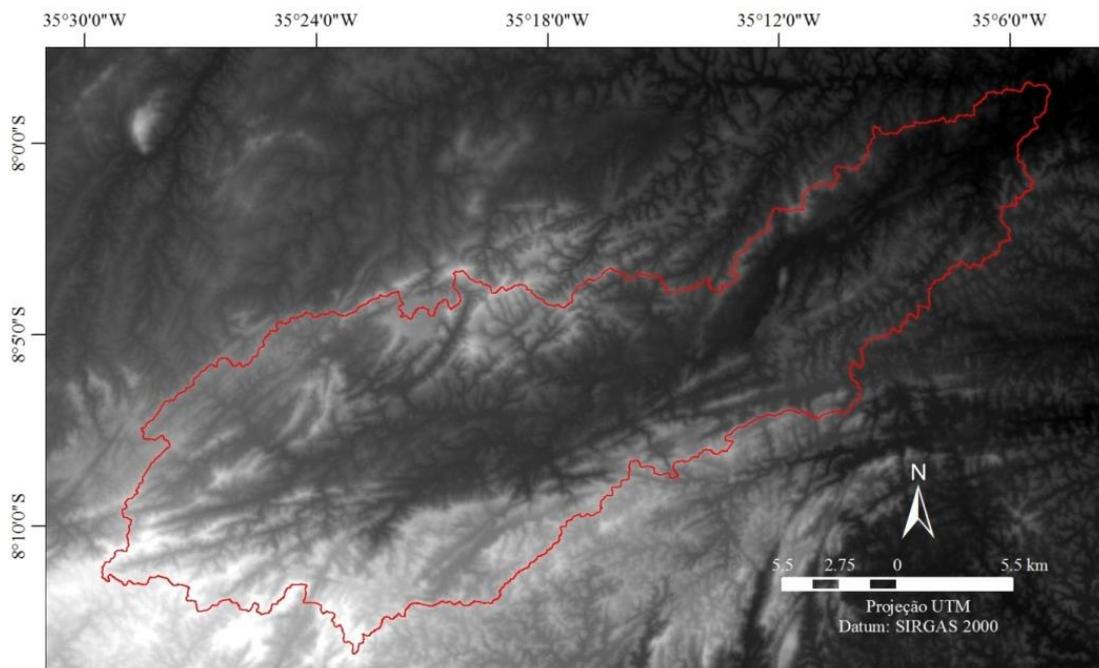


Figura 3.11 – MDE utilizado para delimitação automatizada da Bacia do Rio Tapacurá. Fonte: USGS, 2015.

3.3.1.3. Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo utilizado neste estudo (para representar o cenário de 1995–2012) foi elaborado por Braga (2001), também adotado por Montenegro e Ragab (2012) e Silva *et al.* (2012), produzido a partir de imagens do Satélite SPOT XS com resolução espacial de 20 m e escala de 1:25.000.

Buscando simplificar a modelagem da bacia e, conseqüentemente, facilitar a associação dos usos do solo com o banco de dados do modelo SWAT, o mapa de uso e ocupação do solo, elaborado por Braga (2001) e apresentado na Figura 3.3, foi adaptado. No mapa adaptado, utilizando técnicas de SIG, algumas classes de uso e ocupação do solo semelhantes foram agrupadas e o mapa reclassificado.

No processo de reclassificação do mapa, foram agrupados os seguintes usos: a) pecuária (30,69%), granjas e chácaras (8,01%), por possuírem cobertura do solo predominante de pasto, originando a classe “pecuária”, ocupando 38,70% da área da bacia; b) horticultura (2,72%) e policultura (34,88%), por se tratarem de cultivos agrícolas, originaram a classe “policultura”, ocupando 37,60% da área da bacia; c) caatinga (1,09%), capoeira (1,21%), mata (2,93%) e reposição florestal (1,14%), por se tratarem de cobertura florestal, geraram a classe “mata”, ocupando 6,36% da área da bacia.

Após o processo de reclassificação, os usos do solo existentes na bacia foram associados aos usos do solo correspondentes existentes no banco de dados do modelo SWAT.

A Tabela 3.6 apresenta o uso e ocupação do solo, sua distribuição na bacia e sua associação com o banco de dados do modelo SWAT, e a Figura 3.12 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo reclassificado.

Tabela 3.6 – Uso e ocupação do solo existente na bacia e sua associação com o SWAT

Uso e ocupação do solo	Usos do solo no SWAT	Área (km ²)	Área (%)
Água	<i>Water</i>	10,51	2,23
Área Urbana	<i>Residential</i>	11,26	2,39
Cana-de-açúcar	<i>Sugarcane</i>	59,81	12,71
Mata	<i>Forest-Mixed</i>	29,96	6,36
Pecuária	<i>Pasture</i>	182,19	38,70
Policultura*	<i>Agricultural Land - Generic</i>	177,02	37,60

* Policultura compreende produções de horticulturas e policulturas, cultivadas na maioria dos casos em pequenas propriedades agrícolas.

Os valores padrões do fator C_{EUPS} , existentes no banco de dados do modelo SWAT, foram alterados para os valores de C_{EUPS} recomendados por Silva (2004), Farinasso *et al.*

(2006), Weill e Sparovek (2008), Serio *et al.* (2008), Silva *et al.* (2012) e Aragão *et al.* (2013). Os valores de C_{EUPS} adotados nesse estudo são apresentados na Tabela 3.7.

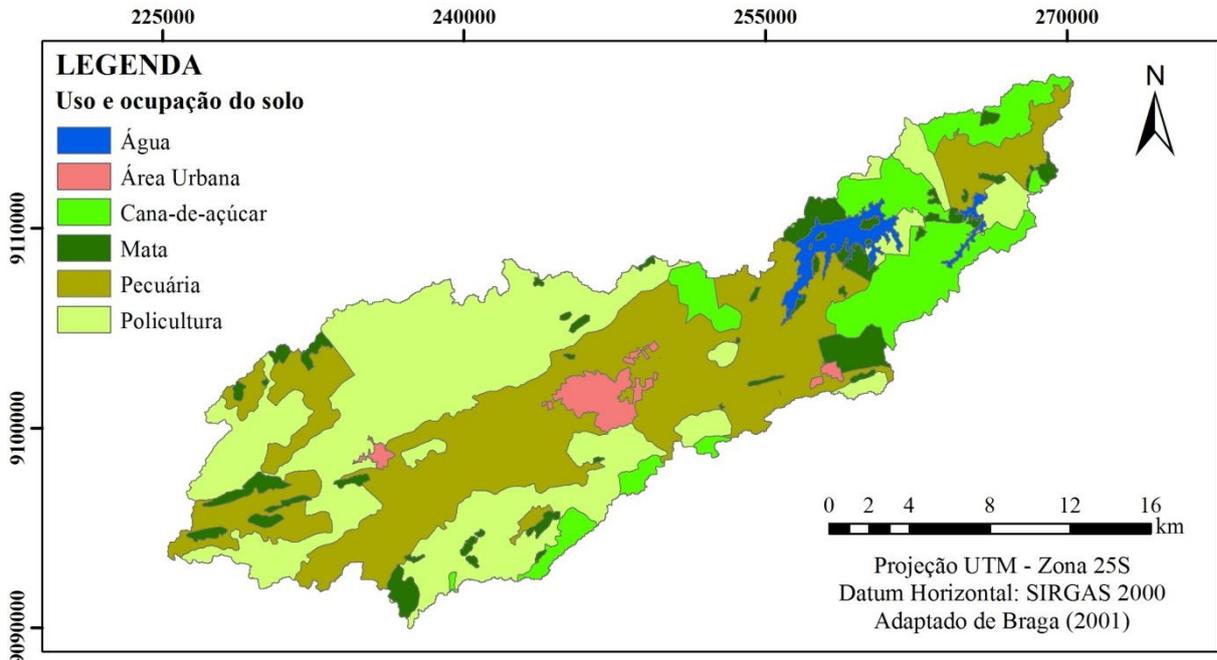


Figura 3.12 – Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá reclassificado.

Tabela 3.7 – Valores do fator C_{EUPS} para a Bacia do Rio Tapacurá

Uso e ocupação do solo	Área (km ²)	Área (%)	Valores do fator C_{EUPS}
Água	10,51	2,23	0,0000 ⁽¹⁾
Área Urbana	11,26	2,39	0,0010 ⁽¹⁾
Cana-de-açúcar	59,81	12,71	0,3066 ⁽²⁾
Mata	29,96	6,36	0,0010 ⁽²⁾
Pecuária	177,02	37,60	0,0250 ⁽³⁾
Policultura	182,19	38,70	0,1800 ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Valores adotados por Farinasso *et al.* (2006) e Silva *et al.* (2012); ⁽²⁾ Valores adotados por Weill e Sparovek (2008) e Aragão *et al.* (2013); ⁽³⁾ Valor recomendado por Silva (2004) e Farinasso *et al.* (2006); ⁽⁴⁾ Valores adotados por Silva (2004) e Serio *et al.* (2008).

Em relação ao fator P_{EUPS} , devido à falta de informações sobre a existência de práticas conservacionistas na área de estudo, foi adotado o valor de 1 para toda área de estudo, conforme também adotado por Araújo (2003), Silva *et al.* (2012) e Aragão *et al.* (2013).

3.3.1.4. Parâmetros de solo

Para a modelagem de uma bacia, o modelo SWAT necessita de um mapa com o tipo de solos para ser relacionado às características físico-hídricas de cada classe de solo. O mapa de tipos de solo (Figura 3.2) utilizado neste estudo foi produzido pela Embrapa (1999) em uma escala de 1:100.000.

As informações das características físico-hídricas de cada classe de solos, necessárias para a modelagem de uma bacia pelo modelo SWAT, são os grupos de saturação (*HYDGRP*); profundidade da camada (*SOL_Z*); percentagem de argila (*SOL_CLAY*), silte (*SOL_SILT*), areia (*SOL_SAND*), cascalho (*SOL_ROCK*) e carbono orgânico (*SOL_CBN*); profundidade da raiz (*SOL_ZMX*); densidade aparente (*SOL_BD*); água disponível no solo (*SOL_AWC*); condutividade hidráulica saturada (*SOL_K*); erodibilidade (*USLE_K*), albedo (*SOL_ALB*).

O modelo SWAT possui em seu banco de dados uma grade quantidade de informações dos solos dos Estados Unidos, necessitando desta forma, para aplicações no Brasil, da inserção de informações dos solos da região de análise.

As informações sobre os solos da Bacia do Rio Tapacurá, inseridas no modelo SWAT e utilizadas nesta pesquisa, serão apresentadas a seguir.

a) Grupo Hidrológico

Com base na Classificação Hidrológica dos Solos Brasileiros, proposta por Sartori *et al.* (2005) (apresentada no item 3.2.1.1), também adotada por Lelis (2011), Castro (2013) e Fernandes (2015), os solos da Bacia do Rio Tapacurá foram enquadrados nos grupos apresentados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Classificação hidrológica dos solos existentes na Bacia do Rio Tapacurá

Tipos de solos	Área (km ²)	Área (%)	Grupo Hidrológico
Argissolos	323,85	68,64	C
Gleissolos	44,06	9,34	D
Latossolos	3,74	0,79	A
Luvissolos Crômicos	6,29	1,33	D
Neossolos Flúvicos	20,46	4,34	C
Neossolos Litólicos	43,04	9,12	D
Neossolos Regolíticos	5,1	1,06	C
Planossolos	25,38	5,38	D

O grupo hidrológico dos solos, juntamente com o uso do solo, irá resultar no valor do CN para a estimativa do escoamento superficial pelo modelo SWAT. Conforme os tipos de uso dos solos da Bacia do Rio Tapacurá e os valores recomendados pelo SCS (1972) e Neitsch *et al.* (2011), foram adotados os seguintes valores de CN (Tabela 3.9):

Tabela 3.9 – Valores de CN para os diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia do Rio Tapacurá

Uso e ocupação do solo	Grupo Hidrológico			
	A	B	C	D
Água	92	92	92	92
Área Urbana	77	85	90	92
Cana-de-açúcar	67	77	83	87
Mata	36	60	73	79
Pecuária	49	69	79	84
Policultura	67	77	83	87

b) Características granulométricas

Os dados de solos referentes à profundidade de cada camada (*SOL_Z*), teor de carbono (*SOL_CBN*), areia (*SOL_SAND*), argila (*SOL_CLAY*), silte (*SOL_SILT*) e cascalho (*SOL_ROCK*) foram obtidos a partir do Levantamento Exploratório – Reconhecimento de Solos do Estado de Pernambuco – Volume II (Ministério da Agricultura, 1972), disponibilizado pela Embrapa Solos por meio do portal na internet: Sistema de Informação de Solos Brasileiros (<http://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>).

Foram selecionados para este trabalho os perfis de solo coletados preferencialmente na Bacia do Rio Tapacurá. Na inexistência de coletas de determinados tipos de solo na Bacia do Rio Tapacurá, foram utilizadas informações de perfis coletados em outras bacias do Estado de Pernambuco, como a Bacia do Rio Capibaribe (a Bacia do Rio Tapacurá é uma das sub-bacias do Rio Capibaribe), e, em último caso, a Bacia do Rio Uma; sempre respeitando o mesmo tipo de solo.

A Tabela 3.10 apresenta os tipos de solos da Bacia do Rio Tapacurá e os pontos de coleta dos solos que foram utilizados nesta pesquisa.

Tabela 3.10 – Tipos de solo da Bacia do Rio Tapacurá e localização dos pontos de coleta.

Nova Classificação	Classificação Antiga	Número de campo	Município	Bacia
Argissolos	Podzólicos	161	Vitória de Santo Antão	Rio Tapacurá
		62	Moreno	
		106	Gravatá	
Luvissolos Crômicos	Bruno-não-cálcio	104	Pombos	
Neossolos Litólicos	Solos Litólicos	163	Gravatá	
Neossolos Regolíticos	Regossolos	108	Pesqueira	Rio Capibaribe
Planossolos	Planossolos	152 154	Passira	
Gleissolos	Gleissolos	91	Barreiros	Rio Una
Latossolos	Latossolos	90		
Neossolos Flúvicos	Solos Aluviais	89		

c) Profundidade da raiz e densidade aparente do solo

Assim como nos estudos de Baldissera (2005), Carvalho Neto (2011) e Lelis (2011), a profundidade da raiz adotada nesta pesquisa foi a profundidade da última camada de cada solo, solução que o modelo SWAT encontra caso não haja dados de campo.

Para a densidade aparente do solo (*SOL_BD*), foi atribuído o valor de 1,65 g/cm³, valor também adotado por Carvalho Neto (2011) e Paiva (2012).

d) Condutividade hidráulica saturada

A condutividade hidráulica saturada (*SOL_K*) é um parâmetro altamente variável, fortemente afetado pelas condições do solo, como a compactação, presença de macroporos e raízes de plantas, introduzindo, desta forma, grandes incertezas nas suas estimativas (Machado, 2002; Lelis, 2011).

Os métodos para determinação da condutividade hidráulica em campo requerem semanas de testes e grande quantidade de água, além de pessoal treinado e, dependendo da metodologia utilizada, equipamentos caros. Não sendo possível determiná-la em campo, ela pode ser estimada por tabelas, relações matemáticas ou softwares específicos (Biesbrouck, 2002; Machado, 2002; Baldissera, 2005; Lelis, 2011).

Ainda de acordo com Lelis (2011), em virtude das dificuldades encontradas na determinação desse parâmetro, das incertezas e variabilidade, a análise de sensibilidade e calibração de tal parâmetro acaba se tornando essencial.

Desta forma, neste estudo, foi adotado o valor de 50,4 mm/h para os Argissolos, conforme estudos de Furtunato *et al.* (2008) e Furtunato *et al.* (2013), que aplicaram o método do *Beerkan* para estimativa da condutividade hidráulica saturada em uma sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá. Para os Gleissolos, Latossolos e Neossolos Flúvicos, com base no estudo de Baldissera (2005), foram adotados os valores de 12,5, 90 e 32,5 mm/h, respectivamente. Para os Luvisolos Crômicos e Neossolos Litólicos foi adotado o valor de 4 mm/h, conforme estudo de Carvalho Neto (2011). Para os Neossolos Regolíticos foi adotado o valor de 56,6 mm/h, conforme estudo de Bressiani *et al.* (2015), e para os Planossolos foi adotado o valor de 15,7 mm/h, conforme o estudo de Stefani *et al.* (1990).

e) *Capacidade de água disponível*

A capacidade de água no solo (SOL_AWC) pode ser considerada a quantidade de água disponível para as plantas. Esta é calculada subtraindo o conteúdo de água na capacidade de campo (FC) da capacidade de água no ponto de murcha (WP) (Lelis, 2011), conforme equação 3.1:

$$SOL_AWC = FC - WP \quad (3.47)$$

Na falta desses dados, de acordo com Machado (2002), Moro (2005) e Lelis (2011), pode-se utilizar a equação proposta por Van Den Berg *et al.* (2000):

$$SOL_AWC = 0,064 + 0,19(\text{argila} + \text{silte})^2 - 2,7 \cdot 10^2 \cdot C_{org}^2 \quad (3.48)$$

em que $\text{argila} + \text{silte}$ é o teor de argila e silte na camada do solo (%); e C_{org} é o teor de carbono orgânico em cada camada (kg/kg).

f) *Albedo*

O albedo (SOL_ALB) pode ser entendido como a parcela da radiação solar que é refletida de volta para a atmosfera ao atingir a superfície do solo, considerando a cobertura vegetal. O valor de albedo adotado nesta pesquisa foi o valor médio obtido para a Bacia do Rio Tapacurá por Oliveira *et al.* (2011).

g) *Fator de erodibilidade do solo (EUPS_K)*

Para estimativa do fator de erodibilidade do solo ($EUPS_K$), que expressa a facilidade com que determinado solo erode, foi utilizada a equação 3.32, proposta por Williams (1975).

h) *Síntese dos dados de solo*

Após apontados os dados básicos de solos necessários para o modelo SWAT, na Tabela 3.11 são apresentados os valores adotados na modelagem da Bacia do Rio Tapacurá.

Tabela 3.11 – Características dos solos da Bacia do Rio Tapacurá

		Classes	AR	GL	L	LC	NF	NL	NR	PL
		NLAYERS	7	3	6	5	4	2	5	3
		HYDGRP	C	D	A	D	C	D	C	D
		SOL_ZMX (mm)	2.680	1.700	2.200	750	1.200	350	1.200	700
		SOL_K (mm/h)	50,4	12,5	90	4	32,5	4	56,6	15,7
		SOL_BD (g/cm ³)	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65	1,65
		SOL_ALB (fração)	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Camada 1	SOL_Z1 (mm)	290	200	150	150	180	150	120	180	
	SOL_AWC1 (mm/mm)	0,08	0,17	0,12	0,11	0,05	0,05	0,06	0,08	
	SOL_CBN1 (%)	1,01	1,61	2,01	3,38	1,04	1	0,41	0,94	
	CLAY1 (%)	21	68	32	25	15	6	4	24	
	SILT1 (%)	27	29	5	42	14	17	9	24	
	SAND1 (%)	52	3	63	33	71	77	87	52	
	ROCK1 (%)	4	0	1	3	0	27	4	3	
	EUPS_K1	0,15	0,21	0,08	0,13	0,14	0,14	0,10	0,15	
Camada 2	SOL_Z2 (mm)	480	500	350	300	450	350	350	450	
	SOL_AWC2 (mm/mm)	0,14	0,24	0,06	0,03	0,12	0,07	0,07	0,13	
	SOL_CBN2 (%)	0,78	0,75	1,36	1,89	0,79	0,36	0,22	0,54	
	CLAY2 (%)	43	89	45	21	35	6	6	42	
	SILT2 (%)	26	11	4	38	25	19	9	21	
	SAND2 (%)	31	0	51	41	40	75	85	37	
	ROCK2 (%)	1	0	1	27	0	48	4	3	
	EUPS_K2	0,15	0,25	0,08	0,14	0,15	0,16	0,11	0,14	
Camada 3	SOL_Z3 (mm)	730	1700	700	480	900	–	650	700	
	SOL_AWC3 (mm/mm)	0,15	0,25	0,13	0,10	0,10	–	0,08	0,09	
	SOL_CBN3 (%)	0,43	0,40	0,55	0,63	0,27	–	0,23	0,38	
	CLAY3 (%)	48	82	60	15	24	–	11	37	
	SILT3 (%)	23	17	2	37	18	–	15	4	
	SAND3 (%)	29	1	38	48	58	–	74	59	
	ROCK3 (%)	2	0	1	27	0	–	11	3	
	EUPS_K3	0,14	0,26	0,07	0,18	0,15	–	0,15	0,10	
Camada 4	SOL_Z4 (mm)	1230	–	1300	600	1200	–	900	–	
	SOL_AWC4 (mm/mm)	0,18	–	0,13	0,15	0,07	–	0,08	–	
	SOL_CBN4 (%)	0,33	–	0,33	0,60	0,12	–	0,20	–	
	CLAY4 (%)	49	–	54	44	6	–	15	–	
	SILT4 (%)	31	–	5	28	11	–	19	–	
	SAND4 (%)	20	–	41	28	83	–	66	–	
	ROCK4 (%)	1	–	1	11	0	–	11	–	
	EUPS_K4 (%)	0,16	–	0,09	0,15	0,12	–	0,16	–	
Camada 5	SOL_Z5 (mm)	1830	–	2000	750	–	–	1200	–	
	SOL_AWC5 (mm/mm)	0,20	–	0,15	0,16	–	–	0,08	–	
	SOL_CBN5 (%)	0,40	–	0,25	0,39	–	–	0,19	–	
	CLAY5 (%)	56	–	62	42	–	–	16	–	
	SILT5 (%)	30	–	4	32	–	–	18	–	
	SAND5 (%)	14	–	34	26	–	–	66	–	
	ROCK5 (%)	0	–	1	4	–	–	16	–	
	EUPS_K5	0,16	–	0,09	0,16	–	–	0,16	–	
Camada 6	SOL_Z6 (mm)	2530	–	2200	–	–	–	–	–	
	SOL_AWC6 (mm/mm)	0,18	–	0,13	–	–	–	–	–	
	SOL_CBN6 (%)	0,22	–	0,43	–	–	–	–	–	
	CLAY6 (%)	35	–	56	–	–	–	–	–	
	SILT6 (%)	44	–	5	–	–	–	–	–	

Tabela 3.11 – Continuação

	Classes	AR	GL	L	LC	NF	NL	NR	PL
	SAND6 (%)	21	–	39	–	–	–	–	–
	ROCK6 (%)	0	–	1	–	–	–	–	–
	EUPS_K6	0,18	–	0,09	–	–	–	–	–
Camada 7	SOL_Z7 (mm)	2680	–	–	–	–	–	–	–
	SOL_AWC7 (mm/mm)	0,17	–	–	–	–	–	–	–
	SOL_CBN7 (%)	0,21	–	–	–	–	–	–	–
	CLAY7 (%)	29	–	–	–	–	–	–	–
	SILT7 (%)	45	–	–	–	–	–	–	–
	SAND7 (%)	26	–	–	–	–	–	–	–
	ROCK7 (%)	1	–	–	–	–	–	–	–
	EUPS_K7	0,18	–	–	–	–	–	–	–

* AR: Argissolos; GL: Gleissolos; L: Latossolos; LC: Luvisolos Crômicos; NF: Neossolos Flúvicos; NL: Neossolos Litólicos; NR: Neossolos Regolíticos; PL: Planossolos.

3.3.1.5. Gerador climático

Os dados climáticos requisitados pelo modelo SWAT visam três objetivos principais: a estimativa da evapotranspiração potencial, o preenchimento automático de falhas e a elaboração de cenários futuros (Carvalho Neto, 2011). Tais objetivos são alcançados através do gerador climático WXGEN, originalmente desenvolvido para o modelo EPIC (Sharpley e Willians, 1990).

Para alimentar o gerador climático do modelo SWAT (WXGEN), foram utilizados dados climáticos da estação da UFPE (Moura, 2009), localizada na Bacia do Rio Tapacurá (Figura 3.9).

Os parâmetros requisitados pelo gerador climático do modelo SWAT são valores médios e desvios mensais de variáveis climáticas históricas do local, como: temperatura máxima (*TMPMX*), temperatura mínima (*TMPMN*); desvio padrão da temperatura máxima (*TMPSTDMX*); desvio padrão da temperatura mínima (*TMPSTDMN*); precipitação média mensal (*PCPMM*); desvio padrão da precipitação (*PCPSTD*); probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos (*PR_W1*); probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos (*PR_W2*); coeficiente de assimetria para a precipitação máxima (*PCPSKW*); número de dias de precipitação (*PCPD*); radiação solar (*SOLARAV*); velocidade do vento (*WNDVAV*); e temperatura do ponto de orvalho (*DEWPPT*).

As médias das variáveis de temperatura foram obtidas a partir dos dados observados na estação climática da UFPE.

Os dados referentes às condições de precipitação médias mensais foram estabelecidos a partir da utilização do *software* “pcpSTAT”, desenvolvido por Liersch (2003a), que calcula automaticamente todas as variáveis necessárias para o WXGEN. Essas variáveis foram

calculadas, pelo “pcpSTAT”, com base nos dados observados da estação climatológica da UFPE.

Vale a pena salientar que para a modelagem da Bacia do Rio Tapacurá, com o modelo SWAT, foram utilizados dados diários de precipitação de seis postos pluviométricos distribuídos pela bacia (Tabela 3.3 e Figura 3.5). Desta forma, as médias mensais da precipitação, inseridas no gerador climático do SWAT, serviram apenas para o preenchimento de falhas de alguns eventos chuvosos.

A temperatura do ponto de orvalho foi calculada seguindo médias mensais de dados diários de temperatura e umidade relativa do ar. Esses dados diários foram inseridos diretamente no *software* “*dew*”, desenvolvido por Liersch (2003b), que realizou o cálculo da temperatura do ponto de orvalho.

O cálculo para estimativa do ponto de orvalho inicia-se com a obtenção do valor da pressão de saturação de vapor, e_s :

$$e_s = 0,6108 \cdot \exp \left[\frac{17,27 \cdot t_{ar}}{237,3 + t_{ar}} \right] \quad (3.49)$$

onde t_{ar} é o dado referente à temperatura diária.

Em seguida, tem-se o cálculo de vapor atual, e_a , que é a relação direta da umidade relativa do ar (UR) com a pressão de saturação de vapor:

$$e_a = \frac{(UR \cdot e_s)}{100} \quad (3.50)$$

Só então é estimada a temperatura do ponto de orvalho, $DEWPT$, (°C) através da seguinte equação:

$$DEWPT = \frac{[234,18 \cdot \text{Log}(e_a - 184,2)]}{[8,204 - \text{Log}(e_a)]} \quad (3.51)$$

A Tabela 3.12 apresenta o resumo dos dados climáticos, obtidos da estação climatológica da UFPE, e inseridos no gerador climático do modelo SWAT:

Tabela 3.12 – Resumo dos dados climáticos para a Bacia do Rio Tapacurá

Dados	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<i>TMPMX</i>	29,47	29,69	29,99	29,80	25,72	26,16	23,54	21,85	26,69	27,80	28,83	29,31
<i>TMPMN</i>	20,91	21,08	21,42	21,66	19,36	20,13	17,62	16,11	19,07	19,22	19,61	20,24
<i>TMPSTDMX</i>	2,06	1,79	1,92	0,50	6,13	1,80	3,66	7,88	1,58	1,56	1,94	1,90
<i>TMPSTDMN</i>	1,37	1,50	1,14	0,26	4,74	1,57	2,99	5,93	1,12	1,44	1,46	1,25
<i>PCPMM</i>	98,06	59,42	83,90	88,50	136,62	242,24	131,96	77,52	25,02	10,92	17,32	40,92
<i>PCPSTD</i>	8,74	6,49	7,30	6,98	9,09	17,68	9,88	5,84	3,10	1,06	3,37	9,00
<i>PCPSKW</i>	4,00	4,76	3,50	3,14	3,52	4,62	5,70	4,42	6,65	5,14	8,26	9,97
<i>PR_W1</i>	0,16	0,11	0,21	0,23	0,19	0,26	0,34	0,18	0,14	0,14	0,13	0,10
<i>PR_W2</i>	0,65	0,59	0,58	0,62	0,76	0,82	0,80	0,80	0,49	0,56	0,52	0,42
<i>PCPD</i>	10,20	7,40	10,60	12,00	15,20	19,40	21,00	16,20	7,00	7,80	6,20	4,80
<i>SOLARAV</i>	19,07	17,55	19,06	16,48	14,05	10,47	13,21	11,44	14,66	17,29	20,37	19,47
<i>WNDVAV</i>	1,59	1,40	1,41	1,14	0,99	0,86	1,06	0,95	1,20	1,50	1,85	1,69
<i>DEWPT</i>	20,68	21,10	21,21	21,43	20,82	20,13	19,59	19,36	19,32	19,54	19,80	20,28

3.3.2. Entrada dos dados

3.3.2.1. Discretização da bacia

O primeiro passo para a modelagem de uma bacia hidrográfica pelo modelo SWAT é a delimitação e discretização da bacia a partir de um MDE, que irá fornecer os valores de altimetria para a área e servirá de base para a discretização da bacia em sub-bacias, para a definição da área de drenagem automaticamente e para a geração do mapa de declividade da bacia.

Para o delineamento do limite da bacia e das sub-bacias o SWAT utiliza ferramentas disponíveis no *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS®, onde são calculadas a altitude, a direção do fluxo de drenagem, o fluxo de drenagem acumulado, a definição dos limites da bacia hidrográfica, a rede de drenagem e respectivas sub-bacias com seus exutórios (Castro, 2013).

O processo de delimitação de bacia hidrográfica através da interface ArcSWAT está sujeito a algumas opções por parte do usuário. Na primeira, denominada “Máscara”, é possível restringir a área máxima na qual a ferramenta buscará uma bacia. A segunda, denominada de “*burn in*”, diz respeito à imposição da rede de drenagem, indicando linhas preferenciais para formação da rede de drenagem. Só então é estabelecida a área de drenagem mínima de contribuição para a formação de um canal (menores valores implicam em maior quantidade de sub-bacias). Por fim, indica-se o exutório da bacia (Carvalho Neto, 2011).

A delimitação da Bacia do Rio Tapacurá, assim como das suas sub-bacias, foi realizada utilizando o MDE apresentado no item 3.2.2, e sua delimitação foi automatizada, sem a utilização de nenhum tipo de máscara ou imposição de rede de drenagem.

Para a área de drenagem mínima de contribuição para formação de um canal, foi atribuído o valor de 940 hectares, que corresponde a 2% da área da bacia. De acordo com Jha (2004), para a formação das sub-bacias deve ser atribuído um valor entre 2 e 6% da área da bacia delimitada pelo modelo.

Depois dessa etapa, foram inseridos dois pontos de monitoramento (exutórios): (a) onde se localiza a estação fluviométrica da Bacia do Rio Tapacurá, gerando assim uma sub-bacia, que permitiu a verificação do modelo a partir desse ponto; (b) na Barragem de Tapacurá, permitindo assim a verificação da quantidade de água e sedimento que chega ao reservatório, conforme também adotado por Arroio Junior (2013), Ferrigo (2014) e Fernandes (2015).

Na sequência foi definido o exutório da bacia, gerando o seu contorno e os das suas sub-bacias. Após a delimitação, foram calculados os parâmetros físicos de cada sub-bacia.

A Bacia do Rio Tapacurá, delimitada automaticamente via interface do ArcSWAT, apresentou um delineamento e subdivisão semelhante àqueles adotados pelo Grupo de Recursos Hídricos da UFPE.

3.3.2.2. Definição das unidades de respostas hidrológicas

Após o processo de delimitação e discretização da bacia, os mapas de uso e ocupação do solo e tipos de solos foram inseridos e relacionados aos seus respectivos itens existentes no banco de dados (original do SWAT ou alterado pelo usuário), bem como foram definidos os intervalos de declividade, em até cinco níveis diferentes, para que as URH sejam obtidas.

No processo de definição das URH, o usuário pode generalizar a modelagem da bacia, a partir da definição de níveis mínimos de sensibilidade na formação das URH para execução do modelo. Como, por exemplo: se o usuário limitar em 10% a área para cada tipo de solo, solos que possuam área inferior a 10% serão eliminados e haverá uma redistribuição da área. A indicação de zero por cento permite que todos os tipos de ocupação e tipo de solo, bem como intervalos de declive, sejam considerados na criação das URH, favorecendo, assim, uma maior precisão.

Para a definição das URH do presente estudo, foi utilizado o mapa de uso e ocupação do solo apresentado na Figura 4.8, o mapa de tipos de solo exibido na Figura 4.2 e os intervalos de declividade da bacia foram divididos em cinco classes, de acordo com a classificação adaptada da Embrapa (1969 e 2004): de 0 a 3% (plano); 3 a 8% (suave ondulado); 8 a 20% (ondulado); 20 a 45% (forte ondulado); e superior a 45% (montanhoso e

escarpado). Quanto ao nível de sensibilidade utilizado para geração das URH, foi utilizado o valor de 0%, o que permitiu que todos os tipos de ocupação, de solos e declividades fossem considerados na modelagem. Se fosse adotado um limite de, por exemplo, 10%, apenas três tipos de uso e ocupação do solo e um tipo de solo seriam considerados na modelagem, pois os demais representam menos 10% de cobertura da área (Tabelas 3.6 e 3.8, respectivamente).

A edição/inclusão de dados referentes a uso e ocupação do solo e tipos de solos no banco de dados do modelo SWAT pode ser feita previamente, antes da modelagem da bacia, diretamente no banco de dados a ser utilizado (via *Microsoft Access*[®], por exemplo), como também pode ser feito posteriormente por meio da ferramenta *Edit SWAT Input*, do ArcSWAT.

3.3.2.3. Entrada dos dados climáticos

O último passo para execução do modelo SWAT é a importação dos dados diários de precipitação, temperatura, umidade, radiação solar e velocidade do vento. Caso haja indisponibilidade de dados diários (série completa) de algumas dessas variáveis climáticas, elas podem ser simuladas pelo gerador climático do modelo SWAT (WXGEN), com base nas médias mensais observadas.

Os dados de precipitação utilizados na modelagem foram diários, conforme já abordado no item 3.3.1.1. Pela indisponibilidade de dados diários de temperatura, umidade, radiação solar e velocidade do vento, na mesma quantidade dos dados diários de precipitação, esses foram simulados pelo gerador climático do modelo SWAT, com base em dados observados (médias mensais) da estação climatológica da UFPE, conforme apresentado no item 3.3.1.5 e na Tabela 3.12.

A distribuição dos dados pluviométricos foi realizada de forma automática pelo modelo SWAT, que utiliza o método do vizinho mais próximo (*Nearest Neighborhood*) para delinear as áreas de influência de cada pluviômetro (Arnold *et al.*, 1998; El-Nasr *et al.*, 2005; Zhang e Srinivasan, 2009). O modelo considera a série de precipitação por sub-bacia, e dessa forma ele agrega os valores de determinada estação à sub-bacia mais próxima, e isso é estabelecido em relação à localização da estação pluviométrica e o centróide de cada sub-bacia (Castro, 2013).

3.3.3. Modelagem inicial

Inicialmente, após a inserção dos dados e configuração do modelo, o mesmo foi executado com os parâmetros padrões do modelo SWAT (sem alteração/calibração). A série histórica de vazão analisada nesta primeira etapa foi de 1995 a 2003 (nove anos), tendo-se utilizado também dados pluviométricos de 1992 a 1994 (três anos) para o aquecimento do modelo.

A utilização de um período de três anos (que antecedem a série de dados a serem verificados) para o aquecimento do modelo é importante para o provimento e estabilidade das condições iniciais do modelo para a bacia, e tem sido adotado em diversos estudos, como em Oliveira *et al.* (2006), Cibin *et al.* (2010), Lelis e Calijuri (2010), Carvalho Neto (2011) e Castro (2013).

Os resultados da modelagem inicial podem indicar que o modelo apresenta resultados satisfatórios, dispensando o processo de calibração, como também podem indicar que a parametrização inicial (padrão do modelo) é insuficiente para modelar, de forma aceitável, a bacia de estudo.

No estudo em questão, após a análise dos resultados da modelagem inicial, foi constatado que o modelo necessitava de ajustes nos parâmetros, para melhor representar os processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá.

Desta forma, para a estimativa da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, o modelo SWAT foi previamente calibrado e validado, a partir da comparação da vazão calculada (pelo modelo) com a observada.

3.3.4. Calibração e validação

O processo de calibração de um modelo hidrossedimentológico consiste em ajustar os parâmetros do modelo para que se obtenha uma resposta aceitável entre os dados calculados pelo modelo e os observados no mundo real.

A calibração do modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá foi realizada com frequência de saída mensal, para o período de 1995 a 2003. Assim como na modelagem inicial, foram utilizados dados de 1992 a 1994 para o aquecimento do modelo.

A calibração do modelo foi automatizada, realizada com frequência de saída mensal, a partir da utilização do aplicativo SWAT-CUP 2012 v. 5.1.6.2, desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007). O algoritmo de autocalibração utilizado foi o *Sequential Uncertainty Fitting*

Algorithm (SUFI-2), que, de acordo com Ferrigo (2014), é o mais adotado para a calibração automatizada do SWAT.

A autocalibração do modelo SWAT foi precedida pela análise de sensibilidade dos parâmetros, que analisa a influência de cada parâmetro no processo de modelagem hidrológica da bacia. O modelo SWAT possui 19 parâmetros que influenciam a vazão para as condições das bacias do nordeste brasileiro (desprezando os parâmetros relacionados à existência de neve): *Alpha_BF*, *Biomix*, *Canmx*, *CNII*, *CH_K2*, *CH_N2*, *Epc0*, *Esco*, *GW_Delay*, *GW_Revap*, *Gwqmn*, *Rchrg_DP*, *Revapmn*, *Ssubbsn*, *Sol_Alb*, *Sol_Awc*, *Sol_K*, *Sol_Z* e *Surlag* (Santos *et al.*, 2014).

Para realizar a análise de sensibilidade e, posteriormente, a calibração automática dos parâmetros do modelo, é necessário definir no SWAT-CUP a faixa de variação de cada parâmetro e o método de alteração. Os métodos de alteração dos parâmetros são três:

- a) substituição (=): o modelo substitui o valor existente por outro;
- b) adição (+): um novo valor é adicionado ao valor inicial do parâmetro; e
- c) multiplicação (×): as alterações são realizadas variando o valor inicial por meio de porcentagens, em que no SWAT-CUP, se a alteração for para aumentar o valor inicial do parâmetro em 50%, deve-se inserir no intervalo o valor de 0,5. Se for reduzir 25%, deve-se inserir -0,25, e assim sucessivamente¹.

Não é indicada no processo de calibração automática a utilização do método de substituição (=) para parâmetros que possuem variabilidade espacial, como *CNII* e parâmetros de solo, pois a utilização desse método irá uniformizar toda a bacia (Abbaspour, 2012).

A faixa de variação de cada parâmetro e o método de alteração utilizado no processo de autocalibração foram definidos a partir das recomendações de Arnold *et al.* (2012a), Fukunaga (2012), Castro (2013) e Ferrigo (2014).

A Tabela 3.13 apresenta a descrição dos parâmetros utilizados na fase de análise de sensibilidade, assim como a sua faixa de variação e relação matemática adotada.

Os parâmetros considerados mais sensíveis, no processo de análise de sensibilidade, foram submetidos ao processo de calibração automática pelo SWAT-CUP, respeitando os mesmos intervalos e métodos de variação.

¹ No ArcSWAT, para se realizar uma correta relação de multiplicação, através do *Manual Calibration Helper*, deve-se somar o valor de 1 à porcentagem encontrada pelo SWAT-CUP, da seguinte maneira: para aumentar o valor em 50%, no ArcSWAT, o valor original do parâmetro deve ser multiplicado por 1,5 (0,5+1). Para reduzir 25%, deve-se inserir 0,75 (-0,25+1), pois a relação é de: (Parâmetro antigo) × (valor do SWAT-CUP + 1).

Tabela 3.13 – Descrição dos parâmetros, limites e método de alteração no processo de análise de sensibilidade

Parâmetro	Descrição*	Intervalos		Método**
		Mín	Máx	
<i>Alpha_BF</i>	Constante de recessão do fluxo de base (dias). Indicador direto da resposta do fluxo subterrâneo para as mudanças na recarga. Seus valores podem variar de 0 a 1 e quanto maior o valor desse parâmetro maior será a recarga do aquífero e menor o fluxo de base	0	1	=
<i>Biomix</i>	Eficiência do revolvimento biológico (mm)	0	1	=
<i>Canmx</i>	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo (mm). Representa a quantidade de água interceptada na copa das árvores	0	10	=
<i>CNII</i>	Curva Número na condição II de umidade (adimensional). Seu valor é utilizado para o cálculo do escoamento superficial	-0,1	0,1	×
<i>CH_K2</i>	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h). É a taxa com que o rio perde água para o subsolo	0	5	=
<i>CH_N2</i>	Coefficiente de <i>Manning</i> do canal principal ($s\ m^{-1/3}$)	0	0,3	=
<i>Epc</i>	Fator de compensação de água pelas plantas (adimensional)	0	1	=
<i>Esco</i>	Fator de compensação de evaporação do solo (adimensional). Rege a extração de demanda evaporativa das camadas inferiores do solo, de modo que quanto menor seu valor mais será retirado de profundidades maiores do solo	0,5	1	=
<i>GW_Delay</i>	Retardo do escoamento subterrâneo (dias). Retarda o tempo em que a água se move pelas camadas do solo até encontrar o aquífero raso	-30	60	+
<i>GW_Revap</i>	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea (adimensional). Constante de proporcionalidade para o cálculo da quantidade máxima de água que se move no solo em resposta às deficiências de água	0,02	0,2	=
<i>Gwqmn</i>	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno (mmH ₂ O). Quanto maior o valor desse parâmetro uma porção maior do fluxo de base é retardada. Ou seja, para valores baixos desse parâmetro é produzido mais fluxo de base e um alto fluxo fluvial	0	1.000	=
<i>Rchrg_DP</i>	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adimensional)	-0,04	0,05	×
<i>Revapmn</i>	Profundidade limite da água no solo para a ocorrência da ascensão da água à zona não saturada (mm). Define o limite do nível de água no aquífero raso para que ocorra o movimento da água dentro do solo em resposta às deficiências de água. É utilizado no cálculo da estimativa da quantidade máxima de água que será removida do aquífero num dado dia	0	10	=
<i>Ssubsn</i>	Comprimento da declividade média (m). Obtida do topo da encosta até o ponto onde o escoamento começa a se concentrar.	-0,25	0,25	×
<i>SOL_ALB</i>	Albedo do solo (fração)	-0,25	0,25	×
<i>SOL_AWC</i>	Capacidade de água disponível (mm H ₂ O/mm solo). Utilizado para calcular o conteúdo de água no solo disponível para a vegetação	-0,25	0,25	×
<i>SOL_K</i>	Condutividade hidráulica saturada (mm/h). Influyente no processo de movimentação da água no solo e necessário para calcular o tempo de percolação da água numa dada camada do solo	-0,25	0,25	×
<i>SOL_Z</i>	Profundidade do solo (mm)	-0,25	0,25	×
<i>Surlag</i>	Coefficiente de atraso do escoamento superficial (adimensional). Um menor valor de <i>Surlag</i> representa um maior atraso no escoamento superficial	0	24	=

* Baseada em Arnold *et al.* (2012a), Fukunaga (2012) e Ferrigo (2014).

** Substituição (=); Multiplicação (×); e Adição (+).

Na fase de análise de sensibilidade, foram realizadas 500 iterações entre os parâmetros, dentro de cada intervalo limitado de acordo com a Tabela 3.13. Na fase de calibração, após selecionados os parâmetros mais sensíveis, foram realizadas 1.000 iterações.

Após a calibração automática do modelo pelo SWAT-CUP, os valores dos parâmetros ajustados foram transpostos para o modelo SWAT, via interface do ArcSWAT, de forma manual, a partir da função *Manual Calibration Helper*.

Após o processo de autocalibração, o conjunto de parâmetros ajustados foi submetido ao processo de validação. No processo de validação do modelo, foi utilizado o período de dados de 2004 a 2012 (nove anos), tendo-se utilizado dados do período de 2001 a 2003 (três anos) para o aquecimento do modelo.

3.3.5. Análise dos processos erosivos

Após a calibração e validação do modelo SWAT, com base na série de vazão observada entre os anos de 1995 e 2012, os processos erosivos na Bacia do Rio Tapacurá foram estimados, utilizando o mesmo período de dados.

Os processos erosivos são calculados pelo modelo SWAT a partir da EUPSM. De acordo com Uzeika (2009), Carvalho Neto (2011), Arnold *et al.* (2012a) e Fernandes (2015), após a aplicação da EUPSM em cada URH das sub-bacias, é gerado um somatório da contribuição de sedimentos das URH que formam a sub-bacia, esse somatório é considerado a produção de sedimentos da sub-bacia (*SYLD*). Em seguida, o modelo considera que toda essa carga de sedimento alcança o trecho de rio da referida sub-bacia. Após alcançar o trecho de rio, inicia-se o processo de propagação (baseado na Teoria de Potência do Fluxo de Bagnold (1977)), que também considera os processos de erosão e deposição na calha fluvial, até atingir o exutório, representando assim a produção de sedimentos final da sub-bacia (*SED_OUT*). Ao atingir o canal principal, essa produção de sedimentos passa a se somar à produção de sedimentos de outras sub-bacias até atingir o exutório final da área de estudo, representando assim a produção de sedimentos total da bacia ou ponto de interesse (posto hidrossedimentológico, barragem, etc).

Desta forma, o resultado apresentado no *SYLD* representa a quantidade de sedimento produzido na sub-bacia que chega até o canal (produção de sedimentos da sub-bacia, representado em t/ha), e o resultado apresentado em *SED_OUT* representa a produção de sedimentos final, ou seja, a quantidade de sedimentos que chega ao exutório (dado em t).

Uzeika (2009), em seu estudo na Bacia de Arvorezinha – RS, elaborou um esquema ilustrativo do funcionamento da modelagem dos processos erosivos pelo modelo SWAT, conforme pode-se observar na Figura 3.13.

De acordo com o esquema elaborado por Uzeika (2009) (Figura 3.13), para a sub-bacia 3, a produção de sedimentos, que ocorre na superfície, é o *SYLD 3*. Após encontrar um canal de drenagem, ocorre a propagação dessa quantidade de sedimentos até o exutório. Porém, na saída de cada sub-bacia, há pontos de controle intermediários, que contabilizam a produção de sedimentos final de cada sub-bacia, como, por exemplo, para a sub-bacia 3, é o *SED_OUT 3*. No canal principal da sub-bacia 1, ocorrem três fontes de contribuição de sedimentos: (a) produção de sedimentos final da sub-bacia 2 (*SED_OUT 2*); (b) produção de sedimentos final da sub-bacia 3 (*SED_OUT 3*); e (c) produção de sedimentos da superfície da sub-bacia 1 (*SYLD 1*).

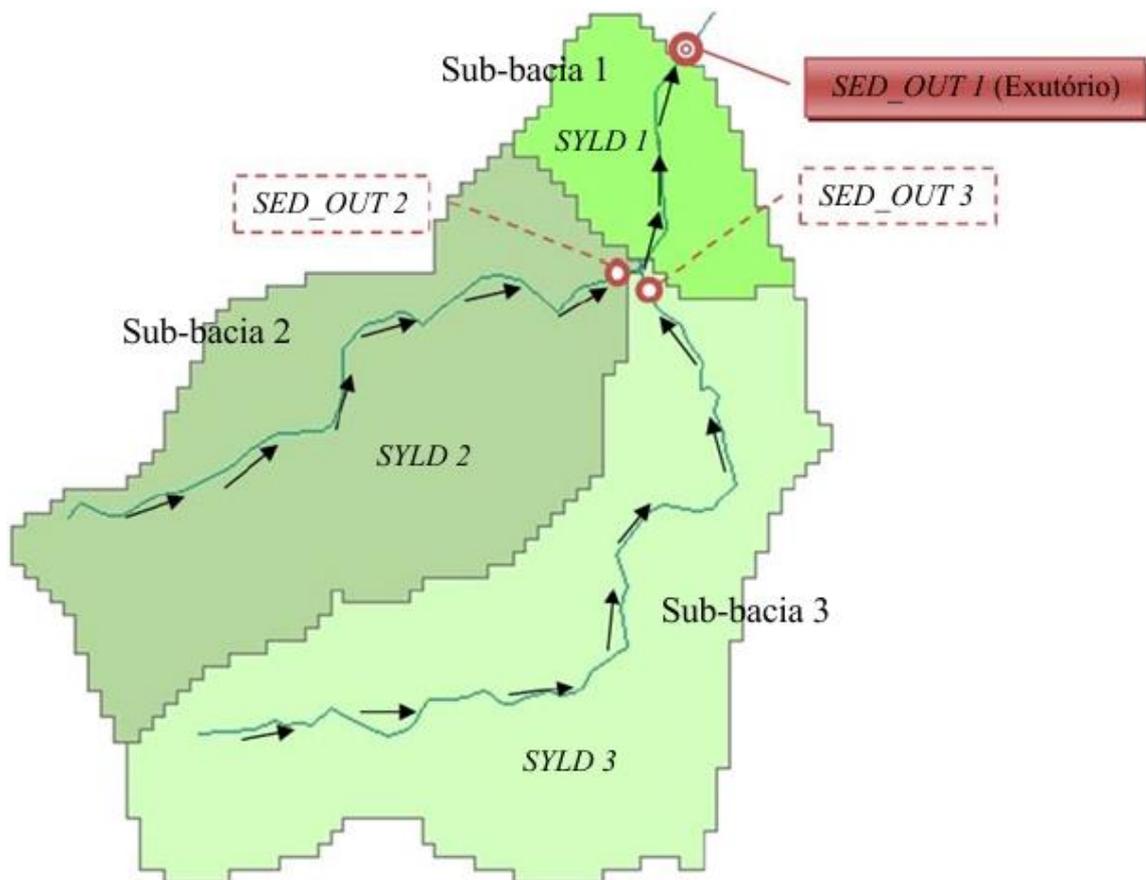


Figura 3.13 – Esquema ilustrativo do funcionamento da modelagem dos processos erosivos pelo modelo SWAT, adaptado de Uzeika (2009).

Com base na modelagem da quantidade de sedimentos que entra (*SED_IN*) e que sai (*SED_OUT*) em cada canal, de cada sub-bacia, é possível analisar a propagação de

sedimentos ao longo dos rios e identificar se houve deposição ou erosão na calha fluvial. Essa análise é realizada por meio da relação entre o SED_OUT e SED_IN (equação 3.52), que, de acordo com Santos *et al.* (2013), descreve a fração de sedimentos (F_s) que cada trecho de rio transporta para o trecho subsequente com base na quantidade de sedimentos de entrada (SED_IN):

$$F_s = \frac{SED_OUT}{SED_IN} \quad (3.52)$$

3.3.5.1. Produção de sedimentos das sub-bacias

A produção de sedimentos para a Bacia do Rio Tapacurá foi estimada pelo modelo SWAT, com base nos parâmetros da EUPSM (item 3.2.1.12). A partir da estimativa da produção de sedimentos de cada sub-bacia, utilizando técnicas de SIG, foi analisada a distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia, assim como o escoamento superficial e chuva.

Para análise e classificação da produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá, foi utilizada a interpretação de perdas de solo proposta por Carvalho (2008), que define seis classes para análise de perdas de solo em bacias hidrográficas, conforme apresentado na Tabela 3.14.

Tabela 3.14 – Interpretação das perdas de solo em bacias hidrográficas, adaptada de Carvalho (2008)

Perdas de solo (t/ha/ano)	Interpretação
< 10	Nula ou pequena
10 – 15	Moderada
15 – 50	Média
50 – 120	Média a forte
120 – 200	Forte
> 200	Muito Forte

3.3.5.2. Produção de sedimentos total

Conforme visto anteriormente, após a estimativa da produção de sedimentos nas sub-bacias, o modelo SWAT calcula a sua propagação até atingir o exutório, resultando na produção de sedimentos total de determinada área.

No presente estudo, em virtude da importância do reservatório da Barragem de Tapacurá para o abastecimento público da Região Metropolitana do Recife, e por ele se

localizar a montante do exutório da bacia, o ponto de controle inserido na localização da barragem principal do reservatório foi adotado como ponto de verificação da produção de sedimentos total da bacia. Produção de sedimentos essa que chega até o reservatório da Barragem de Tapacurá.

Desta forma, a análise da produção de sedimentos da Bacia do Rio Tapacurá leva em consideração a parte a montante da Barragem de Tapacurá, que representa uma área de drenagem de 382 km², o que significa 81% da área total da bacia.

A Figura 3.14 apresenta a área de drenagem que contribui para a Barragem de Tapacurá.

Além da análise da quantidade de sedimentos que chega à Barragem de Tapacurá, também foi analisada a propagação de sedimentos ao longo da rede de drenagem da bacia, conforme equação proposta por Santos *et al.* (2013).

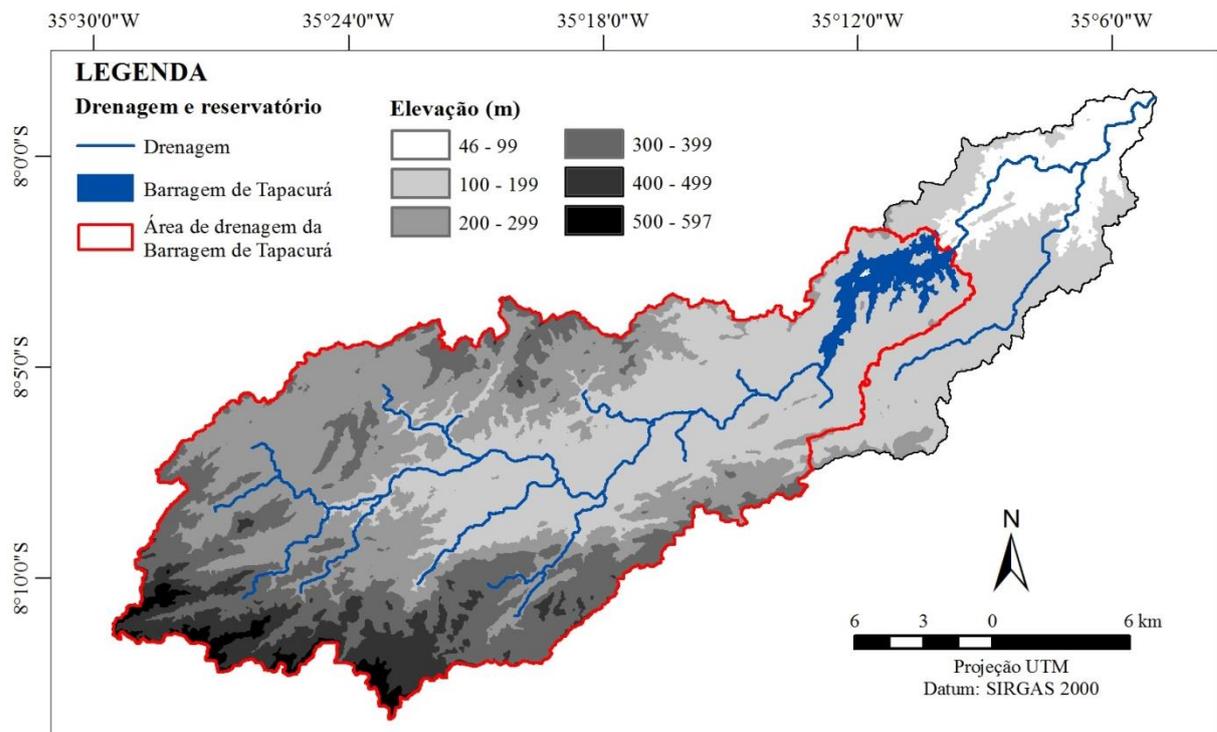


Figura 3.14 – Área de drenagem que contribui para o reservatório da Barragem de Tapacurá.

3.3.5.3. Verificação da produção de sedimentos

Para a verificação da produção de sedimentos estimada pelo modelo, na Bacia do Rio Tapacurá existe apenas uma estação sedimentométrica, que funciona na mesma seção do posto fluviométrico da ANA, na cidade de Vitória de Santo Antão (39170000). Nessa estação,

onde ocorrem as coletas de sedimentos em suspensão, foram realizadas apenas oito coletas no período de 1999 a 2011.

A Tabela 3.15 apresenta os dados de concentração de sedimentos em suspensão disponíveis para o posto de monitoramento de Vitória de Santo Antão (39170000).

Tabela 3.15 – Dados de concentração de sedimentos em suspensão da estação de Vitória de Santo Antão (39170000)

Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Vel. média (m/s)	Conc. de sed. em suspensão (mg/L)
02/08/99	82	0,297	1,97	4,6	0,151	44,32
18/06/00	123	4,447	16,9	20	0,263	139,61
26/08/00	116	3,278	16,78	20	0,195	110,16
01/07/02	158	11,785	20,44	16	0,576	357,26
23/08/04	111	2,684	4,696	8,5	0,571	133,62
26/07/05	116	2,02	5,8	10	0,348	84,94
20/08/07	111	4,68	17,5	22,5	0,268	694,77
10/08/11	114	2,59	19,5	21	0,133	61,82

Apesar da pequena quantidade de dados observados de sedimentos para a Bacia do Rio Tapacurá, como o modelo SWAT também permite a análise da produção de sedimentos em escala diária, a estimativa do modelo para os dias em que ocorreram as coletas foi comparada com a produção de sedimentos observada.

A descarga sólida de cada evento foi obtida por meio da equação 3.53:

$$Q_{ss} = 0,0864 \cdot Q \cdot C_{ss} \quad (3.53)$$

onde Q_{ss} é a descarga sólida ou fluxo de sedimentos em suspensão (t/dia); Q é a descarga líquida ou vazão (m³/s); e C_{ss} é a concentração de sedimentos em suspensão (mg/L).

Além da verificação diária, a partir dos valores observados de descarga sólida, foi traçada uma curva-chave de sedimentos para a estação do Rio Tapacurá, segundo metodologia proposta por Carvalho (2008), Carvalho *et al.* (2000) e Lima *et al.* (2004). As curvas-chave de sedimentos possuem várias formas, entretanto, a mais utilizada é a função potencial obtida pela equação 3.54:

$$Q_{ss} = a \cdot Q^b \quad (3.54)$$

onde a e b são constantes e as demais variáveis são as mesmas descritas anteriormente, na equação 3.53.

A curva-chave gerada a partir da equação 3.54 foi empregada para transformar a série de vazão, dos anos em que ocorreram as coletas de sedimento, em descarga sólida. Esse resultado da curva-chave foi utilizado para verificar a produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para o mesmo ponto e período.

3.3.6. Análise dos resultados da modelagem hidrossedimentológica

Os resultados da modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá, nas fases de modelagem inicial, calibração e validação da vazão, bem como na verificação da produção de sedimentos, foram analisados com base nos hidrogramas observados e simulados, coeficiente de determinação (R^2) (equação 3.55), índice de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (equação 3.56) e Tendência Percentual (PBIAS) (equação 3.57), utilizados como referência para avaliação da precisão do modelo SWAT em diversos estudos (Moriassi et al., 2007; Aragão *et al.*, 2013; Ferrigo, 2014; Melo Neto *et al.*, 2014; Bonumá *et al.*, 2015):

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^e [(Y_{obs} - \overline{Y_{obs}})(Y_{sim} - \overline{Y_{sim}})]^2 \right]}{\left[\sum_{i=1}^e (Y_{obs} - \overline{Y_{obs}})^2 \sum_{i=1}^n (Y_{sim} - \overline{Y_{sim}})^2 \right]} \quad (3.55)$$

$$NSE = 1 - \frac{\left[\sum_{i=1}^e (Y_{obs} - Y_{sim})^2 \right]}{\left[\sum_{i=1}^e (Y_{obs} - \overline{Y_{obs}})^2 \right]} \quad (3.56)$$

$$PBIAS = \frac{\left[\sum_{i=1}^e (Y_{obs} - Y_{sim}) \cdot (100) \right]}{\left[\sum_{i=1}^e (Y_{obs}) \right]} \quad (3.57)$$

onde Y_{obs} é a variável observada; Y_{sim} é a variável simulada pelo modelo; $\overline{Y_{obs}}$ é a média da variável observada; $\overline{Y_{sim}}$ é a média da variável simulada; e e é a quantidade de eventos.

O R^2 mostra o grau de colinearidade entre os valores observados e simulados, descrevendo a proporção da variância entre esses valores. O R^2 varia entre 0 e 1, sendo que valores mais próximos a 1 indicam menor variância do erro (Ferrigo, 2014). Esse coeficiente

é sensível a valores extremos, e é pouco sensível às diferenças proporcionais entre séries observadas e simuladas (Legates e McCabe, 1999; Melo Neto, 2013).

O NSE é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual quando comparado com a variação dos dados de medição. O índice varia entre $-\infty$ a 1, sendo que valores menores do que zero indicam que a média dos dados observados prevê melhor do que a simulação pelo modelo, enquanto valores próximos a 1 indicam um ajuste ótimo (Ferrigo, 2014). De acordo com Andrade *et al.* (2013) e Melo Neto *et al.* (2014), o coeficiente de NSE representa, principalmente, a resposta do modelo às vazões de pico.

O PBIAS representa a tendência média dos valores simulados serem maiores ou menores que os valores observados. Quanto menor o valor do PBIAS, melhor é o ajuste, com zero representando uma simulação perfeita do evento observado. Valores de PBIAS positivos indicam a tendência de subestimação dos dados simulados, enquanto valores negativos indicam superestimação (Gupta *et al.*, 1999; Uzeika, 2009).

Para avaliar o desempenho do modelo SWAT, Green *et al.* (2006), Green e van Griensven (2008) e Wu e Chen (2009) consideram valores de $R^2 > 0,5$ e $NSE > 0,4$ como aceitáveis. Para Moriasi *et al.* (2007), são aceitáveis valores de $NSE > 0,5$ para simulações mensais. Já Santhi *et al.* (2001) e Bonumá *et al.* (2012) assumem que para simulações mensais, são aceitáveis valores de $R^2 > 0,6$ e $NSE > 0,5$. Já em relação ao PBIAS, para Moriasi *et al.* (2007), são aceitáveis valores $\leq \pm 25\%$. Desta forma, para este estudo foram considerados satisfatórios os valores de $R^2 > 0,6$, $NSE > 0,5$ e $PBIAS \leq \pm 25\%$ e classificados conforme Tabela 3.16.

Tabela 3.16 – Classificação da eficiência da modelagem do modelo SWAT por meio da análise do R^2 , NSE e PBIAS.

Classificação	R^2	NSE	PBIAS (%)
Muito boa	$0,80 < R^2 \leq 1,00$	$0,75 < NSE \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Boa	$0,70 < R^2 \leq 0,80$	$0,65 < NSE \leq 0,75$	$\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$
Satisfatória	$0,60 < R^2 \leq 0,70$	$0,50 < NSE \leq 0,65$	$\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$
Insatisfatória	$R^2 \leq 0,60$	$NSE \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

Adaptado de Moriasi *et al.* (2007).

A classificação adotada, apresentada na Tabela 3.16 leva em consideração a avaliação da modelagem em uma frequência mensal, de acordo com Moriasi *et al.* (2007) e Bonumá *et al.* (2015). Quando os modelos de bacias hidrográficas são avaliados com frequência diária, as classificações podem ser menos rigorosas.

3.3.7. Cenários de mudanças no clima e no uso do solo

Buscando analisar as implicações de alterações do clima e uso do solo na produção de sedimentos da Bacia do Rio Tapacurá, além do cenário de uso e ocupação do solo de 2001, adotado como representativo para o período de 1995 a 2012 (utilizado para a calibração e validação do modelo), foram analisados diferentes cenários de uso e ocupação do solo e alterações climáticas, conforme descrito a seguir.

3.3.7.1. Implicações das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo

As alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá e seus impactos em termos de escoamento superficial e erosão foram analisadas a partir do comparativo entre o uso e ocupação do solo existente na década de 1970 e o existente no ano de 2001, elaborado por Braga (2001).

Para a simulação do cenário da década de 1970, foi utilizado o mapa produzido a partir da vetorização da carta topográfica da SUDENE (Vitória de Santo Antão, Folha SC.25-V-A-II), na escala de 1:100.000, obtida a partir de fotografias aéreas dos anos de 1970/1971.

3.3.7.2. Projeções futuras

Buscando ampliar a análise das implicações de mudanças do clima e uso do solo nos processos erosivos da Bacia do Rio Tapacurá, além dos cenários de 1970 (1967–1974) e 2001 (1995–2012), foram analisados cenários futuros.

Para avaliar alterações climáticas, foram utilizados dados de precipitação estimados pelo modelo climático HadGEM para os cenários de mudanças climáticas RCP 4.5 e RCP 8.5, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099. A frequência dos dados de precipitação futura é diária, o que permite a sua inserção no modelo SWAT.

Além dos dados de precipitação diária, foram utilizadas as estimativas de alterações nas médias de longo termo das variáveis climatológicas: temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento, conforme Chou *et al.* (2014a).

Os efeitos das mudanças do clima nos processos hidrossedimentológicos foram analisados considerando duas condições distintas de uso e ocupação do solo: (a) Uso 1 – uso do solo de 2001; (b) Uso 2 – alterações hipotéticas no uso e ocupação do solo, com intensificação da monocultura de cana-de-açúcar, expansão de áreas urbanas e supressão de áreas de vegetação nativa.

Desta forma, para sintetizar, tem-se os seguintes cenários de alterações do clima e uso e ocupação do solo:

- a) *Uso1_RCP4.5* – Uso do solo de 2001 e cenário de mudanças climáticas RCP4.5.
- b) *Uso1_RCP8.5* – Uso do solo de 2001 e cenário de mudanças climáticas RCP8.5.
- c) *Uso2_RCP4.5* – Uso do solo hipotético e cenário de mudanças climáticas RCP4.5.
- d) *Uso2_RCP8.5* – Uso do solo hipotético e cenário de mudanças climáticas RCP8.5.

O mapa de uso e ocupação do solo do cenário hipotético foi produzido a partir da utilização de técnicas de SIG, como a Reclassificação² de classes do mapa de uso e ocupação do solo de 2001 (Figura 3.6) e expansão de áreas por meio do processo de *Buffer*³. A Reclassificação do mapa e aplicação do *Buffer*, em ambiente SIG, proporcionou a intensificação da monocultura de cana-de-açúcar, expansão de áreas urbanas e supressão de áreas de vegetação nativa.

3.4. DADOS CLIMÁTICOS DO MODELO ETA–HADGEM

Os dados climáticos utilizados neste trabalho para analisar os cenários futuros são oriundos da saída do modelo climático global HadGEM2-ES (*Hadley Center Global Environmental Model version 2*), que passaram por um *downscaling*⁴ utilizando o modelo regional Eta.

O processo de *downscaling* entre o modelo climático global HadGEM2-ES e o modelo regional Eta foi realizado pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do INPE (CPTEC/INPE), conforme Chou *et al.* (2014a) e Chou *et al.* (2014b).

O modelo climático global HadGEM2-ES é um modelo de rede de pontos de resolução N96, que equivale aproximadamente a 1.875 graus de longitude e 1.275 graus de latitude, e 38 níveis na atmosfera. No oceano, o modelo tem 40 níveis na vertical, e na horizontal, a resolução varia de 1/3 graus nos trópicos para 1 grau em latitudes mais altas do que 30°. É um modelo de sistema terrestre com representação do ciclo do carbono. Sobre a terra, o ciclo do carbono é modelado pela dinâmica da vegetação. O modelo inclui a química

² A operação de Reclassificação, em ambiente SIG, consiste em se obter um campo Temático a partir de outro campo Temático, que pode ou não, ser de categoria Temática distinta (Câmara *et al.*, 2001), como, por exemplo, agrupar um mapa de cobertura vegetal (caatinga, restinga, agricultura) em função de seu porte (alto, baixo, muito baixo).

³ O *Buffer* consiste em uma operação, em ambiente SIG, que cria áreas de influência/expansão no entorno de uma determinada feição (ponto, linha ou polígono).

⁴ O processo de *downscaling* consiste na técnica de adensamento, onde se utiliza um modelo atmosférico de resolução mais alta (modelo regional), alimentado nas fronteiras pelas condições produzidas pelo modelo global (SANTANA, 2013).

da atmosfera e modelo de aerossol com carbono orgânico e representação de poeira (Chou *et al.*, 2014). Mais detalhes sobre o modelo HadGEM2-ES podem ser obtidos em Collins *et al.* (2011).

Já o modelo regional Eta, utilizado no processo de *downscaling*, foi adaptado para funcionar para integrações de longo prazo. O modelo atualiza a concentração de CO₂ a cada 3 anos. A vegetação varia mensalmente, mas o mesmo tipo de vegetação é mantido durante o período de integração. O modelo não possui dinâmica dos oceanos. A temperatura da superfície do mar é tomada a partir de cada saída do modelo global e é atualizada diariamente no modelo regional Eta. A umidade inicial do solo e a temperatura do solo também provêm das respectivas saídas do modelo global. Os limites laterais são atualizados com variáveis do modelo global a cada intervalo de 6 horas. A resolução do modelo regional Eta é de aproximadamente 20 km na horizontal e 38 camadas na vertical, que cobrem a maior parte da América do Sul e América Central. O topo do modelo é a 25 hPa (Chou *et al.*, 2014a). Mais detalhes sobre o modelo Eta podem ser obtidos em Mesinger *et al.* (2012).

A combinação dos dois modelos (HadGEM e Eta) será chamada de Eta–HadGEM neste trabalho.

Neste trabalho, foram utilizados os dados de precipitação do modelo Eta–HadGEM, com frequência diária, apenas da área de influência da Bacia do Rio Tapacurá, o que corresponde a apenas 6 pontos (centroide) da grade do modelo Eta, conforme apresenta a Figura 3.15.

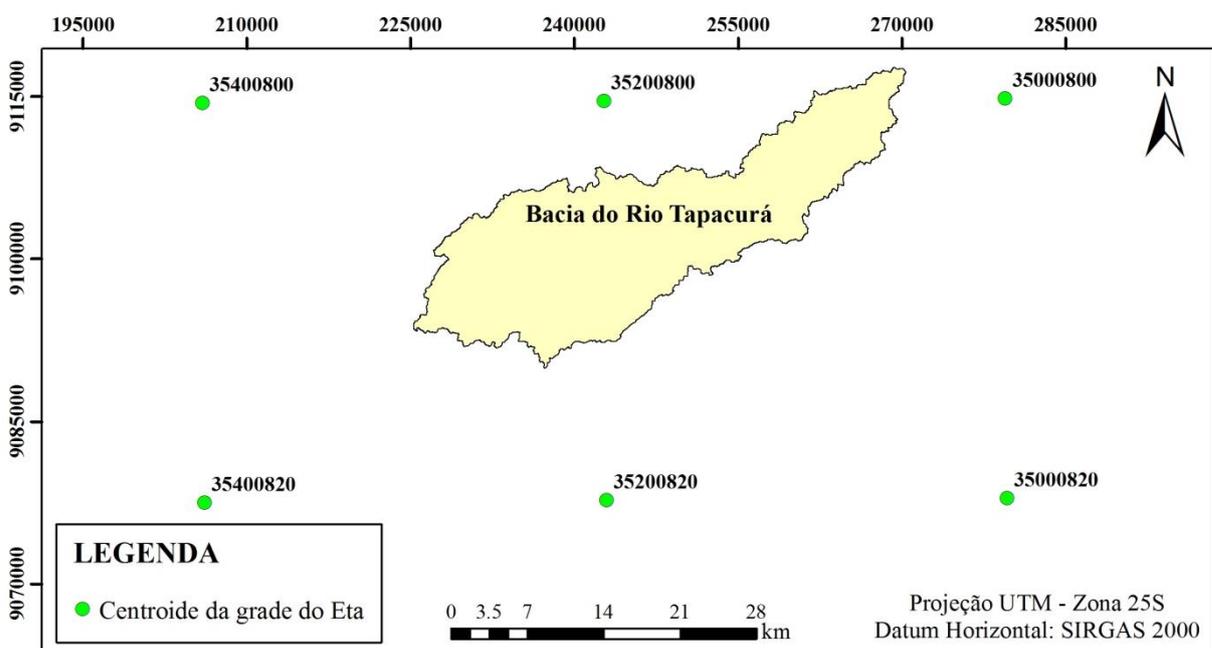


Figura 3.15 – Distribuição espacial dos pontos de grade do modelo Eta utilizados neste estudo.

Foram utilizados dados dos cenários de mudanças climáticas RCP 4.5 e 8.5 para os períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099, além do período base, 1961–1990, utilizado para realizar a correção da precipitação estimada.

Conforme mencionado anteriormente, além dos dados de precipitação diária, foram consideradas, para a modelagem dos cenários futuros, as estimativas de alterações na temperatura do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento para ambos os cenários de mudanças climáticas, conforme apresentado na Tabela 3.17.

Tabela 3.17 – Projeções de alterações na temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento nos cenários RCP 4.5 e 8.5.

Cenários	Períodos	Variáveis*	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
RCP 4.5	2011-2040	Temperatura	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
		Umidade	-0,2	-0,3	0,7	-0,2	-0,7	-1,1	-0,6	-0,5	-1,0	-0,1	0,4	0,1	
		Radiação	-0,4	-0,4	-0,5	-0,1	-0,4	-0,1	-0,3	-0,5	-0,4	-0,3	-0,5	-0,5	
		Vento	-0,1	-0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2
	2041-2070	Temperatura	2,1	2,1	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,8	1,9	1,9	1,9	2,0	2,0
		Umidade	-0,8	-1,7	-0,5	-0,6	-0,4	-0,6	-0,2	-0,3	-1,4	-1,6	-1,3	-1,3	
		Radiação	0,2	0,2	0,3	0,4	0,1	0,3	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	
		Vento	-0,2	-0,4	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2
	2071-2099	Temperatura	2,7	2,6	2,6	2,5	2,4	2,6	2,6	2,4	2,5	2,5	2,6	2,6	
		Umidade	-1,9	-1,9	-1,4	-1,4	-1,5	-1,7	-1,7	-2,0	-3,0	-3,6	-3,0	-2,8	
		Radiação	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,4	0,1	0,0	0,2	0,3	0,2	0,1	
		Vento	-0,1	0,1	0,4	0,3	0,1	0,0	-0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	
RCP 8.5	2011-2040	Temperatura	1,1	1,2	1,2	1,5	1,7	1,9	1,9	1,6	1,1	0,9	1,0	1,0	
		Umidade	-1,3	-1,2	-0,8	-1,3	-0,6	0,3	1,4	1,8	1,5	0,5	0,2	-0,8	
		Radiação	0,4	0,3	0,0	0,1	-0,2	0,0	0,1	-0,1	0,3	0,4	0,3	0,3	
		Vento	0,1	0,6	0,5	0,1	-0,4	-0,3	-0,3	-0,1	0,0	0,0	0,2	0,4	
	2041-2070	Temperatura	2,6	2,6	2,6	2,8	3,0	3,3	3,3	2,9	2,5	2,3	2,4	2,4	
		Umidade	-3,1	-2,6	-2,0	-2,1	-1,6	-0,7	0,0	0,0	-0,9	-2,2	-2,5	-2,7	
		Radiação	0,7	0,6	0,4	0,5	0,2	0,5	0,6	0,3	0,6	0,9	0,7	0,6	
		Vento	0,2	0,4	0,7	0,0	-0,1	-0,3	-0,3	-0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	
	2071-2099	Temperatura	4,1	4,2	4,3	4,4	4,4	4,7	4,7	4,4	4,0	3,8	3,8	3,9	
		Umidade	-4,4	-4,4	-3,3	-3,4	-2,0	-0,9	-0,6	-1,1	-1,6	-3,0	-4,1	-4,6	
		Radiação	0,8	0,7	0,5	0,4	0,2	0,6	0,7	0,5	0,7	0,9	0,8	0,8	
		Vento	0,1	0,5	0,7	0,2	-0,1	-0,3	-0,4	0,0	0,2	0,2	0,3	0,2	

* Temperatura (°C); Umidade relativa (%); Radiação solar (MJ/m²/dia); e Vento (m/s). Número positivo significa que haverá acréscimo, já o número negativo significa que haverá decréscimo.

As médias mensais apresentadas na Tabela 3.17 foram inseridas no gerador climático do modelo SWAT para a modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Tapacurá.

Como se pode observar na Tabela 3.16, no cenário RCP 4.5 a temperatura apresenta um acréscimo nos três períodos; a umidade, um decréscimo; e o vento se mantém relativamente estável nos três períodos. O comportamento das referidas variáveis no RCP 8.5 segue a mesma tendência observada no RCP 4.5, só que potencializada.

Chou *et al.* (2014a) utilizaram esses mesmos dados, do *downscaling* Eta–HadGEM, para analisar as mudanças climáticas para a América do Sul, com base nos cenários RCP 4.5 e 8.5.

3.4.1. Correção dos dados de precipitação futura

Os resultados dos modelos climáticos apresentam erros sistemáticos (Wood *et al.*, 2002). De acordo com Moura *et al.* (2010), esses erros são decorrentes da representação dos processos físicos atuantes e das condições iniciais e de fronteira utilizadas nos modelos, principalmente nos períodos de transição de uma estação do ano para outra.

Wood *et al.* (2002) ainda afirmam que esses erros sistêmicos podem apresentar impactos profundos nas mais diversas simulações, caso não passem por um processo de correção. Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos no sentido de avaliar e melhorar a qualidade das previsões climáticas dos modelos de previsão, como os estudos de Hay e Clark (2003), Coêlho *et al.* (2006), Bárdossy e Pegram (2011), Silveira *et al.* (2013) e Chou *et al.* (2014b).

Desta forma, no presente estudo, foram realizadas correções dos erros sistemáticos dos dados de precipitação futura do HadGEM a partir da metodologia proposta por Bárdossy e Pegram (2011), adotada pelo Grupo de Recursos Hídricos da UFPE (GRH) e pelo INCT – INPE.

A metodologia proposta por Bárdossy e Pegram (2011), também adotada por Ribeiro Neto *et al.* (2014), visa corrigir os erros sistemáticos da precipitação estimada por modelos climáticos a partir da correção de *bias*, utilizando funções de distribuição cumulativa.

Para realizar a correção dos dados de precipitação futura, foram utilizados dados observados do período de 1961–1990 das estações pluviométricas de Russinha, IPA e Tiama.

Para avaliar a correção dos dados de precipitação futura, além da análise gráfica das médias mensais, foram utilizados os índices estatísticos de R^2 , NSE e PBIAS.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. PROCESSAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA

Inicialmente a Bacia do Rio Tapacurá foi delimitada e discretizada no ArcSWAT com base no MDE da área de estudo (Figura 3.11). O delineamento automatizado baseado no MDE gerou 30 sub-bacias. A Figura 4.1 apresenta as sub-bacias geradas pelo ArcSWAT e a variação da elevação na área da bacia.

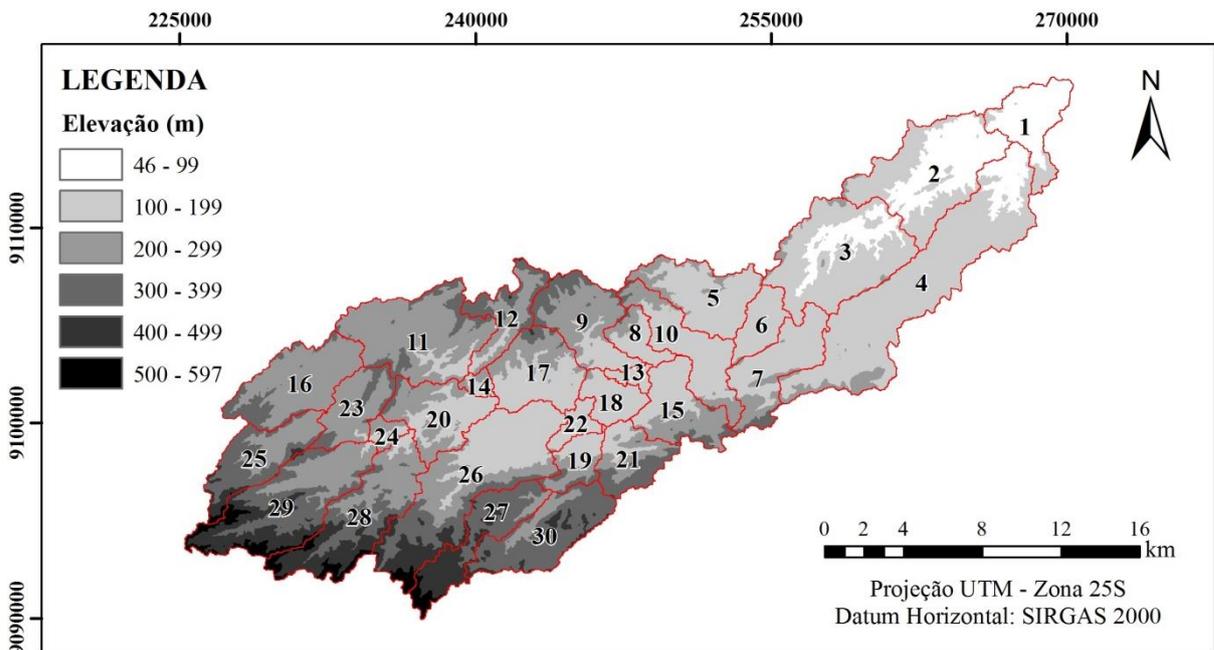


Figura 4.1 – Sub-bacias geradas para a Bacia do Rio Tapacurá e altimetria da área.

As áreas das sub-bacias variaram de 1,76 km² a 47,87 km², com uma média de 15,67 km². De acordo com a Figura 4.1, observa-se que a sub-bacia 4 apresenta a maior área (47,87 km²) e a sub-bacia 14 apresenta a menor (1,76 km²). A sub-bacia 18, gerada a partir da inclusão do posto de observação dos dados fluviométricos, apresenta uma área de 6,22 km², o que representa 1,32% da área da bacia. O referido posto de observação, que na modelagem está localizado no exutório da sub-bacia 18, drena uma área a montante de 262 km², o que representa 56% da área da bacia.

Já a sub-bacia 3, gerada a partir da inclusão do exutório referente à Barragem de Tapacurá, apresenta uma área de 30,29 km² e drena uma área a montante de 382 km², o que representa 81% da área da bacia.

As elevações na área da bacia variaram de 46 a 597 m, com as menores elevações nas proximidades do exutório da bacia e as maiores na porção oeste (Figura 4.1).

Para que fossem geradas as URH, o mapa de declividade da bacia foi gerado a partir do MDE, com as seguintes classes de declividade, adaptadas da Embrapa (1969 e 2004): 0 a 3% (plano); 3 a 8% (suave ondulado); 8 a 20% (ondulado); 20 a 45% (forte ondulado); e superior a 45% (montanhoso e escarpado). A Figura 4.2 apresenta o mapa de declividade gerado a partir do MDE e a Tabela 4.1 apresenta a área de cada classe de declividade na bacia.

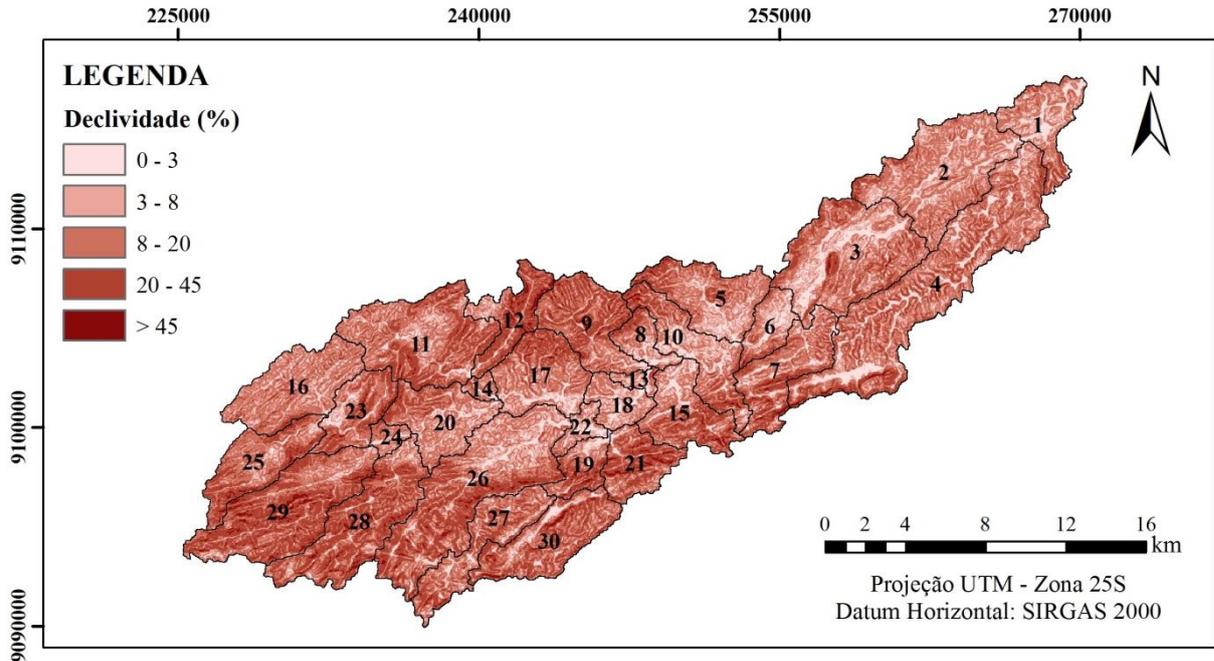


Figura 4.2 – Espacialização da declividade da Bacia do Rio Tapacurá.

Tabela 4.1. Distribuição da declividade da Bacia do Rio Tapacurá

Classes de Declividade (%)*	Relevo*	Área (km ²)	Área (%)
0 a 3	Plano	45,16	9,82
3 a 8	Suave ondulado	97,35	20,71
8 a 20	Ondulado	197,40	42,00
20 a 45	Forte ondulado	120,50	25,64
> 45	Montanhoso e escarpado	8,57	1,82

* Classificação adaptada da Embrapa (1969 e 2004).

A bacia apresenta uma declividade mínima de 0,00% e máxima de 93,6%, com uma média de 15,1%. Como se observa na Figura 4.2, a Bacia do Rio Tapacurá apresenta as menores declividades na porção central da bacia, variando de 0 a 8%, e as declividades superiores a 20% concentram-se na porção oeste da bacia e próximo aos limites norte e sul.

As áreas com declividade que variam de 8 a 20% ocupam uma maior porção da área da bacia (42%), sendo consideradas áreas com relevo ondulado. Em segundo lugar, tem-se as áreas com declividade variando de 20 a 45%, que caracterizam áreas de relevo forte ondulado,

seguidas das áreas com relevo suave ondulado, que possuem declividade de 3 a 8%. As áreas planas (0 a 3% de declividade) representam 9,82% da área da bacia e concentram-se principalmente nos terraços fluviais (Figura 4.2); e as áreas com declividade superior a 45%, consideradas de relevo montanhoso e escarpado, ocupam apenas 1,82% da área da bacia, e localizam-se principalmente nos topos de morros e cristas.

A partir da sobreposição dos mapas de uso e ocupação do solo (Figura 3.12), tipos de solo (Figura 3.2) e declividade (Figura 4.2), foram geradas as URH para a Bacia do Rio Tapacurá. Como nenhum limiar para generalização dos mapas foi considerado, foram criadas 1093 URH, derivadas da sobreposição de 6 tipos de uso e ocupação do solo, 8 tipos de solo e 5 classes de declividade. As URH consistem em áreas homogêneas de uso e ocupação do solo, tipo de solo e declividade.

A Tabela 4.2 apresenta a quantidade de URH geradas para cada sub-bacia.

Tabela 4.2 – Quantidade de URH em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá

Sub-bacia	Área (km ²)	Área (%)	URH	Sub-bacia	Área (km ²)	Área (%)	URH
1	12,03	2,56	41	16	19,13	4,07	30
2	28,36	6,04	52	17	15,45	3,29	38
3	30,29	6,44	73	18	6,22	1,32	15
4	47,87	10,19	96	19	6,14	1,31	19
5	16,08	3,42	44	20	14,21	3,02	29
6	6,58	1,40	53	21	10,23	2,18	30
7	15,20	3,23	42	22	3,41	0,73	17
8	5,22	1,11	18	23	10,50	2,23	25
9	15,92	3,39	34	24	2,43	0,52	21
10	15,26	3,25	50	25	14,33	3,05	46
11	26,68	5,68	23	26	36,84	7,84	22
12	10,08	2,15	15	27	14,63	3,11	39
13	1,89	0,40	23	28	23,76	5,06	48
14	1,76	0,37	21	29	28,38	6,04	48
15	13,46	2,86	39	30	17,64	3,75	42

De acordo com a Tabela 4.2, a sub-bacia 4 apresenta um maior número de URH, por possuir uma maior área na bacia (10,19%) e sobretudo, uma maior diversidade de usos, tipos de solo e declividade, o que acabou gerando um maior número de combinações de URH. Por outro lado, as sub-bacias 12 e 18 apresentam um menor número de URH, por apresentarem uma área menor e uma maior uniformidade de usos, tipos de solo e declividade.

A Figura 4.3 apresenta a distribuição espacial do uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Tapacurá.

A classe água ocupa uma maior área na sub-bacia 3, que possui a Barragem de Tapacurá, ocupando uma área de 9 km² (29,71% da sub-bacia). A área urbana ocupa uma

maior parcela da sub-bacia 18, representada pela sede do município de Vitória de Santo Antão (5,13 km², o que representa uma ocupação de 82,47% da área da sub-bacia) (Figura 4.3).

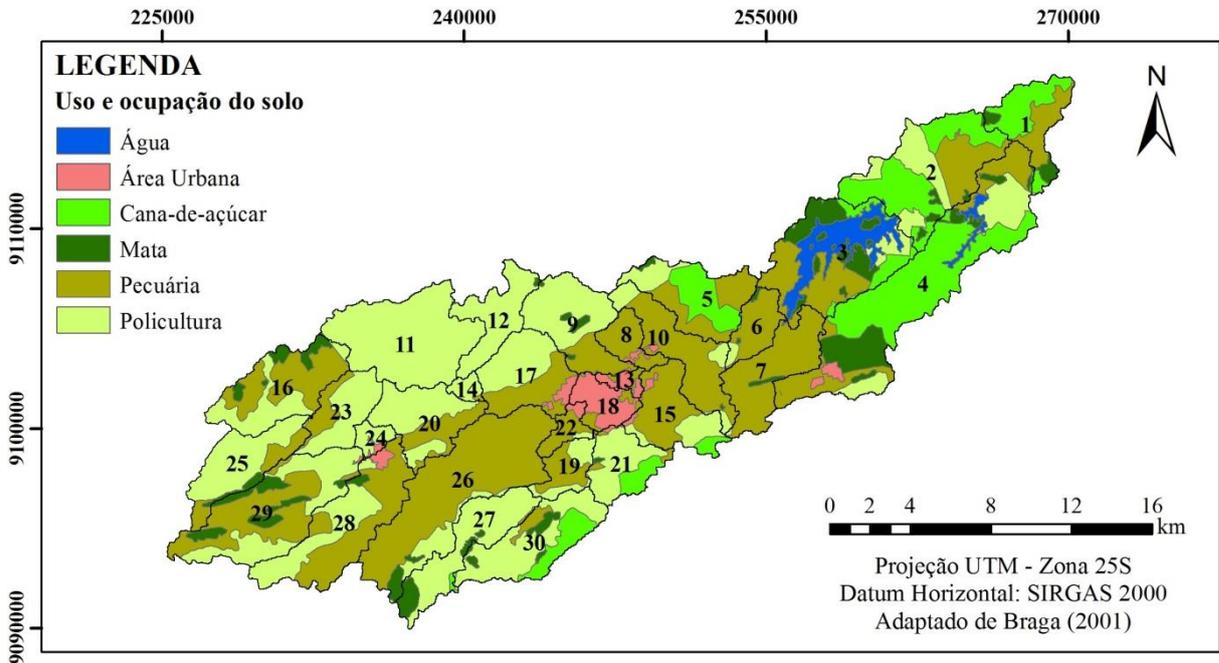


Figura 4.3 – Distribuição espacial do uso e ocupação do solo em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.

A vegetação nativa, por sua vez, possui pequenas manchas espalhadas no entorno da bacia, com uma maior área nas sub-bacias 3 e 4, com respectivos 6,59 (21,77% da área da sub-bacia) e 7,01 (14,64%) km². A cana-de-açúcar apresenta uma maior área de cobertura na sub-bacia 4, com uma área de 22,48 km², o que representa 46,97% da área da referida sub-bacia. A sub-bacia 2 também apresenta uma cobertura considerável de cana-de-açúcar, com 13,86 km², o que representa uma cobertura de 48,85% da área da sub-bacia. Na sub-bacia 1 a cana de açúcar ocupa 53,47% da área (Figura 4.3).

A policultura ocupa maiores parcelas nas sub-bacias 11 e 27, atingindo 26,65 (99,89% da área da sub-bacia) e 12,37 (84,56%) km² de área, respectivamente. A sub-bacia 12 também possui quase que a totalidade da sua área coberta pela policultura (98,99% da área). Por fim, as atividades ligadas à pecuária estão presentes em quase todas as sub-bacias, com predominância mais relevante nas sub-bacias 7 (97,05% da área), 6 (87,49% da área), 26 (86,21% da área) e 10 (80,59% da área) (Figura 4.3).

A sub-bacia 3, que possui o reservatório da Barragem de Tapacurá, possui uma área de 31,84% coberta por atividades ligadas à pecuária; 29,71% de água; 21,77% de mata; 10,88% de cana-de-açúcar e apenas 5,80% de policultura (Figura 4.3).

A Figura 4.4 apresenta a distribuição espacial dos tipos de solo para cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.

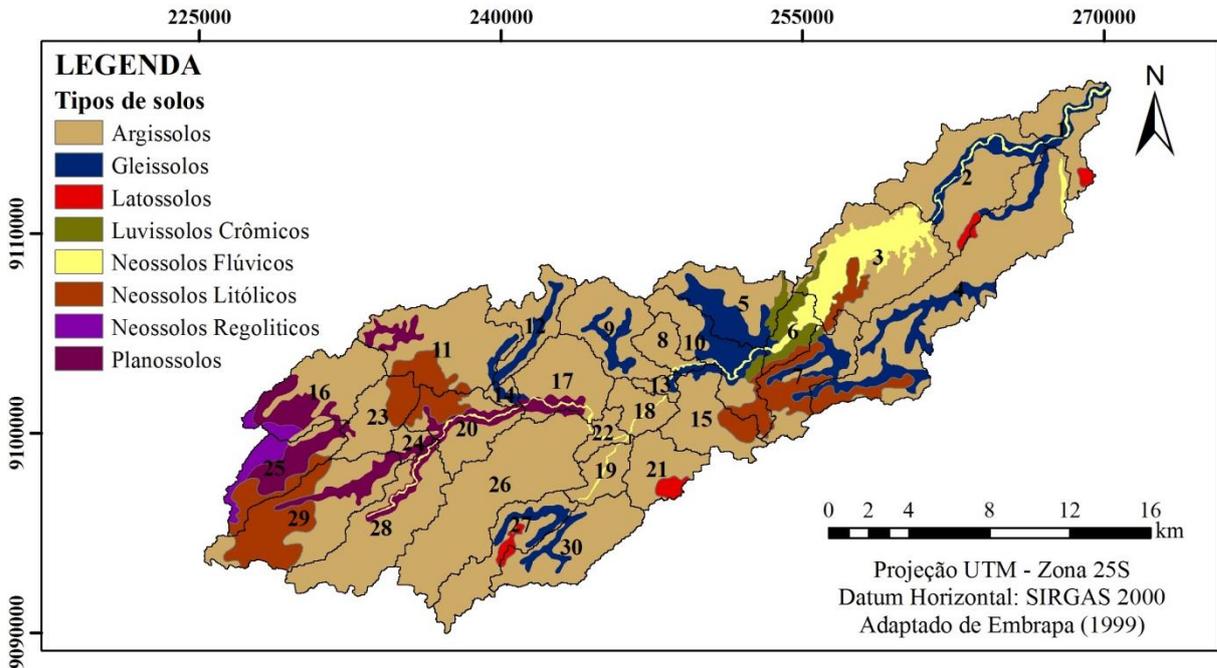


Figura 4.4 – Distribuição espacial dos tipos de solo em cada sub-bacia da Bacia do Rio Tapacurá.

De acordo com a Figura 4.4, pode-se observar que há o predomínio de Argissolos por toda a bacia, principalmente na sub-bacia 26 (36,54 km², o que representa 99,20% da área da sub-bacia). Na sub-bacia 3, concentram-se as maiores áreas ocupadas pelos Neossolos Flúvicos (15,84 km²). Os Neossolos Flúvicos concentram-se na sub-bacia 3, mas estão espalhados por toda a bacia (Figura 4.4).

Os Luvisolos Crômicos ocupam uma maior área na sub-bacia 6 (3,22 km²), estando presente também em pequenas manchas nas sub-bacias 3, 5, 7 e 10. Os Gleissolos ocorrem em várias sub-bacias, ocupando uma maior área na sub-bacia 5 (6,3 km²). Os Latossolos, por sua vez, ocupam uma maior área na sub-bacia 21 (1,3 km²). Os Neossolos Litólicos estão mais presentes na sub-bacia 29 (11,80 km²). Os Neossolos Regolíticos estão presentes apenas nas sub-bacias 25 (3,37 km²) e 16 (1,61 km²), e os Planossolos estão presentes na porção mais a oeste da bacia, ocupando uma maior área nas sub-bacias 25 (5,57 km²) e 16 (5,34 km²).

Após definidas as URH da Bacia do Rio Tapacurá, os dados climatológicos foram importados e o modelo SWAT executado.

Nos itens a seguir serão apresentados e discutidos os resultados obtidos em cada fase da modelagem da Bacia do Rio Tapacurá pelo modelo SWAT.

4.2. MODELAGEM HIDROLÓGICA DA BACIA DO RIO TAPACURÁ

4.2.1. Modelagem inicial

O modelo SWAT foi utilizado inicialmente para a simulação da vazão, sem nenhuma alteração de parâmetros. A Figura 4.5 apresenta o hidrograma do escoamento simulado e o observado, para o período de 1995 a 2003, e a Figura 4.6 apresenta o resultado da correlação da vazão simulada e observada.

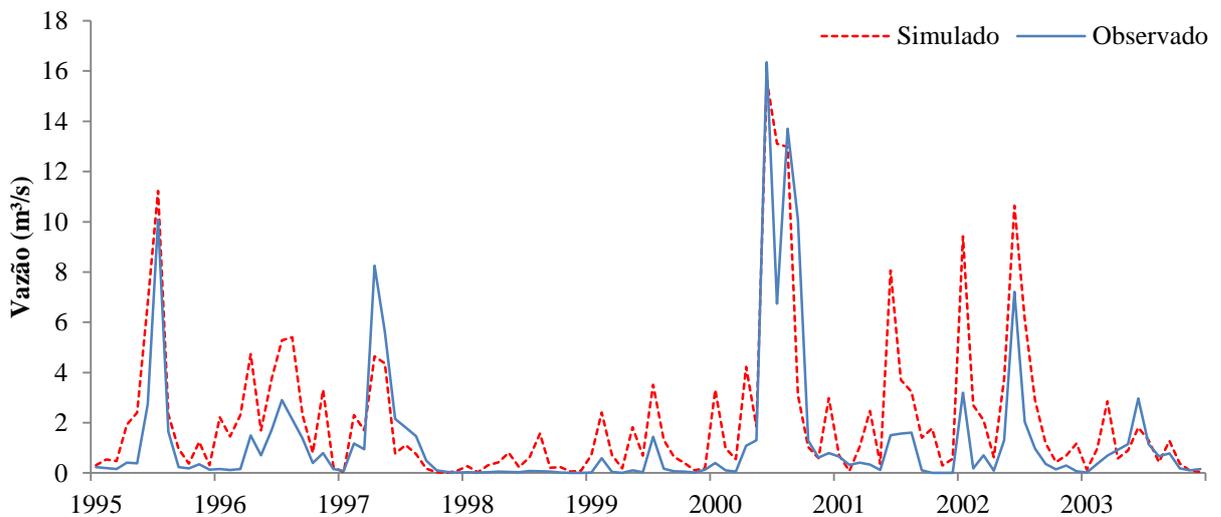


Figura 4.5 – Resultado da simulação da vazão para o período de 1995 a 2003.

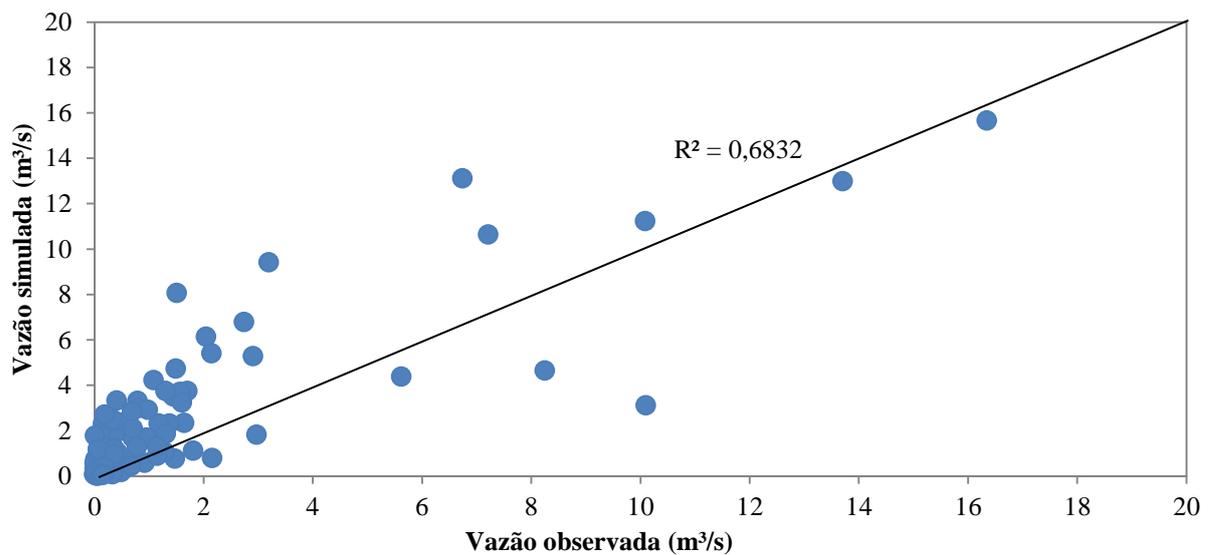


Figura 4.6 – Comparação entre a vazão observada e a simulada na fase de modelagem inicial.

Analisando a Figura 4.5, observa-se que na simulação inicial, o modelo estava superestimando a vazão, tanto nos picos, como nas vazões menores, ao longo de toda a série

histórica observada. A Figura 4.6 também demonstra que a distribuição dos dados não ocorre de maneira proporcional e que a grande maioria das vazões simuladas estão sendo superestimadas pelo modelo.

A Tabela 4.3 apresenta a comparação estatística entre as vazões observada e simulada pelo modelo SWAT.

Tabela 4.3 – Comparação entre a vazão simulada pelo modelo SWAT e a observada

Estatísticas	Vazão observada (m³/s)	Vazão simulada (m³/s)
Média	1,29	2,15
Máxima	16,34	15,65
Mínima	0,0	0,01
Desvio Padrão	2,68	2,95
R ²		0,68
NSE		0,50
PBIAS		-67,12

Observa-se que a vazão média observada para o período foi de 1,29 m³/s, enquanto a simulada pelo modelo foi 2,15 m³/s, representando uma superestimativa de 67% da vazão média observada. Embora o modelo tenha superestimado a vazão ao longo de toda a série, as vazões máximas e mínimas simuladas pelo modelo foram semelhantes às observadas. O maior desvio padrão também foi observado na série simulada pelo modelo (Tabela 4.3).

Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação inicial apresentou um R² de 0,68 (Figuras 4.5), um NSE de 0,50 e PBIAS de -67,12. Pode-se afirmar, com base no valor de R² e NSE, que há certa coerência entre os dados estimados pelo SWAT e os dados reais (Santhi *et al.*, 2001; Moriasi *et al.*, 2007; Bonumá *et al.*, 2012), mas de acordo com o valor de PBIAS, o desempenho do modelo está inaceitável e necessita de calibração (Moriasi *et al.*, 2007).

Desta forma, buscando um melhor ajuste entre a vazão simulada pelo modelo e a observada, o modelo SWAT foi calibrado. A calibração do modelo para a Bacia do Rio Tapacurá ocorreu conforme descrito anteriormente no item 3.3.4, de forma automatizada pelo SWAT-CUP e precedida pela análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo.

Nos itens a seguir serão apresentados e discutidos os resultados obtidos na fase de análise de sensibilidade e calibração dos parâmetros do modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá.

4.2.2. Análise de sensibilidade

De acordo com Arnold *et al.* (2012b) e Ferrigo (2014), o primeiro passo para o processo de calibração e validação do modelo é a determinação dos parâmetros mais sensíveis para a bacia hidrográfica em estudo, que deve ser realizada com base em opinião especializada e/ou análise de sensibilidade. Desta forma, foi realizada a análise de sensibilidade com todos os parâmetros que o SWAT utiliza para os cálculos de estimativa de vazão e que influenciam a dinâmica hidrossedimentológica no modelo.

A análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT foi obtida após 500 iterações entre os parâmetros, dentro dos intervalos definidos e apresentados na Tabela 3.13. A referida tabela também apresenta o método matemático utilizado para as alterações dos parâmetros ao longo do processo de análise de sensibilidade.

Após realizada a análise de sensibilidade dos 19 parâmetros que influenciam a vazão, foram apontados pelo SWAT-CUP como sendo os parâmetros mais sensíveis do processo de calibração da vazão para a Bacia do Rio Tapacurá, em ordem de importância, os 10 parâmetros apresentados e descritos na Tabela 4.4.

A ordem de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT, para a calibração da vazão da Bacia do Rio Tapacurá, foi definida com base nos resultados apresentados na Figura 4.7.

Tabela 4.4 – Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT

Parâmetro	Descrição	Processo
<i>SOL_AWC</i>	Capacidade de água disponível (mm H ₂ O/mm solo)	Solos (.sol)
<i>CNII</i>	Curva Número na condição II de umidade (adimensional)	Escoamento superficial (.mgt)
<i>SOL_K</i>	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	Solos (.sol)
<i>Gw_Revap</i>	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea (adimensional)	Água subterrânea (.gw)
<i>Slsbbsn</i>	Comprimento da declividade média (m)	Tempo de concentração (.hru)
<i>Canmx</i>	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo (mm)	Evapotranspiração (.hru)
<i>Gw_Delay</i>	Retardo do escoamento subterrâneo (dias)	Água subterrânea (.gw)
<i>Gwqmn</i>	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno (mm)	Água subterrânea (.gw)
<i>SOL_Z</i>	Profundidade do solo (mm)	Solos (.sol)
<i>Alpha_Bf</i>	Constante de recessão do fluxo de base (dias)	Água subterrânea (.gw)

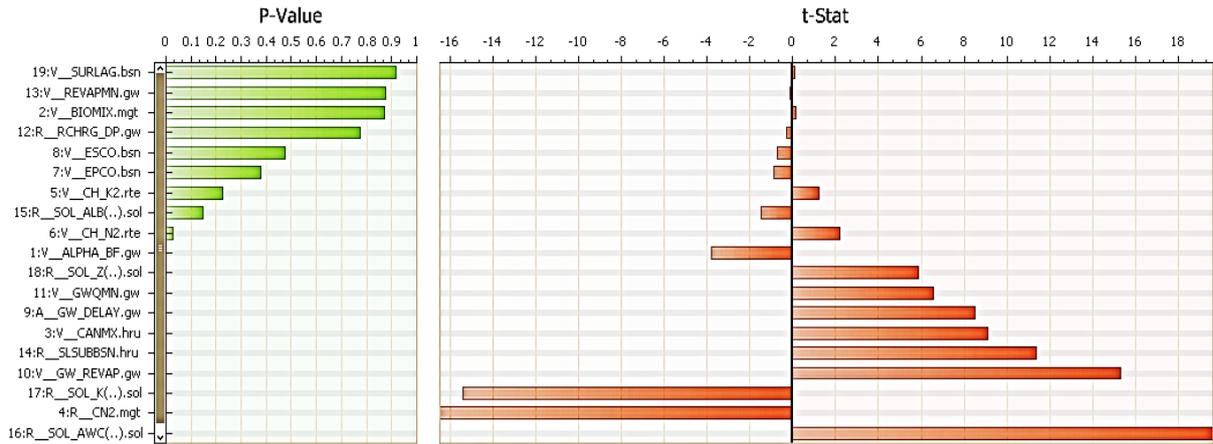


Figura 4.7 – Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá

O *t-stat* (Figura 4.7) indica o grau da sensibilidade, e quanto maior for o seu valor absoluto, mais sensível é o parâmetro. Já o *p-value* determina a significância da sensibilidade dos parâmetros, sendo que valores próximos de zero apresentam maior significância na modelagem específica (Abbaspour, 2012). Desta forma, foram considerados como mais sensíveis os 10 parâmetros que apresentaram um *p-value* inferior a 0,1.

Dos 10 parâmetros considerados mais sensíveis para a calibração da vazão da Bacia do Rio Tapacurá (Tabela 4.4), quatro estão relacionados às águas subterrâneas (*Gw_Revap*, *Gw_Delay*, *Gwqmn*, *Alpha_Bf*), três às características físicas dos solos (*SOL_AWC*, *SOL_K* e *SOL_Z*), o *Slsubbsn* ao tempo de concentração do escoamento superficial, o *Canmx* ao processo de evapotranspiração e o *CNII* ao escoamento superficial.

Os parâmetros *SOL_AWC*, *CNII*, *SOL_K*, *SOL_Z* e *Slsubbsn* influenciam na geração de escoamento superficial. O *Gw_Revap*, *Gw_Delay*, *Gwqmn* e *Alpha_Bf* influenciam o fluxo de base, e o *Canmx* influencia na evapotranspiração.

Os parâmetros identificados nesse estudo como os mais sensíveis para a calibração da vazão também já foram identificados em estudos anteriores em bacias hidrográficas brasileiras, conforme se pode observar na Tabela 4.5.

Observa-se que os parâmetros mais sensíveis para a calibração da vazão em bacias hidrográficas não variam muito, diferenciando-se pouco de uma bacia para outra, independentemente da região estudada. Foi detectado nessa breve revisão da literatura, que os parâmetros identificados como os mais sensíveis para a calibração da vazão pelo modelo SWAT, para a Bacia do Rio Tapacurá, possuem correspondência com, no mínimo, cinco parâmetros dos estudos de Strauch *et al.* (2012) e Andrade *et al.* (2013), e com sete nos estudos de Melo Neto *et al.* (2014), Castro (2013) e Ferrigo (2014).

Tabela 4.5 – Parâmetros mais sensíveis para a calibração do modelo SWAT, identificados em outros estudos no Brasil

Parâmetros*	Correspondentes	Autores	Região
<i>Alpha_Bf</i> , <i>Canmx</i> , <i>CH_K2</i> , <i>CH_N2</i> , <i>Esco</i> , <i>Gw_Delay</i> , <i>Gw_Revap</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Revapmn</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>Surlag</i>	6	Aragão <i>et al.</i> (2013)	Nordeste
<i>Surlag</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>SOL_K</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>CNII</i> , <i>Ssubbsn</i> , <i>CH_K2</i> , <i>Rchrg_DP</i> , <i>Esco</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>SOL_Z</i>	7	Castro (2013)	
<i>CH_N2</i> , <i>CNII</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>Canmx</i> , <i>CH_K2</i> , <i>Epc</i> , <i>Esco</i> , <i>Gw_Delay</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Surlag</i>	5	Strauch <i>et al.</i> (2012)	Oeste
<i>CNII</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>Gw_Delay</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Gw_Revap</i> , <i>ESCO</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>SOL_K</i> , <i>SOL_BD</i> , <i>Shallst</i> , <i>Gwht</i> , <i>Deepst</i> , <i>Revapmn</i> , <i>Anion_Excl</i>	7	Ferrigo (2014)	
<i>CNII</i> , <i>SOL_K</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>Canmx</i> , <i>Surlag</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Gw_Revap</i> , <i>Gw_delay</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>Esco</i> , <i>CH_K2</i> , <i>CH_N2</i>	6	Fukunaga (2012)	
<i>Esco</i> , <i>Alpha_bf</i> , <i>Epc</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>Canmx</i> , <i>CH_K2</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>SOL_K</i> , <i>CNII</i>	6	Lelis <i>et al.</i> (2012)	Sudeste
<i>CNII</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>Rchrg_DP</i> , <i>Esco</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>SOL_K</i> ,	5	Andrade <i>et al.</i> (2013)	
<i>Alpha_Bf</i> , <i>CNII</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Esco</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>CH_N2</i> , <i>Blai</i> , <i>Canmx</i> , <i>Gw_Revap</i>	7	Melo Neto <i>et al.</i> (2014)	
<i>Esco</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>CH_K2</i> , <i>Canmx</i> , <i>SOL_Awc</i> , <i>SOL_K</i> , <i>CNII</i> , <i>Slope</i> , <i>Blai</i> , <i>Gwqmn</i>	6	Bonumá <i>et al.</i> (2010)	
<i>CH_K2</i> , <i>Slope</i> , <i>Esco</i> , <i>Alpha_BF</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>SOL_K</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>Surlag</i> , <i>CNII</i> , <i>CH_N2</i>	6	Baltokoski <i>et al.</i> (2010)	Sul
<i>Esco</i> , <i>Alpha_Bf</i> , <i>SOL_Z</i> , <i>SOL_AWC</i> , <i>Blai</i> , <i>Gwqmn</i> , <i>Revapmn</i> , <i>CH_K2</i> , <i>CNII</i> , <i>GW_Revap</i>	6	Malutta (2012)	

* Os parâmetros em negrito são os correspondentes aos mais sensíveis identificados no presente estudo.

A Tabela 4.6 apresenta a quantidade de vezes que cada parâmetro foi citado nos onze estudos analisados.

Tabela 4.6 – Número de citações dos parâmetros considerados mais sensíveis para a calibração da vazão, para a Bacia do Rio Tapacurá, em outros estudos no Brasil

Parâmetros	Processo	Quantidade
<i>SOL_AWC</i>	Solos (.sol)	9
<i>CNII</i>	Escoamento superficial (.mgt)	10
<i>SOL_K</i>	Solos (.sol)	7
<i>Gw_Revap</i>	Água subterrânea (.gw)	5
<i>Ssubbsn</i>	Tempo de concentração (.hru)	1
<i>Canmx</i>	Evapotranspiração (.hru)	6
<i>Gw_Delay</i>	Água subterrânea (.gw)	4
<i>Gwqmn</i>	Água subterrânea (.gw)	8
<i>SOL_Z</i>	Solos (.sol)	7
<i>Alpha_Bf</i>	Água subterrânea (.gw)	11

O parâmetro *Alpha_Bf* foi o mais citado, figurando como um dos parâmetros mais sensíveis para a calibração da vazão pelo modelo SWAT em todos os onze estudos analisados. O *CNII* foi o que teve o segundo maior número de citações, aparecendo em dez dos onze estudos analisados. O *Ssubbsn* foi o que obteve o menor número de citações, aparecendo em apenas um dos estudos analisados (Tabela 4.6).

4.2.3. Calibração e validação

Após serem selecionados os parâmetros mais sensíveis ao ajuste da vazão para Bacia do Rio Tapacurá, os mesmos foram submetidos ao processo de autocalibração pelo SWAT-CUP, na busca de melhor ajustar a vazão calculada com a observada. Para tanto foram realizadas 1.000 iterações entre os parâmetros selecionados, utilizando as mesmas faixas de variação e métodos matemáticos de alteração dos parâmetros, adotados na fase de análise de sensibilidade.

Os parâmetros calibrados e suas respectivas faixas de variação são apresentados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT

Parâmetro	Grupo	Valor Inicial	Intervalo de variação do parâmetro			Valor calibrado
			Método	Mínimo	Máximo	
<i>SOL_AWC</i> (mm/mm)	Solos (.sol)	VE*	×	-0,25	0,25	0,1113
<i>CNII</i> (adim**)	Escoamento superficial (.mgt)	VE	×	-0,1	0,1	-0,0831
<i>SOL_K</i> (mm/h)	Solos (.sol)	VE	×	-0,25	0,25	-0,2268
<i>Gw_Revap</i> (adim)	Água subterrânea (.gw)	0,02	=	0,02	0,2	0,1643
<i>Ssubbsn</i> (m)	Tempo de concentração (.hru)	VE	×	-0,25	0,25	0,0353
<i>Canmx</i> (mm)	Evapotranspiração (.hru)	0	=	0	10	8,785
<i>Gw_Delay</i> (dias)	Água subterrânea (.gw)	31	+	-30	60	42,945
<i>Gwqmn</i> (mm)	Água subterrânea (.gw)	0	=	0	1.000	776,5
<i>SOL_Z</i> (mm)	Solos (.sol)	VE	×	-0,25	0,25	0,0353
<i>Alpha_Bf</i> (dias)	Água subterrânea (.gw)	0,048	=	0	1	0,2025

* VE: varia espacialmente. Seu valor esta relacionado a cada uso, tipo de solo ou declividade.

** adim: adimensional.

Conforme se pode observar na Tabela 4.7, os parâmetros relacionados à dinâmica do escoamento de base (*Gw_Revap*, *Gw_Delay*, *Gwqmn*, *Alpha_Bf*) e o *Canmx*, possuem um mesmo valor para toda a bacia modelada. Já os parâmetros relacionados aos usos, tipos de solo e declividade, possuem variabilidade espacial na bacia. Sua correta alteração só pode ser

realizada por meio dos métodos de multiplicação ou adição, que conservam a variabilidade dos parâmetros, ajustando cada um de forma proporcional, em função do seu valor inicial, relacionado a uma classe específica de uso ou tipo de solo.

Os ajustes dos parâmetros do modelo SWAT serviram para buscar diminuir a vazão simulada, que estava sendo superestimada pelo modelo, como se observou na Figura 4.5. A diminuição da vazão foi obtida a partir da redução do escoamento superficial, retardo e armazenamento do fluxo de base, além do aumento das perdas por evapotranspiração.

O escoamento superficial foi reduzido a partir do aumento dos valores dos parâmetros *SOL_Z* e *SOL_AWC*, e redução do *CNII*. O retardo e armazenamento do fluxo de base foi intensificado a partir da redução do *SOL_K*, aumento do *Gw_Revap*, *Gw_Delay* e *Alpha_Bf*. As perdas por evapotranspiração foram intensificadas pelo aumento do *Canmx* e *Gwqmn*. O *Slsbbsn* atuou no aumento do retardo do escoamento superficial.

O *SOL_Z* foi aumentado em 3,52% e o *SOL_AWC* em 11,13%. O aumento do *SOL_Z* representa um aumento na profundidade dos solos para a bacia, e o do *SOL_AWC* representa o aumento da capacidade de armazenamento de água no solo e, conseqüentemente, redução do escoamento superficial. Já o *CNII* foi reduzido em -8,31%, atuando na diminuição do escoamento superficial para toda a bacia.

O parâmetro *SOL_K* (K_{sat}) no modelo SWAT, de acordo com Kannan *et al.* (2007), Neitsch *et al.* (2011) e Ferrigo (2014), é um parâmetro necessário para calcular o tempo de percolação da água de uma dada camada do solo para uma camada inferior e que possui um efeito pequeno sobre o cálculo do escoamento superficial. Sua maior influência se dá no fluxo de base, por ser um parâmetro responsável pelo fluxo horizontal na zona saturada.

Para a modelagem da Bacia do Rio Tapacurá, o parâmetro *SOL_K* foi reduzido em 22,68%, o que acarreta, de acordo com Kannan *et al.* (2007), uma maior retenção do fluxo de base e redução da vazão.

O *Gw_Revap* foi elevado para 0,1643, representando uma maior ascensão de água conforme a evapotranspiração potencial (Carvalho Neto, 2011). Já o *Slsbbsn* foi elevado em 3,53% para toda a bacia, retardando um pouco o escoamento superficial. O *Canmx* foi elevado de 0 a 8,785, representando uma maior interceptação da água da chuva, uma maior evapotranspiração e, conseqüentemente, redução do escoamento superficial. O *Gw_Delay*, com a adição de 42,945, passou de 31 para 73,945 dias, retardando o escoamento de base.

O *Gwqmn* passou de 0 para 776,5 mm, representando uma redução no aporte de fluxo de base para o rio (Neitsch *et al.*, 2011), pois de acordo com Ferrigo (2014), para valores altos de *Gwqmn*, uma considerável porção do fluxo de base é atrasada e armazenada no solo.

O α_{Bf} foi elevado para 0,2025, reduzindo com isso o fluxo de base e aumentando o acúmulo de água no solo.

Após a calibração dos parâmetros mencionados anteriormente, houve um ajuste considerável da vazão calculada pelo modelo e a vazão observada. A Figura 4.8 apresenta os hidrogramas da vazão calculada e observada, após a fase de calibração, para o período de 1995 a 2003.

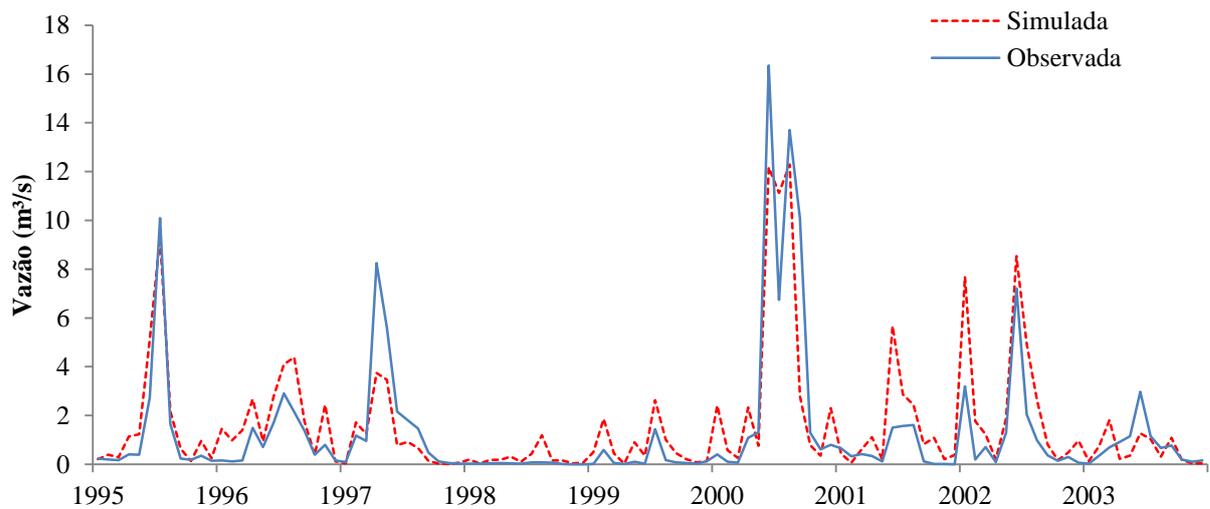


Figura 4.8 – Resultado da calibração da vazão para o período de 1995 a 2003.

Se comparados o hidrograma da Figura 4.8, resultante da calibração dos parâmetros do modelo, com o hidrograma da modelagem inicial (Figura 4.5), observa-se que houve uma suavização, com uma redução nos picos de vazão e uma melhor representação do escoamento de base e recessão do hidrograma.

A Tabela 4.8 apresenta um comparativo entre a vazão simulada inicialmente (sem nenhuma alteração dos parâmetros) e após os ajustes dos parâmetros do modelo.

Além de uma melhora significativa do hidrograma, pode-se observar, com base nos dados da Tabela 4.8, que estatisticamente também houve um ajuste melhor da vazão simulada pelo modelo, após o ajuste dos parâmetros. A média mensal, que na modelagem inicial foi de 2,15 m³/s, reduziu para 1,59 m³/s, ficando mais próxima da vazão média observada no período, que é de 1,29 m³/s. A vazão máxima, após a calibração dos parâmetros, reduziu para 12,29 m³/s, se distanciando um pouco da vazão máxima observada que foi de 16,34 m³/s. Isso decorre de um esforço no ajuste dos parâmetros para que o modelo representasse melhor a série como um todo, que apresenta, no geral, vazões inferiores a esta de 16,34 m³/s. Sendo assim, como a vazão foi reduzida em todo o hidrograma, acabou reduzindo também este

evento isolado de máxima, que foi melhor representado na modelagem inicial (sem ajuste de parâmetros). Como não é objetivo do estudo calibrar o modelo para um fim específico, como análise de vazões mínimas ou máximas, mas sim a série como um todo, não foram priorizados melhores ajustes com base nas vazões mínimas ou máximas, e sim em melhores valores para os índices estatísticos adotados (R^2 , NSE e PBIAS) e suavização do hidrograma.

Tabela 4.8 – Comparação entre a vazão simulada (modelagem inicial) e a calibrada pelo modelo SWAT

Estatísticas	Vazão observada (m³/s)	Vazão simulada (m³/s)	Vazão calibrada (m³/s)
Média	1,29	2,15	1,59
Máxima	16,34	15,65	12,29
Mínima	0,00	0,01	0,00
Desvio Padrão	2,68	2,95	2,45
R^2	–	0,68	0,72
NSE	–	0,50	0,71
PBIAS	–	-67,12	-23,73

Além de um melhor ajuste em relação à média mensal, o desvio padrão obtido após o ajuste dos parâmetros foi reduzido consideravelmente, ficando inferior ao desvio padrão da série observada (Tabela 4.8).

Em relação à análise estatística pelo R^2 , NSE e PBIAS, índices que são referências para a avaliação da modelagem hidrológica de uma bacia, a calibração do modelo SWAT para a vazão da Bacia do Rio Tapacurá apresentou um bom resultado, com R^2 de 0,72 e NSE de 0,71 e PBIAS de -23,73, podendo ser classificada como boa, de acordo com os índices de R^2 e NSE, e satisfatória de acordo com o PBIAS.

A melhora considerável, após o ajuste dos parâmetros do modelo, foi identificada nos valores de NSE e PBIAS, que saltaram de 0,50 e -67,12, na simulação inicial, para 0,71 e -23,73 após o ajuste dos parâmetros do modelo. O R^2 teve uma melhora de apenas 0,04, saltando de 0,68 para 0,72.

A Figura 4.9 apresenta o resultado da correlação da vazão simulada com a observada, após a calibração.

Observa-se na Figura 4.9 que houve uma melhor dispersão dos dados de vazão, após a calibração, quando comparado com os dados simulados inicialmente, apresentados na Figura 4.6.

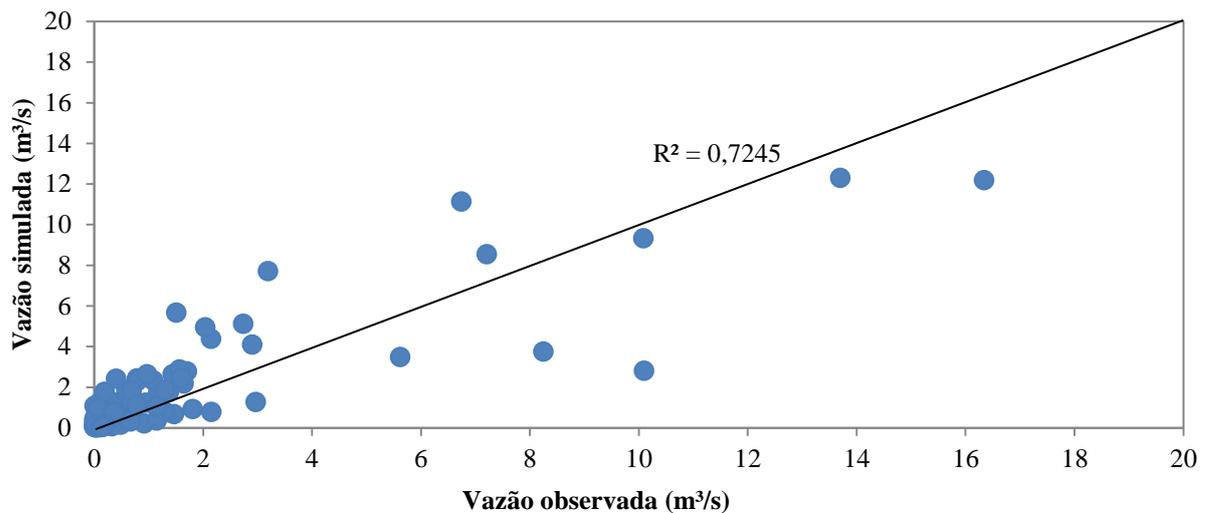


Figura 4.9 – Comparação entre a vazão observada e calculada após a calibração.

Após a calibração da vazão, foi selecionada outra série histórica para a verificação da modelagem hidrológica realizada pelo modelo SWAT. A série utilizada para validação foi do período de 2004 a 2012.

A Figura 4.10 apresenta o hidrograma do escoamento simulado e o observado, após a validação, e a Figura 4.11 apresenta o resultado da correlação da vazão simulada e observada.

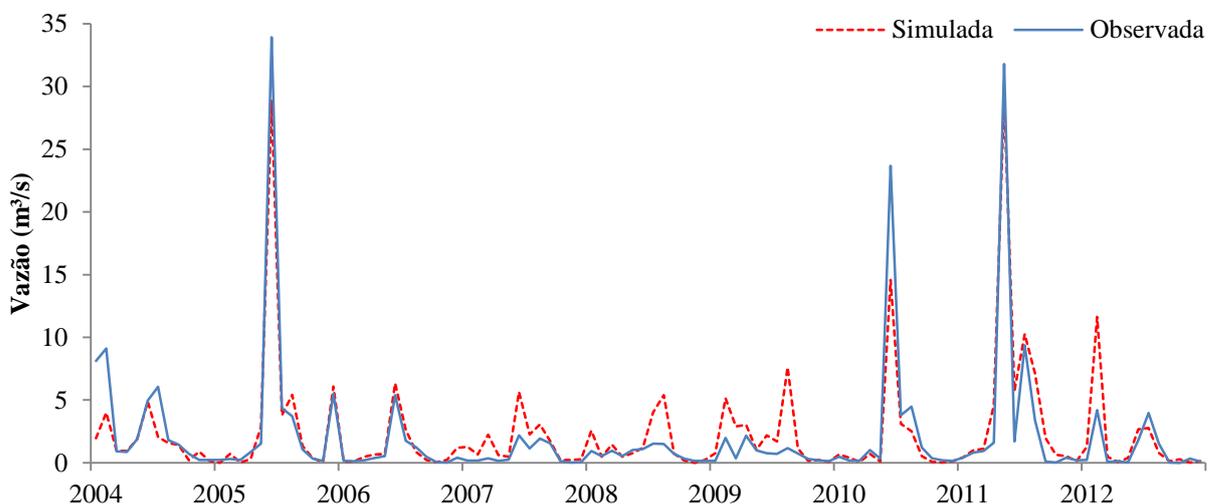


Figura 4.10 – Resultado após a validação do modelo: comparação entre a vazão observada e calculada para o período de 2004 a 2012.

O resultado da modelagem hidrológica, após a validação, apresentou um resultado melhor do que no período de calibração, apresentando um melhor ajuste dos hidrogramas observado e simulado, com uma melhor representação tanto das vazões de pico, quanto o escoamento de base e vazões medianas.

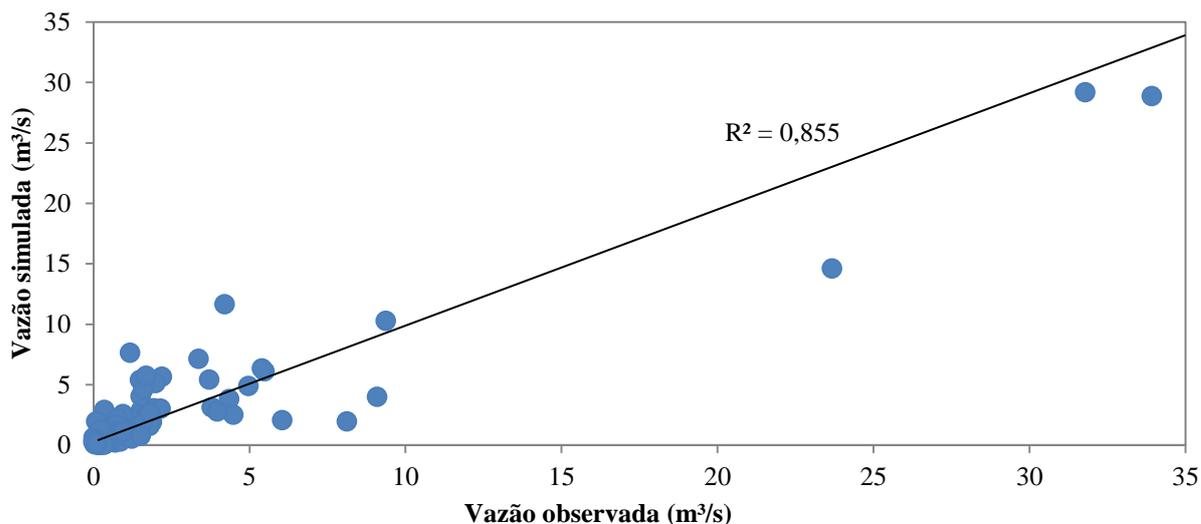


Figura 4.11 – Comparação entre a vazão observada e calculada após a validação (2004 – 2012).

Com base na Figura 4.11 pode-se observar também o bom ajuste do modelo na fase de validação, considerando que o gráfico apresenta uma dispersão equilibrada dos dados.

A Tabela 4.9 apresenta a comparação estatística da vazão observada com a simulada, após a validação.

Tabela 4.9 – Comparação estatística da vazão observada com a simulada pelo modelo SWAT, após a validação

Estatísticas	Vazão observada (m³/s)	Vazão simulada (m³/s)
Média	2,09	2,34
Máxima	33,93	29,17
Mínima	0,00	0,00
Desvio Padrão	5,11	4,45
R ²		0,86
NSE		0,85
PBIAS		-11,94

A média mensal da vazão simulada foi um pouco superior à observada (0,25 m³/s), a vazão máxima foi um pouco menor (4,76 m³/s) e o desvio padrão da vazão simulada foi menor do que o da observada (Tabela 4.9).

Em relação aos valores de R², NSE e PBIAS, obtidos após a validação, estes foram superiores aos encontrados na calibração. O R² obtido foi de 0,86; o NSE foi de 0,85; e o PBIAS de -11,94, enquanto na calibração foram obtidos valores de 0,72; 0,71 e -23,73, respectivamente.

Os valores de R², NSE e PBIAS obtidos tanto na calibração, quanto na validação, são superiores aos valores considerados aceitáveis por Green *et al.* (2006), Green e van Griensven

(2008), Wu e Chen (2009), Moriasi *et al.* (2007), Santhi *et al.* (2001) e Bonumá *et al.* (2012). Os valores obtidos de R^2 e NSE classificam a modelagem, na validação, como muito boa; e o valor de PBIAS, como boa, conforme classificação proposta por Moriasi *et al.* (2007). Esse bom resultado da modelagem hidrológica é compatível com os resultados obtidos por Montenegro e Ragab (2012) e Ribeiro Neto *et al.* (2014), que realizaram simulações com os modelos DiCaSM e MODHAC, respectivamente, para a Bacia do Rio Tapacurá.

Montenegro e Ragab (2012) obtiveram índices de R^2 que variaram de 0,62 a 0,97, com uma média de 0,83, e um NSE que variou de 0,55 a 0,94, com uma média de 0,79, para os diferentes períodos analisados. Já Ribeiro Neto *et al.* (2014), obtiveram, para a Bacia do Rio Tapacurá, um NSE de 0,81 na calibração e 0,59 na validação.

Vale a pena ressaltar que além da complexidade para se representar matematicamente os processos físicos do meio natural, que envolvem, nesse caso, a geração da vazão em uma bacia hidrográfica, a qualidade dos dados observados também interfere consideravelmente no ajuste do modelo.

Estações como o posto de monitoramento fluviométrico da ANA, na Bacia do Rio Tapacurá, que é visitado por um observador apenas 2 vezes ao dia (às 07:00 e as 17:00 h), acabam produzindo dados que, em determinados eventos, causam discrepâncias na modelagem da vazão, pois picos de vazão podem ocorrer no intervalo de tempo das 07:00 às 17:00, e não serem registrados. Desta forma, a vazão observada passa a ser subestimada. Por outro lado, se os dados pluviométricos forem devidamente coletados e espacializados, o modelo irá gerar a vazão correspondente a tais dados, superestimando assim a vazão que foi registrada pelo observador (subestimada). Este tipo de evento já foi registrado na Bacia do Rio Tapacurá por Araújo Filho *et al.* (2006), no dia 02/06/2006.

4.3. PROCESSOS EROSIVOS

Neste item são apresentados os resultados e discussões acerca das estimativas da produção de sedimentos por sub-bacias, propagação de sedimentos nos canais e produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá, obtidos com o modelo SWAT.

4.3.1. Produção de sedimentos das sub-bacias

Uma vez que o modelo SWAT calibrado produziu um bom resultado na validação da vazão, procedeu-se a estimativa da produção de sedimentos por sub-bacias para o período de

1995–2012, pois uma das principais vantagens da utilização integrada de modelos hidrossedimentológicos com o SIG, é a capacidade de análise espacial da distribuição dos aspectos modelados. Desta forma, a partir da utilização do modelo SWAT e técnicas de SIG, foi analisada a distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá.

A Figura 4.12 apresenta a distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, para o período de 1995 a 2012.

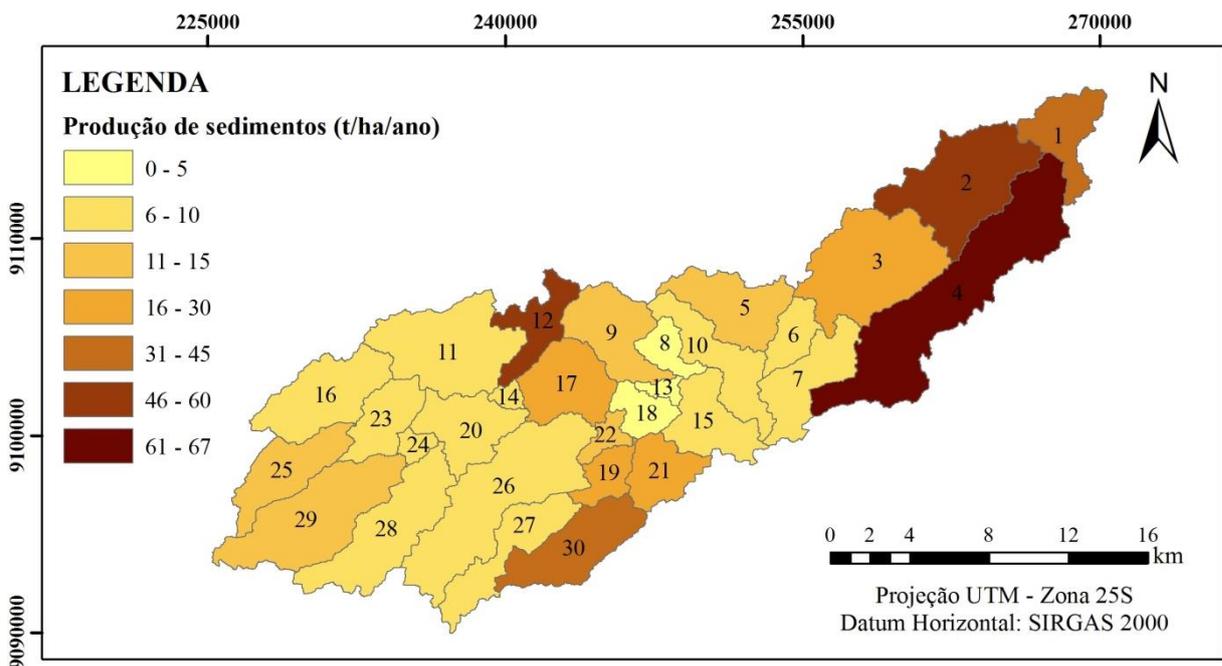


Figura 4.12 – Distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).

A produção de sedimentos das sub-bacias variou de 1,44 a 66,62 t/ha/ano. A espacialização dos resultados apresentou, no geral, maiores valores de produção de sedimentos nas sub-bacias que possuem uma maior concentração de escoamento superficial (Figura 4.13) e precipitação (Figura 4.14).

Os maiores valores de produção de sedimentos foram estimados para as sub-bacias 4 (66,62 t/ha/ano), 2 (54,80 t/ha/ano) e 1 (43,51 t/ha/ano), na porção leste da bacia; e nas sub-bacias 12 (51,60 t/ha/ano) e 30 (38,96 t/ha/ano), na porção central norte e sul da bacia (Figura 4.12). A porção leste da bacia apresentou valores de escoamento superficial que variaram de 201 a 286 mm (Figura 4.13). Essa porção da bacia se caracteriza pelo predomínio de plantios de cana-de-açúcar e outros tipos de cultivos, além de atividades de pecuária. Outro fator importante é que a porção leste da bacia recebe maior quantidade de precipitação quando

comparada com a porção oeste (Figura 4.14). Este comportamento também foi constatado no estudo de Silva *et al.* (2010).

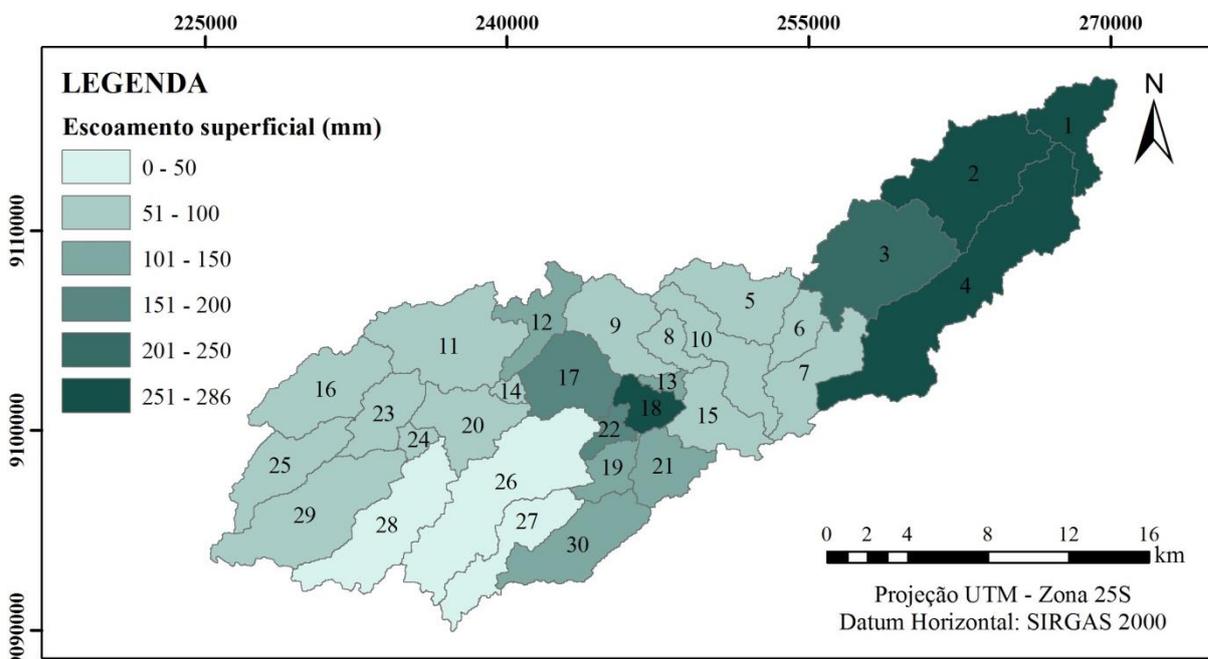


Figura 4.13 – Distribuição espacial do escoamento superficial médio na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).

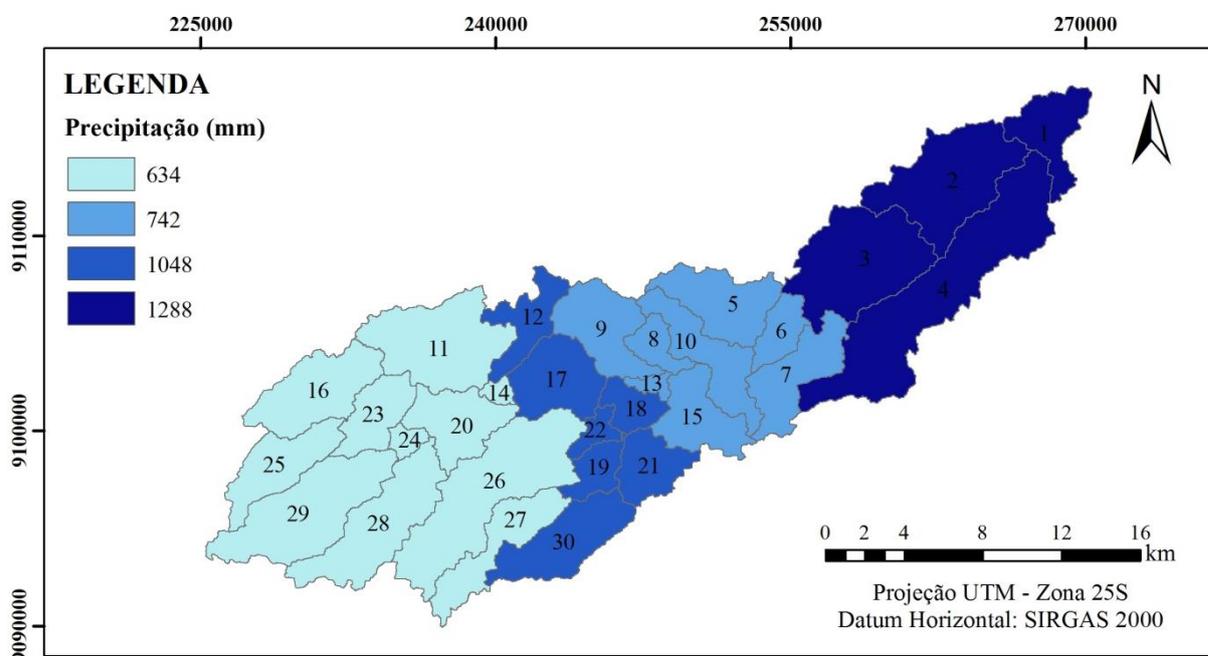


Figura 4.14 – Distribuição espacial da precipitação média na Bacia do Rio Tapacurá (período de 1995 a 2012).

Com base na análise da Figura 4.14, observa-se que a porção leste da bacia, no período de análise, recebeu mais que o dobro de precipitação que a porção oeste. Essa variabilidade

espacial da precipitação influencia os processos hidrossedimentológicos na bacia, conforme se pode observar nas Figuras 4.12 e 4.13.

As sub-bacias que apresentaram uma produção de sedimentos maior (1, 2, 4, 12 e 30), além de receberem uma maior quantidade de precipitação e escoamento superficial, apresentam uma cobertura do solo predominante de cana-de-açúcar e policultura (Figura 4.3), que possuem um maior valor do fator C_{EUPS} (Tabela 3.7), em detrimento da cobertura vegetal nativa, que promove uma maior proteção do solo. O solo predominante na área das sub-bacias é o Argissolo, também havendo a presença de Gleissolos (Figura 4.4), que possuem um valor elevado do fator K_{EUPS} em relação aos solos da Bacia do Rio Tapacurá (Tabela 3.11). Somados aos fatores da precipitação elevada, escoamento superficial, cobertura vegetal antropizada, presença de solos com elevada erodibilidade, as referidas bacias também possuem a maior parte da sua área com um relevo que varia de ondulado a forte ondulado (Figura 4.2).

Embora o escoamento superficial nas sub-bacias 12 e 30 não tenha sido tão intenso quanto o estimado para as sub-bacias da porção leste (Figura 4.13), a declividade mais acentuada (Figura 4.2) registrada nas referidas sub-bacias, somada ao predomínio de cultivos agrícolas, favoreceu uma produção de sedimentos maior. A sub-bacia 12 possui 99% da sua área ocupada pela policultura, e um relevo classificado como de forte a ondulado em 46% da área, e ondulado em outros 29%. Já a sub-bacia 30, apresenta 63% da área coberta pela policultura e 23% pela monocultura da cana-de-açúcar (demais usos somam 14%), somados a um relevo considerado como de forte a ondulado em 36% da área, e ondulado em 40%.

A cultura da cana-de-açúcar é responsável por uma produção de sedimentos mais elevada em virtude do seu manejo, considerando que no período de entressafra das usinas de açúcar e/ou álcool, o solo fica descoberto devido à colheita, o que, de acordo com Aragão (2013), favorece uma maior movimentação de terra, facilitando a desagregação das partículas de solo e transporte de sedimentos pelo escoamento superficial. Essa elevada contribuição para a produção de sedimentos está representada no valor mais alto do fator C_{EUPS} (Tabela 3.7). Comportamento semelhante ao observado nesse estudo foi constatado também por Lane *et al.* (1997), Birkinshaw e Bathurst (2006), Figueiredo (2008), Weill e Sparovek (2008), Silva *et al.* (2010) e Aragão (2013).

A sub-bacia 18, que apresenta forte impermeabilização do solo pelas construções urbanas (82% da área), apresentou a menor taxa de produção de sedimentos, com um valor médio anual de 3,23 t/ha. Já em relação ao escoamento superficial, apresentou os maiores valores, com um valor médio anual de 286 mm. Isso pode ser explicado por essa sub-bacia ser

composta em grande parte pela área urbana do Município de Vitória de Santo Antão, que possui um elevado grau de impermeabilização do solo, devido às construções e pavimentação urbana (que se refletem no seu alto valor de *CN*, conforme apresentado na Tabela 3.9).

Além da sub-bacia 18, apresentaram uma menor produção de sedimentos as sub-bacias 13 e 8, que possuem zona urbana e pastagem, seguidas das sub-bacias 15, 10, 6 e 7, ainda na porção central, e das sub-bacias da porção oeste. As sub-bacias da porção oeste apresentaram um menor escoamento superficial, que variou, no geral, de 0 a 100 mm.

A porção oeste é a que apresenta uma menor concentração de chuvas na bacia (Silva *et al.*, 2010), e se caracteriza pela presença de áreas de pastagem, diferentes tipos de cultivos e pequenas áreas de vegetação nativa. A presença de mata e cobertura considerável de pastagem nas sub-bacias da porção oeste, de acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2005), contribui para a redução da desagregação do solo por impacto das gotas de chuva, como também pelo arrasto do escoamento superficial, reduzindo assim as perdas de solo nessa área.

A Tabela 4.10 apresenta as médias estimadas de produção de sedimentos para a Bacia do Rio Tapacurá, no período de 1995–2012, além das médias de precipitação e escoamento superficial.

Tabela 4.10 – Médias de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos para a Bacia do Rio Tapacurá (1995–2012)

Ano	Precipitação (mm)	Escoamento superficial (mm)	Produção de sedimentos (t/ha/ano)
1995	817,26	74,62	7,80
1996	993,81	105,61	18,44
1997	770,63	102,90	14,21
1998	427,16	5,84	0,25
1999	582,25	29,79	4,40
2000	1.396,87	237,65	30,20
2001	831,03	58,33	5,83
2002	995,98	114,96	18,46
2003	639,97	42,03	7,88
2004	886,84	131,73	23,65
2005	1.159,85	239,62	35,16
2006	728,63	65,46	9,44
2007	841,53	78,10	11,42
2008	786,33	75,58	16,83
2009	878,35	100,04	25,33
2010	897,69	154,98	16,88
2011	1.482,81	338,31	41,21
2012	730,46	96,45	31,67
Média	880,41	114,00	17,73

A produção de sedimentos média, na Bacia do Rio Tapacurá, variou de 0,25 a 41,21 t/ha/ano, com uma média anual de 17,73 t/ha para o período de 1995–2012. Estando fortemente relacionado com a precipitação e o escoamento superficial, conforme se pode observar na Figura 4.15, onde a correlação entre a produção de sedimentos e o escoamento superficial atingiu um valor de 0,76, superando o valor de 0,65 obtido por Tibebe e Bewket (2011), em seu estudo em uma bacia na Etiópia.

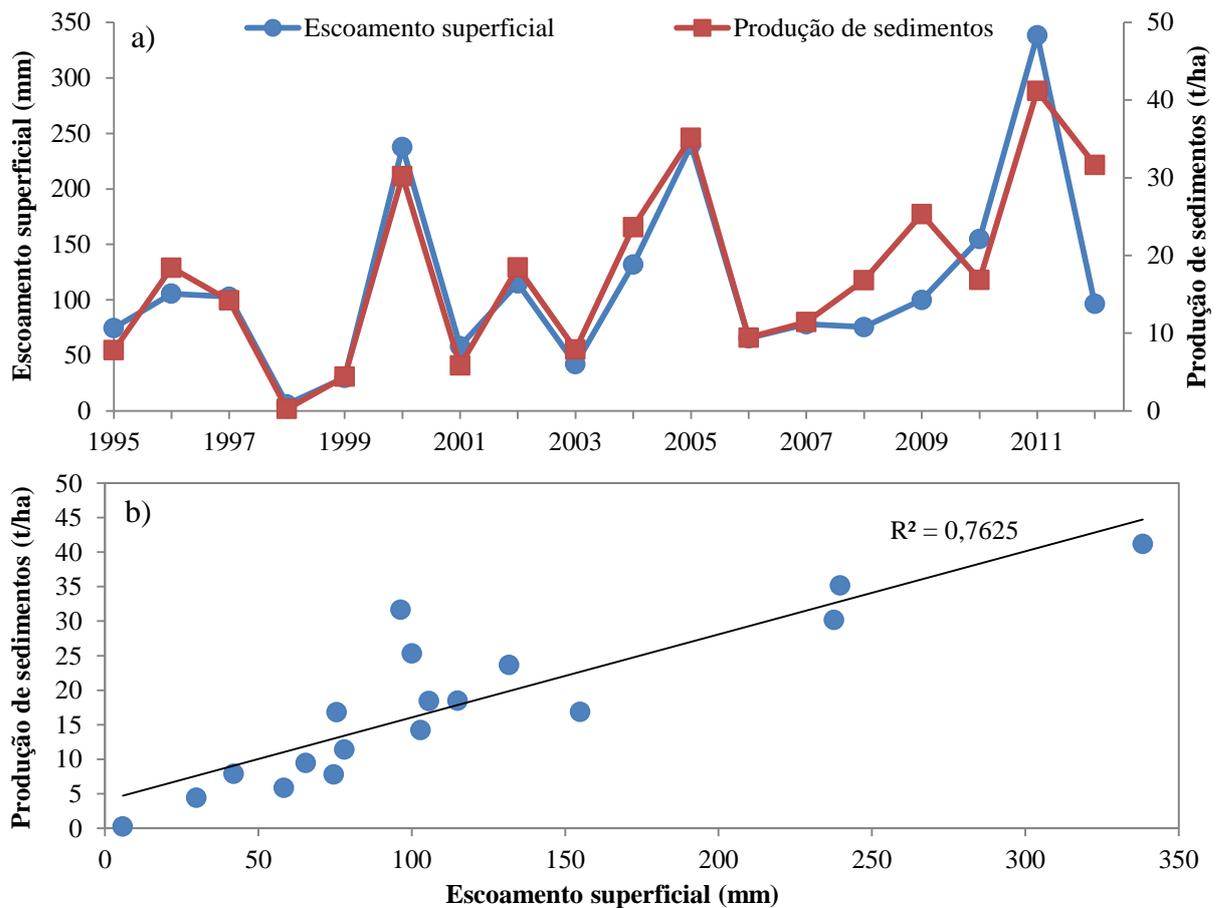


Figura 4.15 – (a e b) Relação entre o escoamento superficial e a produção de sedimentos média no período de 1995 a 2012.

A produção de sedimentos média anual de 17,73 t/ha/ano, estimada para a Bacia do Rio Tapacurá pelo modelo SWAT, pode ser considerada como aceitável de acordo com os estudos de Margolis *et al.* (1985), Albuquerque *et al.* (2005), Martins *et al.* (2003) e Silva *et al.* (2011), e classificada como média de acordo com a interpretação proposta por Carvalho (2008).

4.3.1.1. Classificação da produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá

Uma das principais vantagens na utilização de modelos hidrossedimentológicos distribuídos em ambiente SIG é a capacidade de se analisar qualitativamente o potencial erosivo em diferentes áreas, como bem afirmam Farinasso (2006) e Aragão (2013). Desta forma, a análise qualitativa da produção de sedimentos estimada para as sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá, foi realizada a partir da classificação proposta por Carvalho (2008).

De acordo com essa classificação, as perdas de solo estimadas para as sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá, podem ser consideradas de nulas a pequenas em 15 sub-bacias (39,79% da área), moderadas em 6 (22,31% da área), médias em 6 (19,53% da área) e de médias a fortes em apenas 3 sub-bacias (18,38% da área), conforme apresenta a Figura 4.16.

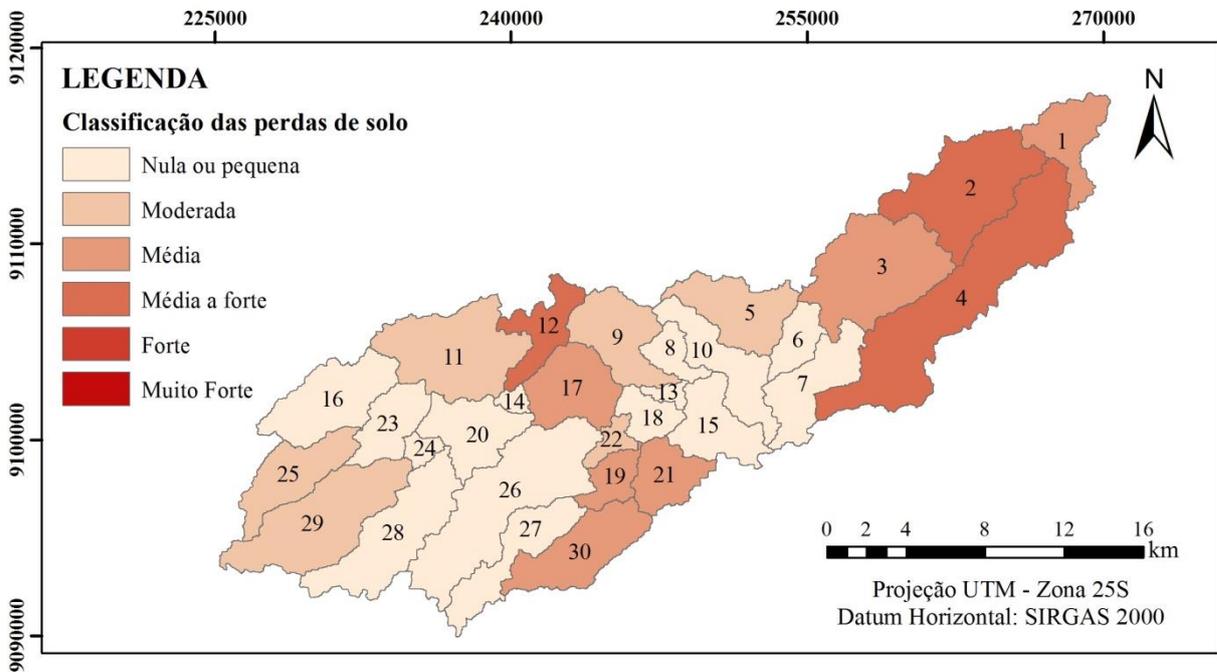


Figura 4.16 – Espacialização das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá de acordo com a classificação de perdas de solo proposta por Carvalho (2008).

A espacialização e classificação das perdas de solo das sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá, apresentadas na Figura 4.16, são importantes para se identificar as áreas que devem ser prioritárias para o desenvolvimento e implementação de práticas conservacionistas, buscando dessa forma uma redução nas perdas de água e solo e um melhor gerenciamento ambiental.

Como exemplos de práticas conservacionistas que podem ser implementadas em bacias hidrográficas, podem ser citadas: reflorestamento; plantio em contorno ou em nível; utilização de faixas de contorno; proteção do solo com cobertura morta; plantação de

pastagens em áreas de pouca produtividade, que servem tanto para alimentação do gado quanto para o controle da erosão; dentre outras, conforme se pode consultar em Carvalho (2008).

A eficiência da utilização de práticas conservacionistas para a redução de perdas de solo em áreas agricultáveis é bem comprovada, conforme se pode observar nos estudos de Santos *et al.* (2000), Bezerra e Cantalice (2006), Carvalho *et al.* (2009), Margolis *et al.* (1985) e Santos *et al.* (2009).

No estudo de Santos *et al.* (2000), observou-se que a proteção do solo com cobertura morta, assim como a vegetação nativa, diminui significativamente as perdas de água e solo em regiões semiáridas, como o Cariri Paraibano. Assim como no estudo de Santos *et al.* (2000), Bezerra e Cantalice (2006) observaram que as perdas de água e solo, em áreas com cultivo de cana-de-açúcar, são menores quando o cultivo da cana-de-açúcar é associado com a cobertura morta (resíduos da própria cana).

No estudo de Carvalho *et al.* (2009), o milho cultivado em nível foi capaz de reduzir o escoamento superficial e as perdas de solo em mais de 40 e 200%, respectivamente, quando comparado com a prática de plantio morro abaixo. Ainda no estudo de Carvalho *et al.* (2009), foi observado que a prática de plantio do milho morro abaixo superou as perdas de água e solo até de uma área com solo exposto.

De acordo com Margolis *et al.* (1985), a utilização de faixas de contorno (2,0 m de largura, com espaçamento de 13,5 m entre elas) de capim sempre-verde (*Panicum Maximum Jacq.*), em solo com declividade de 12%, arado, gradeado e cultivado anualmente com milho, foi capaz de reduzir as perdas de água e solo em 58 e 87%, respectivamente, quando comparada com a prática de plantio em nível.

No estudo de Santos *et al.* (2009), a adoção de cultivo de feijão com cobertura morta (palha do feijão) permitiu, em média, uma redução nas perdas de solo de 87%, quando comparadas com uma área desmatada, aproximando-se das perdas de solo observadas em áreas com vegetação nativa.

4.3.2. Propagação de sedimentos na rede de drenagem

O modelo SWAT, além da produção de sedimentos nas sub-bacias, também modela a propagação de sedimentos na rede de drenagem. Conforme mencionado anteriormente, a produção de sedimentos das sub-bacias é estimada pela EUPSM e o modelo considera que toda essa carga de sedimentos estimada pela EUPSM atinge o canal de cada sub-bacia. A

partir do momento que atinge o canal, com base no conceito de poder de fluxo de Bagnold (1977), o modelo estima os processos de deposição e degradação no canal, até atingir o exutório.

Conforme afirma Carvalho (2008), nem toda quantidade de sedimentos erodido em uma bacia atinge o seu exutório, parte desse material produzido se deposita ainda na superfície, bem como pode se depositar nas margens de rios e nos canais, atingindo o exutório da bacia apenas parte do que foi erodido.

Com base na estimativa do processo de propagação nos canais do modelo SWAT, a Figura 4.17 apresenta a fração de sedimentos que cada trecho de rio transporta para o trecho subsequente.

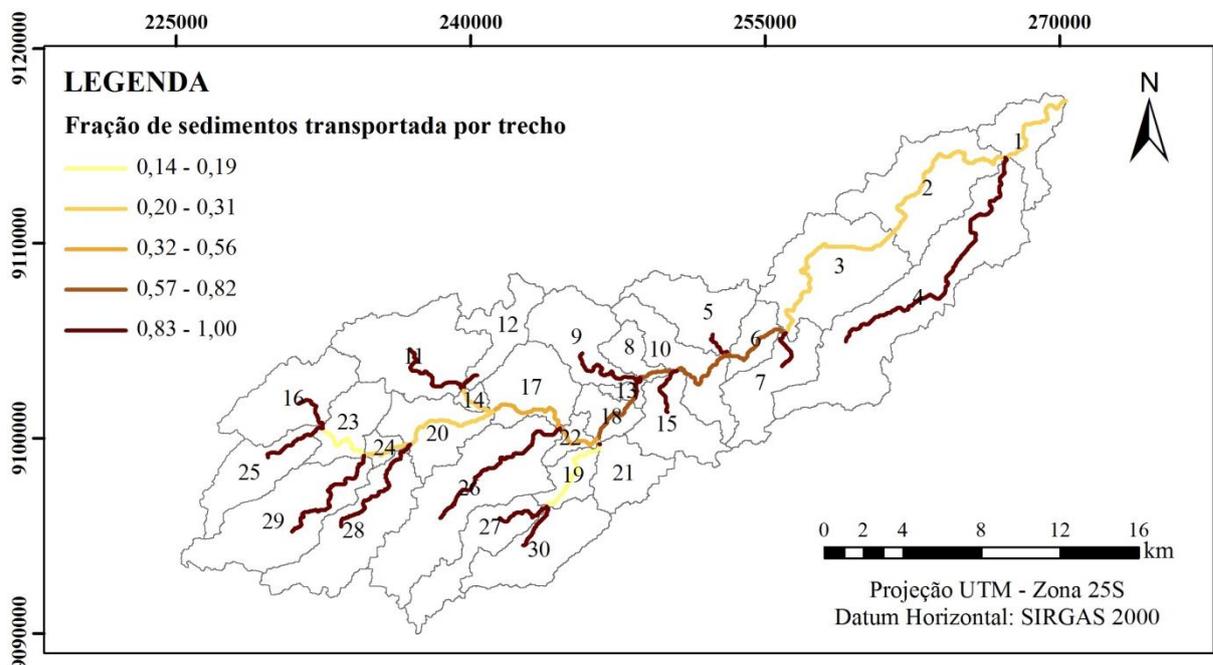


Figura 4.17 – Fração de sedimentos transportada por cada trecho de rio da Bacia do Rio Tapacurá.

Com base na Figura 4.17, observa-se que nos trechos de rios pertencentes às sub-bacias da porção oeste, que possuem uma maior declividade, ocorre pouca ou nenhuma deposição. Esse comportamento também é observado em outras áreas, em sub-bacias que não recebem contribuição de nenhuma outra. Ou seja, praticamente todo o sedimento produzido nessas sub-bacias, é transportado para a sub-bacia subsequente via rede de drenagem.

Por outro lado, a deposição passa a ser registrada nos canais das sub-bacias que se localizam na calha principal e que possuem uma menor declividade, quando comparadas com as sub-bacias que possuem os divisores de água. Os canais que apresentaram uma maior deposição foram os das sub-bacias 19 e 23, seguidos das sub-bacias 20, 1, 2 e 3.

Os canais das sub-bacias 19 e 23, por exemplo, receberam a contribuição de praticamente todo o aporte de sedimentos de duas sub-bacias a montante, e transportaram apenas 19 e 14%, respectivamente, do total de sedimento recebido e produzido, para os seus exutórios.

Os resultados estimados da propagação de sedimentos no canal, para este estudo, corroboram com os apresentados por Carvalho Neto (2011) e Santos *et al.* (2013), que estimaram um transporte de praticamente todo o sedimento produzido nas sub-bacias localizadas nas cabeceiras e divisores de água para as sub-bacias subsequentes e a deposição ocorrendo, em sua maior parte, apenas na porção central da bacia.

De acordo com Santos *et al.* (2013), esse comportamento ocorre porque a deposição de sedimentos é promovida, principalmente, pela redução brusca das declividades, uma vez que essa configuração é capaz de promover a diminuição da competência ou capacidade fluvial, formando uma região de depósitos do tipo cone de dejeção, conforme Christofolletti (1980).

4.3.3. Estimativa da produção de sedimentos para a Barragem de Tapacurá

Conforme visto anteriormente, nem todo o sedimento que é gerado e recebido por uma sub-bacia atinge o exutório. Em alguns casos parte desse sedimento se deposita na calha fluvial. Desta forma, com base na produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT nas sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá e na sua propagação ao longo da rede de drenagem, foi possível estimar a produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá, localizado na sub-bacia 3, que drena uma área de 382 km², o que representa 81% da área da bacia.

A Figura 4.18 apresenta a rede de contribuição do reservatório da Barragem de Tapacurá. Como se pode observar nessa figura, a bacia de contribuição da Barragem de Tapacurá possui 27 das 30 sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá. Ficam fora da rede de drenagem que atinge a Barragem de Tapacurá apenas as sub-bacias 4, 2 e 1. As sub-bacias 2 e 1 situam-se a jusante da Barragem de Tapacurá e a sub-bacia 4 situa-se em um rio paralelo que só atinge o rio principal na sub-bacia 1, já próximo ao exutório da bacia.

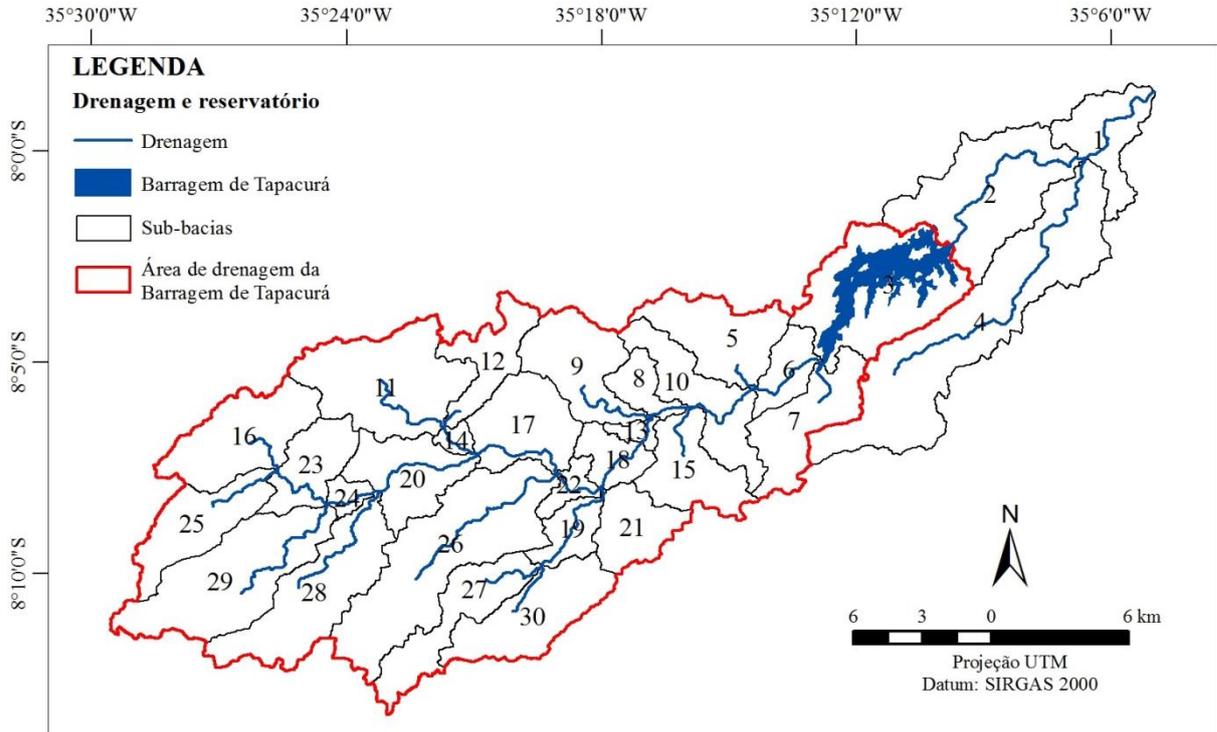


Figura 4.18 – Área de drenagem da Barragem de Tapacurá.

A produção de sedimentos da Bacia do Rio Tapacurá para o reservatório de mesmo nome, no período compreendido entre 1995 e 2012 é apresentado na Tabela 4.11. A Tabela 4.11 apresenta ainda a vazão que chega até a barragem e a precipitação média da bacia.

Tabela 4.11 - Médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos da Bacia do Rio Tapacurá para o reservatório de mesmo nome (1995–2012)

Ano	Precipitação (mm)	Vazão (m ³ /s)	Produção de sedimentos (t/ha/ano)
1995	817,26	2,72	0,40
1996	993,81	2,94	0,82
1997	770,63	2,57	0,48
1998	427,16	0,39	0,01
1999	582,25	1,01	0,17
2000	1.396,87	6,72	2,11
2001	831,03	2,24	0,22
2002	995,98	3,57	1,11
2003	639,97	1,27	0,24
2004	886,84	3,66	0,95
2005	1.159,85	6,04	2,33
2006	728,63	1,84	0,38
2007	841,53	2,29	0,27
2008	786,33	2,20	0,52
2009	878,35	2,80	1,38
2010	897,69	3,25	1,81
2011	1.482,81	9,21	4,03
2012	730,46	2,32	1,13
Média	880,41	3,17	1,02

Como se pode observar na Tabela 4.11, a produção de sedimentos que atinge a Barragem de Tapacurá está relacionada com a precipitação média anual, assim como com a vazão. Ela atingiu os maiores valores nos anos de 2000, 2005 e 2011, que apresentaram os maiores índices de precipitação e vazão. A menor produção de sedimentos foi observada no ano de 1998, que apresentou a menor precipitação e vazão para todo o período analisado.

Conforme se pode observar nos resultados apresentados, apenas uma pequena parte das perdas de solo que ocorrem nas sub-bacias atinge o exutório ou determinado ponto de controle. A produção de sedimentos média das sub-bacias para a área de drenagem da barragem (excluindo as sub-bacias 4, 2 e 1) foi de 13,59 t/ha/ano para o período analisado, e desse montante, apenas 1,02 t/ha/ano atingiu a Barragem de Tapacurá, o que representa apenas 8% das perdas de solo.

Esses resultados da produção de sedimento da Bacia do Rio Tapacurá para a barragem de mesmo nome são semelhantes aos observados nos estudos de Irvem *et al.* (2007), Beskow *et al.* (2009), Bonumá *et al.* (2012) e Uzeika *et al.* (2012), superiores aos observados nos estudos de Carvalho Neto *et al.* (2011) e Aragão *et al.* (2013), e inferiores aos observados por Fernandes (2015) em seu estudo em diferentes sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

Irvem *et al.* (2007) estimaram as perdas de solo por meio da EUPS, em ambiente SIG, para a Bacia do Rio Seyhan (que possui 21.000 km² de área, com cobertura predominante de cultivos agrícolas, pastagens e vegetação nativa), na Turquia, e obtiveram uma perda de solo média de 16 t/ha/ano e uma produção de sedimentos média de apenas 0,99 t/ha/ano (que atingiu o exutório da bacia).

Beskow *et al.* (2009) estimaram as perdas de solo por meio da EUPS, em ambiente SIG, para a Bacia do Rio Grande, em Minas Gerais (6.276 km²), e obtiveram uma perda de solo média de 55 t/ha/ano e uma produção de sedimentos de 0,813 t/ha/ano, para uma área com uso predominante de cultivos agrícolas, mata e pastagem.

Já no estudo de Bonumá *et al.* (2012), na Bacia do Arroio Lino (que possui uso do solo composto por água, zona urbana, cultivos, mata e pastagem), no Estado do Rio Grande do Sul, foi estimada pelo modelo SWAT uma produção de sedimentos média, das sub-bacias, de 44,3 t/ha, e observada uma produção de sedimentos média de 1,2 t/ha (que atingiu o exutório), que foi comparada com a produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT.

Também no Rio Grande do Sul, na Bacia de Arvorezinha (1,19 km²), Uzeika *et al.* (2012) compararam a produção de sedimentos observada com a estimativa pelo modelo

SWAT. A produção de sedimentos média observada para a Bacia de Arvorezinha, que possui cobertura predominante de mata, pastagem e cultivos agrícolas, foi de 1,47 t/ha/ano.

No estudo de Carvalho Neto *et al.* (2011), na Bacia do Riacho dos Namorados (13,5 km²), no Cariri Paraibano, foi estimada pelo modelo SWAT, para as condições atuais de uso e ocupação do solo (plantio de algaroba e milho, além de vegetação de caatinga), uma produção de sedimentos de 0,33 t/ha/ano.

Já Aragão *et al.* (2013), estimaram a produção de sedimentos em duas seções da sub-bacia do Rio Japarutuba Mirim, no Estado de Sergipe. Uma das seções possui uma área de drenagem de 137,3 km² (Fazenda Pão de Açúcar) e a outra, 277,8 km² (Fazenda Cajueiro). Para a Fazenda Pão de Açúcar, que possui cobertura predominante de mata secundária (46%), pastagem (32%) e cana-de-açúcar (17%), foi estimada uma produção de sedimentos média de 0,029 t/ha/ano. Já para a Fazenda Cajueiro, que possui cobertura predominante de pastagem (40,%) e cana-de-açúcar (30%), com uma área menor de mata secundária (25%), foi estimada uma produção de sedimentos de 0,049 t/ha/ano.

No estudo de Fernandes (2015), foram modeladas pelo SWAT diversas subáreas da Bacia do Rio São Francisco, considerando como exutório e ponto de verificação da produção de sedimentos, as diversas barragens presentes ao longo da bacia. Para as áreas de drenagem dos reservatórios de Três Marias (50.475 km²), Sobradinho (461.984 km²), Itaparica (77.445 km²), Paulo Afonso (10.691 km²) e Xingó (3.970 km²), foram estimadas produções médias de sedimentos, de 92, 95, 29, 5 e 3 t/ha/ano, respectivamente. A produção de sedimentos que chega à Foz do Rio São Francisco foi estimada em 12,85 t/ha/ano. Ainda de acordo com Fernandes (2015), os principais fatores que influenciaram os diferentes níveis de produção de sedimentos, ao longo da Bacia do Rio São Francisco, foram o uso e ocupação do solo, as características topográficas e o padrão pluviométrico.

4.3.4. Verificação da produção de sedimentos

A verificação da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá foi verificada a partir dos dados observados disponíveis para a bacia. Como uma das opções do modelo SWAT é a apresentação dos resultados com frequência de saída diária, os dados de produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT foram comparados com os valores de descarga sólida observados na seção sedimentométrica da ANA, no Rio Tapacurá.

A Tabela 4.12 apresenta o resultado da comparação entre a vazão e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT e os observados na seção sedimentométrica da ANA (39170000).

Tabela 4.12 – Comparação entre a vazão e produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT e os observados

Data	Precipitação (mm)	Vazão (m ³ /s)		Produção de sedimentos (t)		
		Simulada	Observada	Simulada	Observada	Erro
02/08/99	2,35	1,18	0,30	0,77	1,14	-0,36
18/06/00	0,00	6,84	4,45	19,80	53,64	-33,84
26/08/00	1,97	5,10	3,28	15,29	31,20	-15,91
01/07/02	15,59	12,89	11,79	491,70	363,77	127,93
23/08/04	0,17	1,98	2,68	2,88	30,99	-28,11
26/07/05	0,00	2,87	2,02	4,20	14,82	-10,63
20/08/07	4,55	2,94	4,68	14,30	280,93	-266,63
10/08/11	0,00	4,68	2,59	7,95	13,83	-5,88
Média	3,08	4,81	3,97	69,61	98,79	-29,18
R²	–		0,86		0,60	–
NSE	–		0,76		0,35	–
PBIAS	–		-21,07		29,54	–

Com base na análise da Tabela 4.12, observa-se que o modelo SWAT conseguiu estimar de maneira satisfatória a vazão e produção de sedimentos para os dias em que ocorreram as coletas na seção hidrossedimentológica localizada no Rio Tapacurá.

A diferença da vazão simulada para a observada foi de 0,84 m³/s, obtendo-se coeficientes de R² de 0,86, NSE de 0,76 e PBIAS de -21,07, o que classifica a modelagem como muito boa para os índices de R² e NSE, e como satisfatória em relação ao PBIAS.

Deve-se levar em consideração que estas faixas de classificação são propostas para frequências mensais, e que quando os modelos de bacias hidrográficas são avaliados com frequência diária, as classificações podem ser menos rigorosas (Moriassi *et al.*, 2007; Bonumá *et al.*, 2015).

Em relação à produção de sedimentos, o modelo, em média, subestimou a produção de sedimentos observada, apresentando uma diferença média de -29,18 t. A produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT, quando comparada com a observada, obteve um R² de 0,6, um NSE de 0,35 e PBIAS de 29,54, o que classifica a modelagem como satisfatória, levando em consideração a flexibilização dos índices de NSE e PBIAS, por se tratar de uma verificação com frequência diária e com poucos eventos observados.

Dentre os eventos comparados, o que apresenta um maior erro é o do dia 20/08/07. Esse evento apresentou uma anormalidade em sua coleta, sendo registrado na planilha de dados uma observação em relação à amostra coletada: “amostra composta com muita areia”.

Desta forma, verificando a estimativa da produção de sedimentos pelo modelo SWAT, excluindo esse evento do dia 20/08/07, obtém-se uma melhora significativa dos índices estatísticos, quando comparadas a produção de sedimentos estimada pelo modelo e a observada, conforme apresenta a Tabela 4.13.

Tabela 4.13 – Comparação entre a vazão e produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT e os observados, excluindo-se o evento do dia 20/08/07.

Data	Precipitação (mm)	Vazão (m ³ /s)		Produção de sedimentos (t)		
		Simulada	Observada	Simulada	Observada	Erro
02/08/99	2,35	1,18	0,30	0,77	1,14	-0,36
18/06/00	0,00	6,84	4,45	19,80	53,64	-33,84
26/08/00	1,97	5,10	3,28	15,29	31,20	-15,91
01/07/02	15,59	12,89	11,79	491,70	363,77	127,93
23/08/04	0,17	1,98	2,68	2,88	30,99	-28,11
26/07/05	0,00	2,87	2,02	4,20	14,82	-10,63
10/08/11	0,00	4,68	2,59	7,95	13,83	-5,88
Média	2,87	5,08	3,87	77,51	72,77	4,74
R²	–	0,93		0,99		–
NSE	–	0,80		0,81		–
PBIAS	–	-31,14		-6,52		–

Observa-se que em relação à vazão o modelo aumentou a superestimava, apresentando uma elevação nos índices de R² e NSE de 0,86 e 0,76 para 0,93 e 0,80, respectivamente. Em relação ao PBIAS, esse aumentou foi de -21,07 para -31,14.

Já em relação à produção de sedimentos, a média estimada pelo modelo, para os dias em que ocorreram as coletas (excluindo-se a coleta do dia 20/08/07), se aproximou bastante da média observada, apresentando uma diferença de apenas 4,74 t, com índices de R² de 0,99, NSE de 0,81 e PBIAS de -6,52, o que classifica a modelagem da produção de sedimentos como muito boa, mesmo se utilizada a classificação para a frequência mensal.

Buscando ampliar a verificação da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para a Bacia do Rio Tapacurá, com base na produção de sedimentos observada, foi gerada uma curva-chave de sedimentos para a série de vazão do posto fluviométrico da Bacia do Rio Tapacurá e comparados os resultados estimados pelo modelo SWAT e os gerados pela curva-chave de sedimentos para os anos em que ocorreram as coletas.

A Figura 4.19 apresenta a relação adotada para se gerar a curva-chave de sedimentos para a seção sedimentométrica da Bacia do Rio Tapacurá.

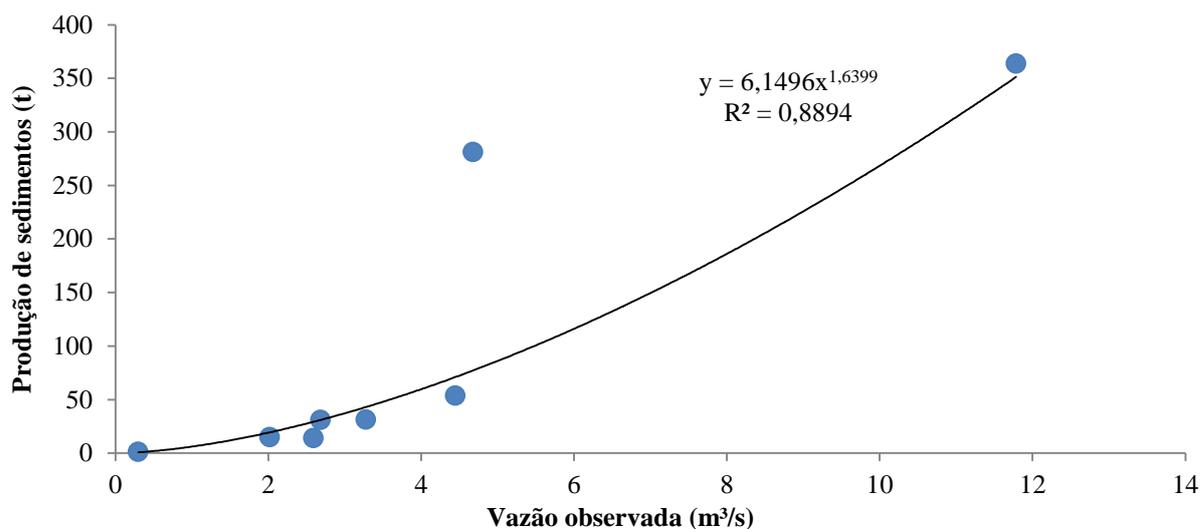


Figura 4.19 – Curva-chave de sedimentos gerada para o posto sedimentométrico do Rio Tapacurá.

Observa-se a partir da análise da Figura 4.19, que a produção de sedimentos observada na seção apresentou uma boa correlação com a vazão observada, atingindo um R^2 de 0,89 para a função potencial.

A Tabela 4.14 apresenta o comparativo entre as médias anuais da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT e a gerada a partir da curva-chave de sedimentos, além das médias anuais de precipitação e vazão.

Tabela 4.14 – Comparação entre a vazão e a produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT e a gerada a partir da curva-chave de sedimentos

Ano	Precipitação (mm)	Vazão (m³/s)		Produção de sedimentos (t/ha/ano)		
		Simulada	Observada	Simulada	Observada	Erro
1999	582,25	0,72	0,22	0,37	0,11	0,26
2000	1.396,87	4,09	4,38	2,46	5,78	-3,32
2002	995,98	2,65	1,38	2,00	0,85	1,14
2004	886,84	1,81	3,02	0,87	2,42	-1,55
2005	1.159,85	4,22	4,35	5,06	5,55	-0,48
2007	841,53	1,61	0,68	0,53	0,16	0,37
2011	1.482,81	5,33	4,22	6,17	7,42	-1,24
Média	1.049,45	2,92	2,61	2,49	3,18	-0,69
R²	–		0,76		0,77	–
NSE	–		0,72		0,69	–
PBIAS	–		-11,90		21,68	–

Observa-se a partir dos resultados apresentados na Tabela 4.14, que o modelo SWAT foi capaz de modelar de maneira satisfatória os processos hidrossedimentológicos do período analisado. Em relação à vazão, o modelo superestimou a vazão média observada em apenas

0,31 m³/s, obtendo-se um R² de 0,76, NSE de 0,72 e PBIAS de -11,90, o que classifica a modelagem como boa.

Já em relação à produção de sedimentos, a diferença entre a média anual simulada pelo modelo e a gerada a partir da curva-chave de sedimentos, foi de apenas -0,69 t/ha, obtendo-se um R² de 0,77, NSE de 0,69 e PBIAS de 21,68, o que classifica a modelagem como boa em relação aos índices de R² e NSE, e satisfatória em relação ao PBIAS.

Os índices de R², NSE e PBIAS, obtidos na verificação da produção de sedimentos, estimada pelo modelo SWAT, para a Bacia do Rio Tapacurá, são semelhantes aos obtidos por Machado e Vetorrazi (2003) e Betrie *et al.* (2011), e superiores aos obtidos nos estudos de Uzeika *et al.* (2012), Bonumá *et al.* (2012) e Strauch *et al.* (2013).

Machado e Vetorrazi (2003), em seu estudo na microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (59,73 km²), estado de São Paulo, obtiveram um R² de 0,92 e NSE de 0,83 para a calibração da produção de sedimentos pelo modelo SWAT com frequência mensal. Betrie *et al.* (2011), na análise da produção de sedimentos na Bacia do Upper Blue Nile (184.560 km²), na Etiópia, obtiveram um coeficiente de NSE superior a 0,83 na comparação entre a concentração de sedimentos diária simulada pelo SWAT e a observada.

Uzeika *et al.* (2012) obtiveram no seu estudo em uma microbacia no Rio Grande do Sul, um NSE que variou de -7,77 a -145,58, na frequência diária, e de -6,53 a -241,63 na frequência mensal de verificação da produção de sedimentos, sem nenhum tipo de calibração.

Bonumá *et al.* (2012), em seu estudo na Bacia do Arroio Lino, Estado do Rio Grande do Sul, obtiveram um NSE médio (entre calibração e validação) de -6,1, R² de 0,6 e PBIAS de -73, na verificação da produção de sedimentos, com frequência anual. Já Strauch *et al.* (2013) obtiveram um R² que variou de 0,10 a 0,31; NSE de -0,09 a 0,34; e PBIAS de -15 a -35 para verificação diária da produção de sedimentos na Bacia do Pipiripau, no Estado de Goiás, após calibração e validação do modelo.

Os resultados da verificação da produção de sedimentos, estimada pelo modelo SWAT, no presente estudo, torna essa ferramenta promissora na estimativa dos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Tapacurá, uma vez que ele apresentou bons resultados nas estimativas da produção de sedimentos, sem que fosse realizado nenhum tipo de calibração. Podendo ser utilizado para uma melhor gestão ambiental e dos recursos hídricos da bacia.

Embora o número de eventos observados na seção sedimentométrica da Bacia do Rio Tapacurá (39170000) seja pequeno, aquém do ideal para esse tipo de verificação, essa realidade não é encontrada apenas na Bacia do Rio Tapacurá, mas na maioria das bacias

hidrográficas brasileiras, que necessitam de um monitoramento hidrossedimentológico regular.

Um exemplo dessa carência de dados sedimentométricos é o estudo realizado por Lima *et al.* (2004), que realizaram um diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia dos Rios Araguaia e Tocantins (775.000 km²). Pela importância estratégica da referida bacia para atividades agrícolas, turismo, geração de energia e navegação, ela possui 30 seções sedimentométricas, que apresentam em média 13,37 coletas por seção. O número de coletas varia de apenas 1 observação na estação de Peres para 60 na estação de Marabá (Lima *et al.*, 2004).

Ainda de acordo com Lima *et al.* (2004), quando se utilizam poucos eventos observados para gerar curvas-chave de sedimentos, conforme realizado no seu estudo e no presente estudo para a Bacia do Rio Tapacurá, deve-se fazer ressalvas quanto aos resultados, pois em virtude do dinamismo dos processos hidrossedimentológicos, podem existir algumas variações decorrentes da pequena quantidade de dados observado, estando os resultados encontrados em estudos dessa natureza sempre sujeitos a críticas.

O monitoramento sedimentométrico na estação de Vitória de Santo Antão é realizado de forma manual pela CPRM e os dados coletados são repassados para a ANA, que os disponibiliza em seu portal na internet. De acordo com informações de servidores da Superintendência Regional da CPRM em Recife, técnicos da CPRM devem visitar todas as estações sedimentométricas, monitoradas pela CPRM, três vezes ao ano e/ou em caráter extraordinário.

Ainda de acordo com a CPRM – Recife, a pequena quantidade de dados existente na série histórica da estação de Vitória de Santo Antão decorre da grande concentração de esgoto na seção de medição, o que impede a coleta de amostra de sedimentos em suspensão, no momento das visitas, que são previamente programadas.

Nos períodos de estiagem a situação se complica, pois com a diminuição considerável da vazão do Rio Tapacurá, há um aumento considerável da concentração de esgoto e lixo no lugar da seção de monitoramento. Braga (2001), em seu estudo de Gestão Ambiental da Bacia do Rio Tapacurá, já havia alertado sobre o problema de poluição das águas do referido rio por lançamento de efluentes residenciais, industriais e lixo, sobretudo no trecho compreendido entre as cidades de Pombos e Vitória de Santo Antão.

A Figura 4.20 (a e b) ilustra a poluição que se encontra corriqueiramente na seção fluviométrica e sedimentométrica do Rio Tapacurá, no centro da cidade de Vitória de Santo

Antão. A referida foto foi produzida em uma das visitas de reconhecimento da área da Bacia do Rio Tapacurá.



Figura 4.20 – Seção fluviométrica e sedimentométrica da ANA no Rio Tapacurá (39170000): (a) Ponte sob a seção; (b) Ponto de lançamento de efluentes.

Na Figura 4.20 (a e b) pode-se observar a cor negra das águas do Rio Tapacurá e a presença de lixo na superfície da água. Na Figura 4.20(b) pode-se identificar um ponto de lançamento de efluentes flagrado no dia da visita, que ocorreu no dia 23/04/2012.

4.4. IMPACTOS DAS ALTERAÇÕES OCORRIDAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO TAPACURÁ

Após realizada a análise dos processos hidrossedimentológicos no período de 1995–2012, foram analisados quais os impactos das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá, nas últimas décadas, em termos de vazão, escoamento superficial e produção de sedimentos. Para isso, foi utilizado em contraponto ao cenário de uso e ocupação do solo de 2001 (utilizado para calibração e validação do modelo SWAT, no período de 1995 a 2012), o cenário de uso e ocupação do solo da década de 1970 (analisando o período de 1967 a 1974). Os resultados dessa análise serão apresentados nos itens a seguir.

4.4.1. Análise das alterações no uso e ocupação do solo

A Bacia do Rio Tapacurá tem sofrido nas últimas décadas uma acentuada alteração no uso e ocupação do solo. Essa tendência se evidencia a partir da comparação entre o uso e ocupação do solo da bacia de 1970 e o do ano de 2001 (Figura 4.21).

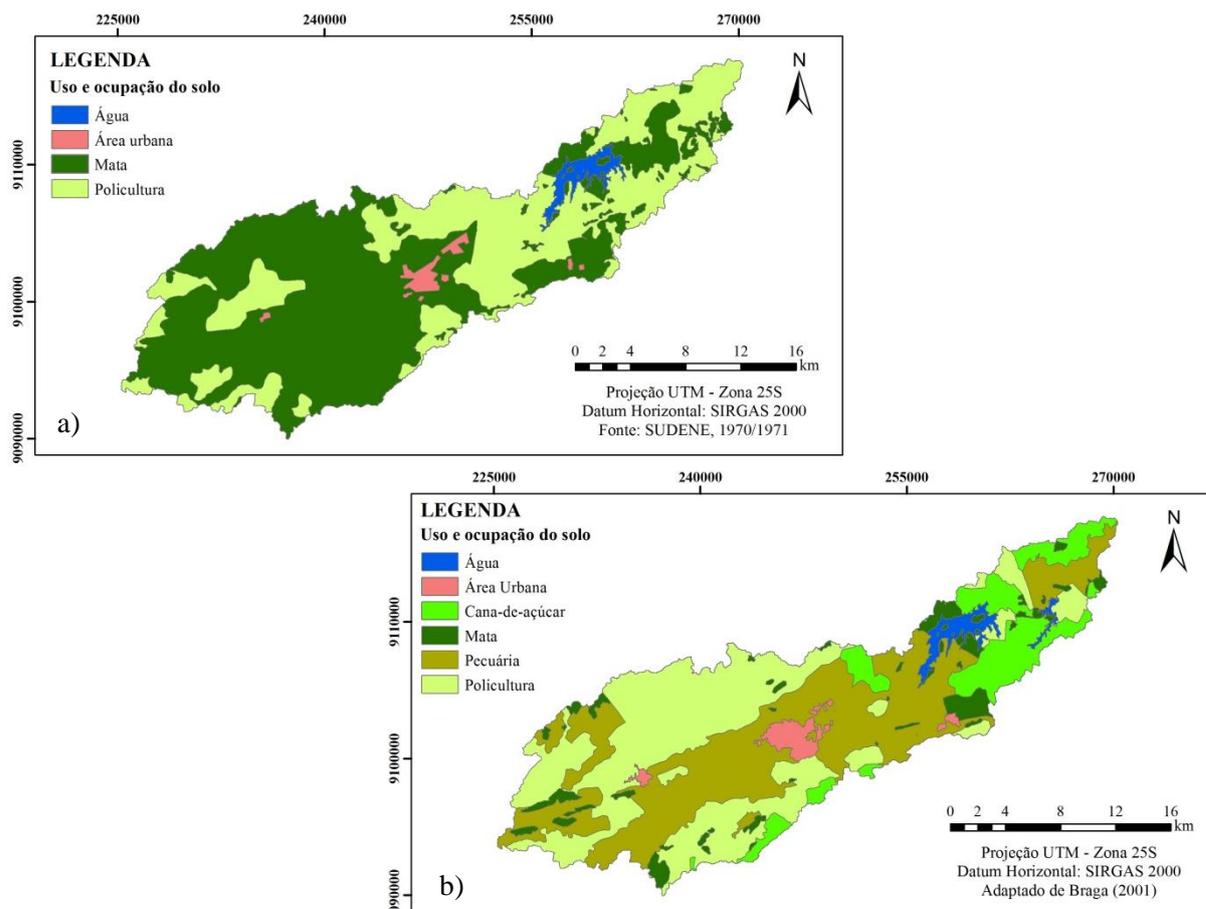


Figura 4.21 – Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá: (a) cenário de 1970 e (b) cenário de 2001.

A Tabela 4.15 apresenta um comparativo entre o uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá no cenário de 1970 e no de 2001.

Tabela 4.15 – Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá em dois períodos distintos

Uso e ocupação do solo	Cenário de 1970		Cenário de 2001		% da Área
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	
Água	9,11	1,94	10,51	2,23	+15,37
Área Urbana	6,63	1,41	11,26	2,39	+69,83
Cana-de-açúcar	–	–	59,81	12,71	+100
Mata	276,51	58,79	29,96	6,36	-89,16
Pecuária	–	–	182,19	38,70	+100
Policultura	178,05	37,86	177,02	37,60	-0,58

Com base nas Figuras 4.21 e na Tabela 4.15, observa-se que as mudanças no uso do solo ocorreram em todas as partes da bacia e se estenderam principalmente na porção sudoeste. As coberturas predominantes na bacia, na década de 1970, eram a vegetação nativa (58,79%) e policultura (37,86%). No segundo período, a maior parte da bacia é ocupada pela pecuária (38,70%), policultura (37,60%) e cana-de-açúcar (12,71%).

A cobertura florestal foi reduzida após a década de 1970, em 89,16%. A área coberta por vegetação nativa diminuiu devido à expansão da agricultura e pecuária, principalmente na porção sudoeste da bacia. Na porção leste da bacia, houve uma concentração da monocultura de cana-de-açúcar, em substituição à policultura e áreas de vegetação nativa. As áreas urbanas expandiram de 1,41% a 2,39% durante o período de análise.

A cobertura vegetal na bacia mudou consideravelmente devido às atividades humanas, principalmente através da conversão de vegetação natural para a agricultura, pecuária e cana-de-açúcar. Essas mudanças alteraram os recursos hídricos através de processos biofísicos e biogeoquímicos no solo. Através dessas mudanças na cobertura do solo, as características da vegetação foram modificadas, afetando a troca de água entre a atmosfera e a superfície da terra (Santos *et al.* 2014).

4.4.2. Modelagem da bacia para a década de 1970

A fim de analisar os impactos das alterações do uso e cobertura do solo na hidrossedimentologia da bacia, o modelo SWAT foi usado para simular o cenário de 1967–1974 em comparação ao de 1995–2012 (utilizado para calibração e validação do modelo). Para simular o cenário de 1967–1974, foi utilizado como mapa de uso e ocupação do solo, o mapa apresentado na Figura 4.21(a).

O modelo foi ajustado com base nas mesmas alterações de parâmetros realizadas na fase de calibração do modelo, apresentadas na Tabela 4.7.

Após as devidas alterações dos parâmetros, o modelo foi simulado para o período de dados de 1967–1974, e verificado com saída mensal. A Figura 4.22 apresenta os hidrogramas da vazão calculada e observada, para o período de 1967–1974.

A consistência dos valores observados e simulados é clara (Figura 4.22). Os valores de R^2 , NSE e PBIAS obtidos na modelagem da série de 1967–1974 estão listados na Tabela 4.16.

Os valores de R^2 e NSE para os dados de vazão, obtidos para o período de 1967–1974, são maiores do que 0,6, o que sugere um bom desempenho do modelo e uma relação próxima entre a vazão observada e a simulada (Santhi *et al.*, 2001; Green *et al.*, 2006; Moriasi *et al.*, 2007; Green e van Griensven, 2008; Wu e Chen, 2009; Bonumá *et al.*, 2012), classificando a modelagem como satisfatória de acordo com esses dois índices. Já o valor de PBIAS, de acordo com o recomendado por Moriasi *et al.* (2007), está abaixo do aceitável.

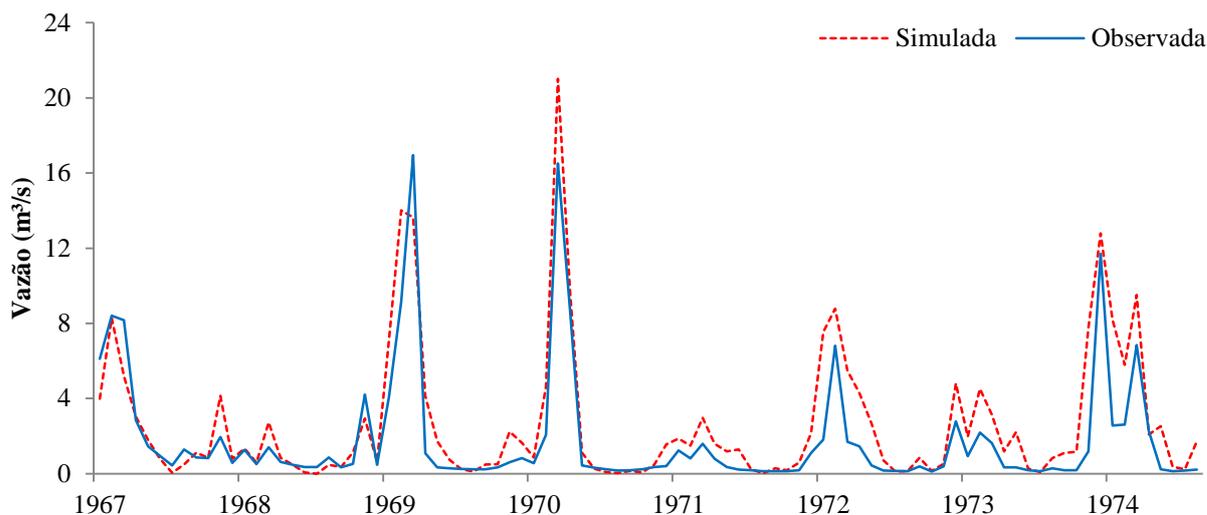


Figura 4.22 – Resultado da simulação da vazão para o período de 1967–1974.

Tabela 4.16 – Comparação estatística da vazão observada com a simulada pelo modelo para o período de 1967–1974

Estatísticas	Vazão observada (m ³ /s)	Vazão simulada (m ³ /s)
Média	1,82	2,68
Máxima	16,96	21,02
Mínima	0,11	0,01
Desvio Padrão	3,21	3,70
R ²		0,81
NSE		0,68
PBIAS		-47,00

Embora tenha ocorrido uma superestimação da vazão mensal pelo modelo, considerando as estatísticas gerais, pode-se dizer que as simulações do modelo foram relativamente satisfatórias, servindo como uma segunda validação dos parâmetros do modelo para a Bacia do Rio Tapacurá.

Após verificada a eficiência da modelagem do modelo SWAT para o período de 1967–1974, foram verificadas as consequências hidrossedimentológicas das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Tapacurá.

4.4.3. Efeitos das alterações no uso e ocupação do solo nos processos hidrossedimentológicos

A Tabela 4.17 apresenta a precipitação, vazão e produção de sedimentos das sub-bacias nos períodos de 1967–1974 e 1995–2012. A precipitação média registrada para a bacia foi de, respectivamente, 1.096 mm, em 1967–1974; e 880 mm, em 1995–2012, o que representa uma redução de 216 mm no período de análise. Em relação à pluviometria nas sub-

bacias de contribuição do posto fluviométrico, foi registrada uma média de 958 mm para o período de 1967–1974, e 743 mm para o período de 1995–2008, o que representa uma redução de 215 mm entre os dois períodos analisados.

Tabela 4.17 – Precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos das sub-bacias para os períodos de 1967–1974 e 1995–2012

Estatísticas	Precipitação*		Vazão (m ³ /s)				Produção de sedimentos (t/ha/ano)	
	(mm)		Obs.	Sim.	Obs.	Sim.		
	1967/1974	1995/2012	1967/1974	1995/2012	1967/1974	1995/2012	1967/1974	1995/2012
Médias	1.096,17	880,41	1,82	2,68	1,69	1,97	11,07	17,73
Máximo	1.334,17	1.482,81	16,96	21,02	33,93	29,17	20,36	41,21
Mínimo	887,41	427,16	0,11	0,01	0,00	0,00	5,51	0,25
Desvio Padrão	146,73	261,31	3,21	3,70	4,09	3,60	5,81	11,48

* A precipitação aqui apresentada, refere-se à média de precipitação de toda a bacia, nos dois períodos de análise, e não apenas das sub-bacias que estão a montante do posto de observação de vazão (porção oeste), que como visto anteriormente, recebem um quantitativo de chuva menor do que a porção leste da bacia.

A Figura 4.23 apresenta os índices pluviométricos anuais registrados para a Bacia do Rio Tapacurá, nos dois períodos de análise.

O total pluviométrico inferior à média de toda a bacia, registrado nas sub-bacias de contribuição do posto fluviométrico da Bacia do Rio Tapacurá, decorre da variabilidade pluviométrica na bacia, que apresenta um quantitativo de chuva menor na porção oeste (área de contribuição do posto fluviométrico) e que se eleva na porção leste. Este fenômeno também foi observado por Braga (2001) e Silva *et al.* (2010), e se torna evidente ao se observar a Figura 4.24, que apresenta a espacialização da pluviometria média anual nas sub-bacias da Bacia do Rio Tapacurá, para os períodos de 1967–1974 e 1995–2012.

A geração da vazão mostrou uma tendência ascendente seguindo o padrão das chuvas. A média de vazão observada no posto fluviométrico foi de 1,82 m³/s, para o período de 1967–1974, e 1,69 m³/s para o período de 1995–2012, o que representa uma diferença de 0,13 m³/s da vazão observada entre os dois períodos.

Em relação à produção de sedimentos das sub-bacias, embora a Bacia do Rio Tapacurá tenha apresentado uma precipitação e vazão mais elevada no período de 1967–1974, a intensa alteração no seu uso e ocupação do solo, com a substituição de áreas com vegetação nativa por atividades ligadas à pecuária, policultura e monocultura da cana-de-açúcar, ocasionou uma produção de sedimentos maior no cenário de 1995–2012, saltando de 11,07 t/ha/ano, no período de 1967–1974, para 17,73 no período de 1995–2012 (aumento de 60%) (Tabela 4.17).

Com base nesses índices e nos resultados da simulação, a distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, em ambos os períodos, é apresentada na Figura 4.25.

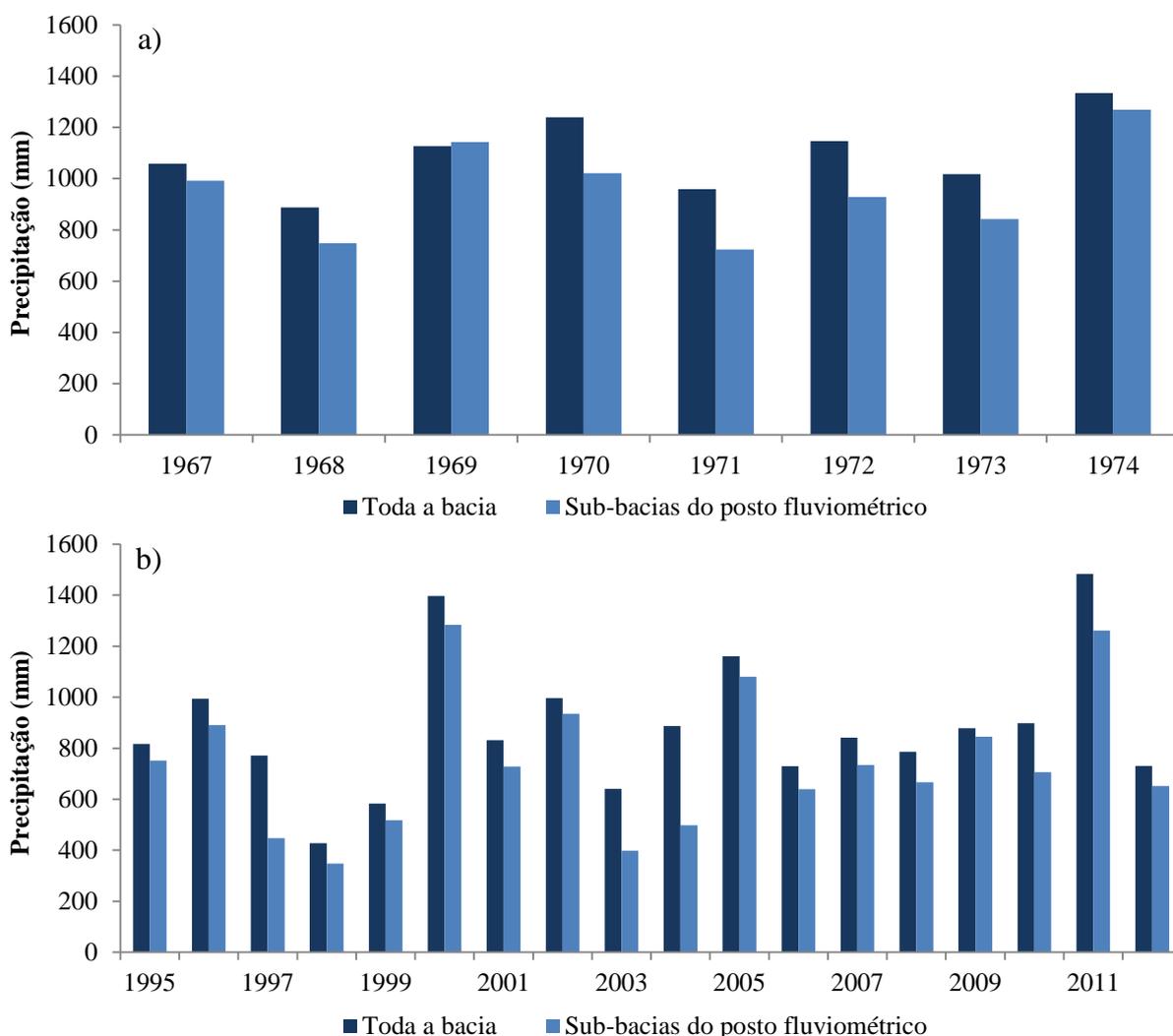


Figura 4.23 – Índices pluviométricos anuais registrados para a Bacia do Rio Tapacurá: (a) 1967–1974 e (b) 1995–2012.

A distribuição espacial da produção de sedimentos nas sub-bacias, nos dois períodos de análise, apresentou alta variação, concentrando-se nas sub-bacias que possuem uma maior ocupação por atividades como policultura e monocultura de cana-de-açúcar, e que receberam um maior quantitativo de chuva e, conseqüentemente, geraram um maior escoamento superficial. Um subconjunto dessas áreas apresentou uma produção de sedimentos anual total de até 47 e 67 t/ha/ano para 1967–1974 e 1995–2012, respectivamente.

A Figura 4.26 apresenta a distribuição espacial do escoamento superficial médio anual para os dois períodos de análise.

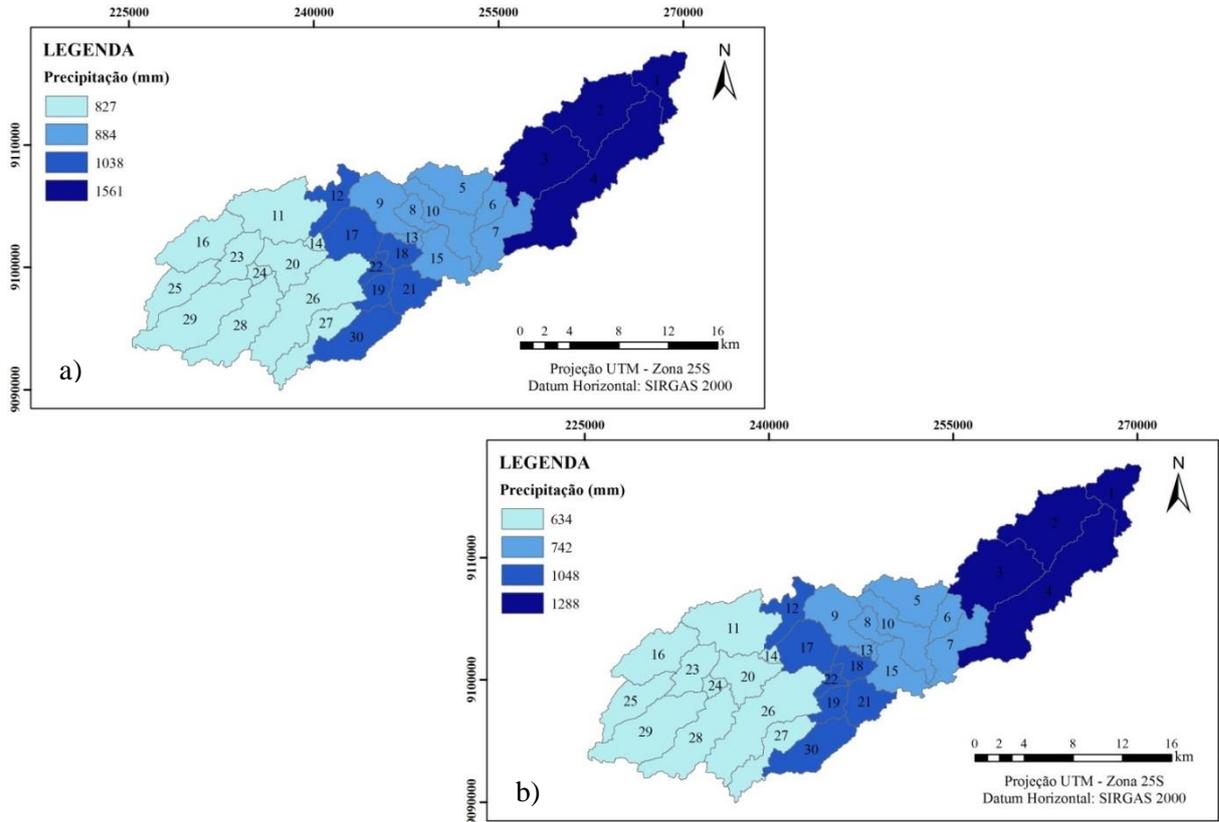


Figura 4.24 – Espacialização da pluviometria na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974; e (b) período de 1995–2012.

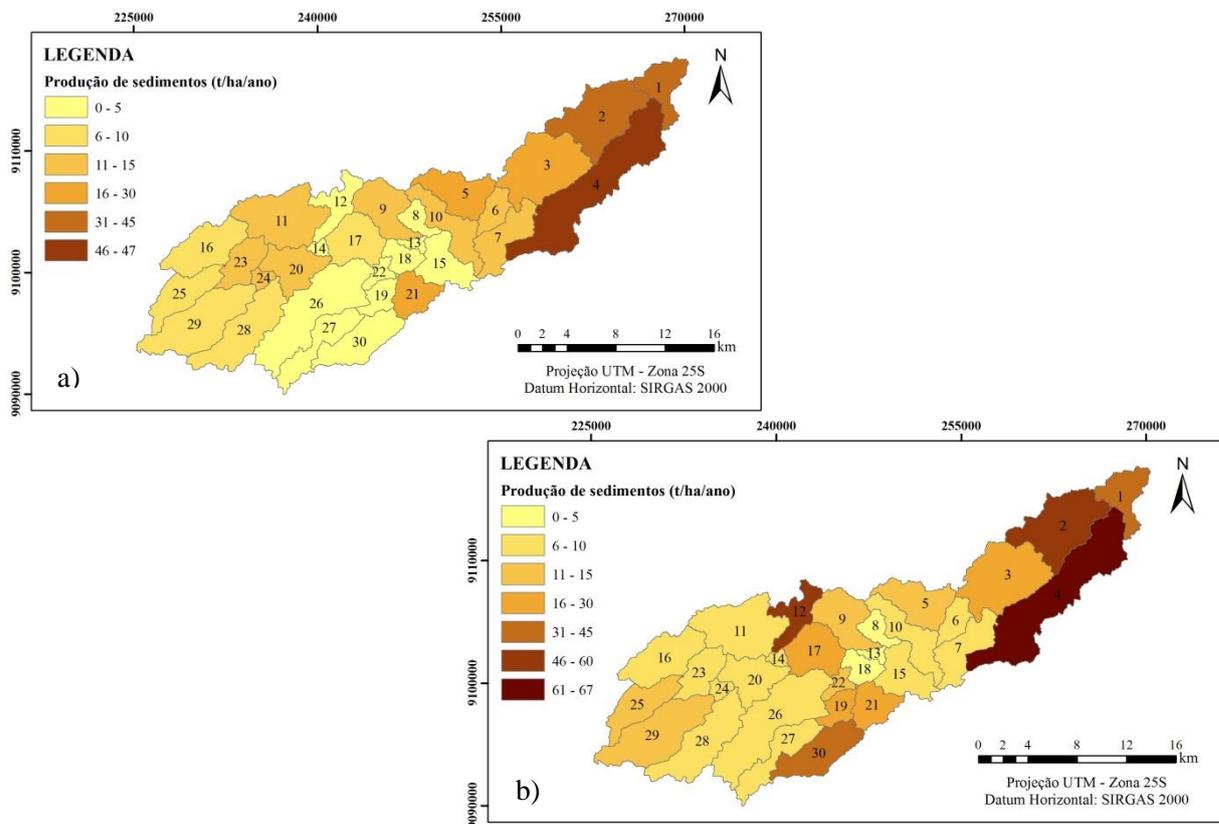


Figura 4.25 – Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974 e (b) período de 1995–2012.

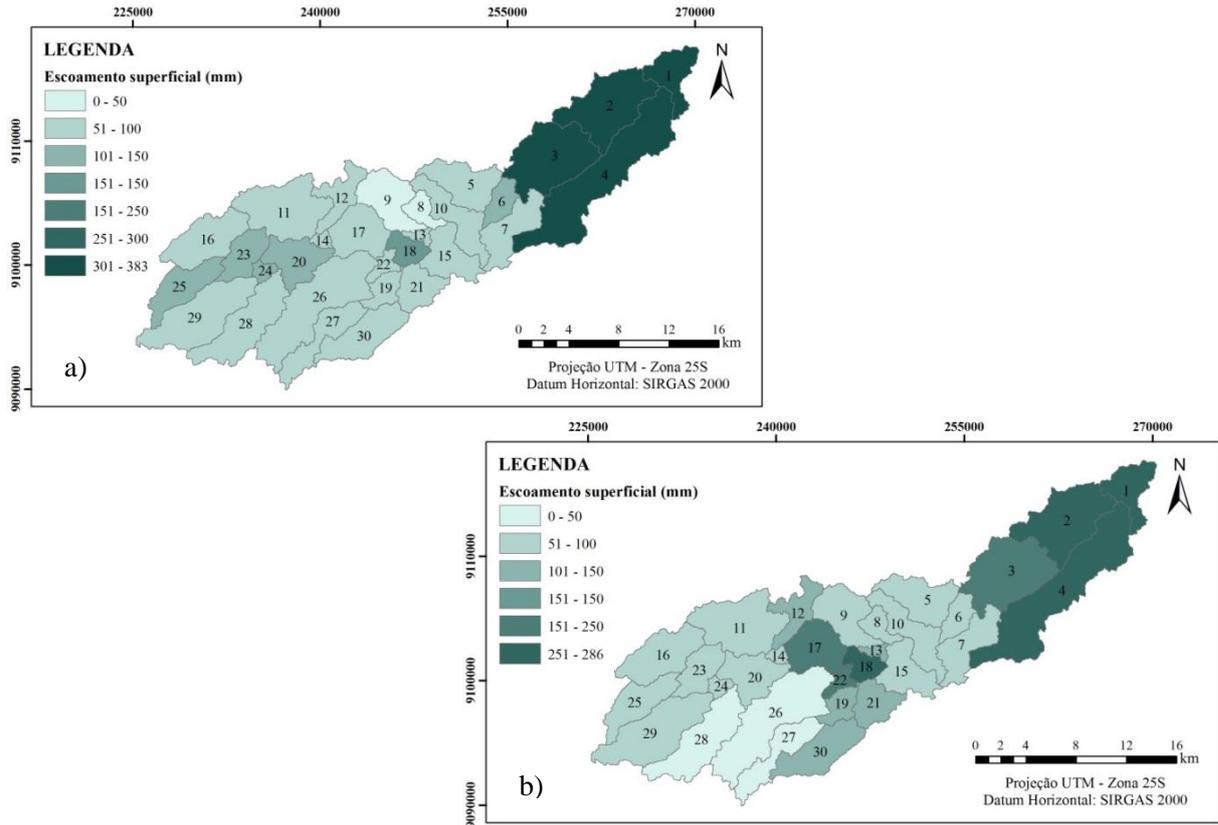


Figura 4.26 – Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá: (a) período de 1967–1974 e (b) período de 1995–2012.

Em relação à vazão e à produção de sedimentos para o reservatório da Bacia do Rio Tapacurá, o cenário da década de 2001 apresentou uma vazão média de $3,17 \text{ m}^3/\text{s}$ e uma produção de sedimentos de $1,02 \text{ t/ha/ano}$, o que representa uma redução média de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ de vazão e um acréscimo de $0,48 \text{ t/ha/ano}$ da quantidade de sedimentos que atinge a Barragem de Tapacurá, quando comparado com o cenário de 1970. O que representa uma menor capacidade de recarga do reservatório e uma intensidade/risco maior de assoreamento.

Em virtude da mudança no padrão de chuva entre os dois períodos analisados (1967–1974 e 1995–2012), para se ter uma real noção das implicações das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá, nos processos erosivos, faz-se necessário realizar uma simulação considerando o mesmo índice pluviométrico, alterando-se apenas o uso e ocupação do solo. Os resultados e discussões dessa simulação serão apresentados no item a seguir.

4.4.3.1. Simulação dos cenários de uso e ocupação do solo de 1970 e 2001, considerando o mesmo índice pluviométrico

A Tabela 4.18 apresenta a comparação estatística do escoamento superficial e produção de sedimentos média das sub-bacias para os cenários de uso e ocupação do solo de 1970 e 2001, utilizando os dados pluviométricos do período de 1995–2012.

Tabela 4.18. Comparação estatística do escoamento superficial e produção de sedimentos média das sub-bacias nos cenários analisados, adotando a pluviometria de 1995–2012

Estatísticas	Escoamento superficial (mm)		Produção de sedimentos (t/ha/ano)	
	Cenário 1970	Cenário 2001	Cenário 1970	Cenário 2001
Média	89,49	144,00	8,93	17,73
Máxima	282,01	338,31	29,21	41,21
Mínima	3,97	5,84	0,16	0,25
Desvio Padrão	70,45	83,25	7,09	11,48

De acordo com os dados apresentados na Tabela 4.18, pode-se observar que no cenário de uso e ocupação do solo de 2001, quando comparado ao cenário de 1970, o escoamento superficial foi potencializado em decorrência da supressão de áreas de vegetação nativa para a implementação da monocultura da cana-de-açúcar e pecuária, além da manutenção das áreas agrícolas destinadas a cultivos diversos (Tabela 4.15).

Além dos impactos causados no escoamento superficial, de acordo com os dados apresentados na Tabela 4.18, pode-se constatar que essas alterações no uso e ocupação do solo também impactaram na produção de sedimentos da bacia, que foi maior, segundo todos os índices estatísticos analisados, no cenário de uso e ocupação do solo de 2001. A produção de sedimentos média no cenário de 2001 foi 98% superior à estimada para o cenário de 1970, que possuía uma maior preservação da cobertura nativa.

Em relação à distribuição espacial da produção de sedimentos das sub-bacias, nos dois períodos de análise (Figura 4.27), observa-se que ela foi maior, no geral, nas sub-bacias do cenário de 2001, atingindo um valor máximo de 67 t/ha/ano na sub-bacia 4, enquanto no cenário de 1970, a mesma sub-bacia apresentou uma produção de sedimentos de 37 t/ha/ano. Essa diferença decorreu da substituição de áreas de vegetação nativa e policultura pela monocultura da cana-de-açúcar.

Observa-se também na Figura 4.27 que as porções central e oeste do cenário de 2001 apresentaram, no geral, uma produção de sedimentos superior àquela estimada para a mesma área do cenário de 1970. Isso decorre da predominância de cobertura vegetal nativa nessa

porção da bacia no cenário de 1970, que foi substituída pela agricultura e pecuária no cenário de 2001, conforme discutido anteriormente (Figura 4.21).

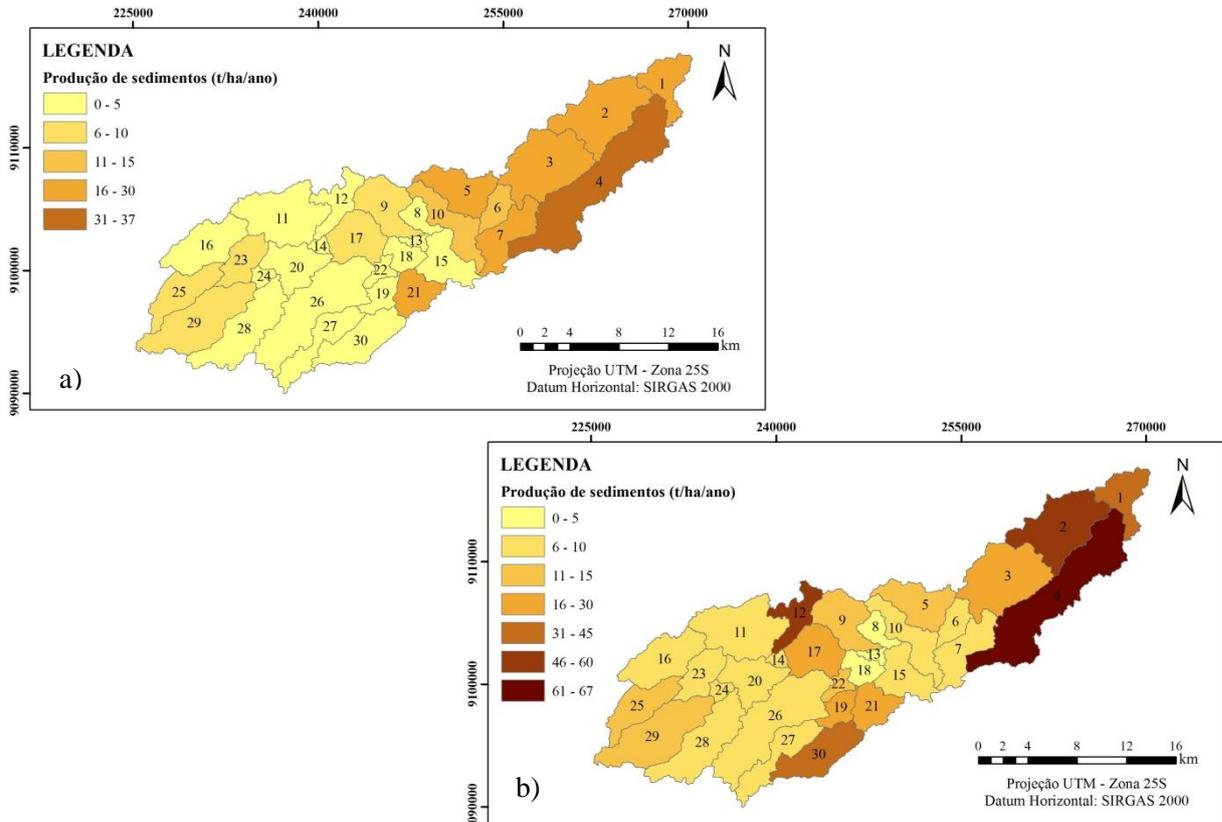


Figura 4.27 – Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá: (a) Cenário de 1970 e (b) Cenário de 2001.

O comportamento do escoamento superficial nos dois cenários foi semelhante ao observado na distribuição espacial da produção de sedimentos, conforme se pode observar na Figura 4.28.

Em relação ao reservatório da Barragem de Tapacurá, utilizando o mesmo índice pluviométrico para os dois diferentes usos do solo, foi estimada uma vazão média de 3,17 m³/s e uma produção de sedimentos de 1,02 t/ha/ano para o cenário de 2001. Esses valores representam um aumento de 0,22 m³/s na vazão e 0,41 t/ha/ano na produção de sedimentos, quando comparados com os valores obtidos no cenário de uso e ocupação do solo de 1970.

Esse aumento na vazão e produção de sedimentos da bacia para a Barragem de Tapacurá, estimado no cenário de 2001, quando comparado com o cenário de 1970, decorre da redução de áreas com vegetação nativa e ampliação de áreas de cultivos agrícolas, zonas urbanas e atividades pecuárias. A vegetação nativa presente em uma maior área no cenário de 1970 atua na redução do escoamento superficial, permitindo uma maior infiltração da água no solo, o que acaba reduzindo a vazão e, conseqüentemente, a quantidade de sedimentos

carreada, tanto pelo escoamento superficial nas sub-bacias, quanto pela vazão na rede de drenagem.

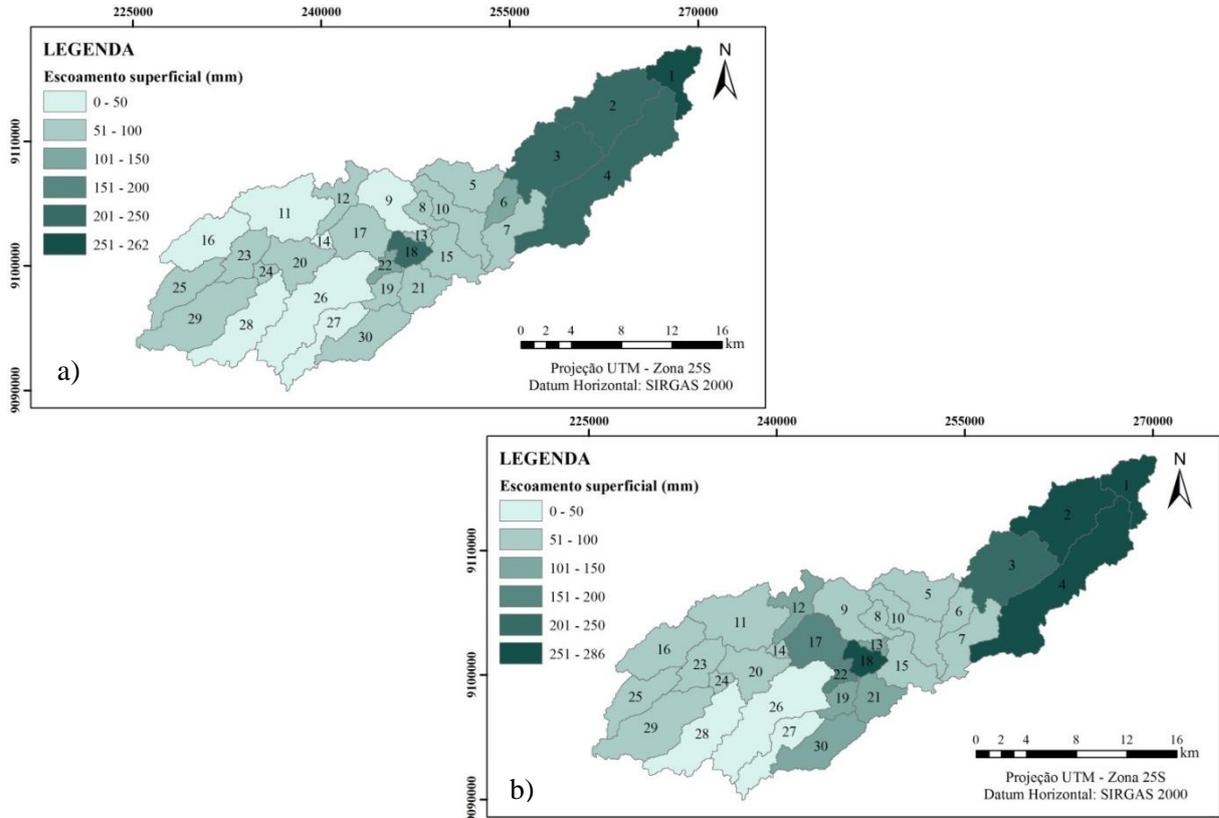


Figura 4.28 – Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá:
(a) Cenário de 1970 e (b) Cenário de 2001.

Esse aumento na vazão e quantidade de sedimentos carreados para o reservatório, estimado para o cenário de 2001, por um lado aumenta a capacidade de recarga do reservatório da Barragem de Tapacurá, mas por outro lado também aumenta o risco de enchentes nas cidades afetadas pela dinâmica hidrológica do Rio Tapacurá, como a cidade de Vitória de Santo Antão e a Região Metropolitana do Recife, pois além de uma maior recarga, tem-se um risco maior de assoreamento do reservatório e consequentemente uma menor capacidade de acumulação de água.

4.5. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS

Buscando ampliar a análise das implicações das mudanças do clima e do uso do solo na produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, foram analisados cenários futuros.

Para avaliar alterações climáticas, foram utilizados dados previstos de precipitação do modelo climático Eta-HadGEM para os cenários de mudanças climáticas RCP 4.5 e RCP 8.5,

nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099, além das projeções de alterações na temperatura do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento para ambos os cenários de mudanças climáticas, conforme apresentado na Tabela 3.17.

Os efeitos dessas mudanças do clima nos processos hidrossedimentológicos foram analisados considerando duas condições distintas de uso e ocupação do solo: (a) Uso 1 – uso do solo de 2001; (b) Uso 2 – alterações hipotéticas no uso e ocupação do solo, com intensificação da monocultura de cana-de-açúcar, expansão de áreas urbanas e supressão de áreas de vegetação nativa.

A Figura 4.29 apresenta a distribuição espacial dos dois cenários de uso e ocupação do solo adotados para análise das projeções futuras de escoamento superficial e produção de sedimentos, e a Tabela 4.19 apresenta o comparativo entre o uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá no cenário de 2001 e no cenário hipotético.

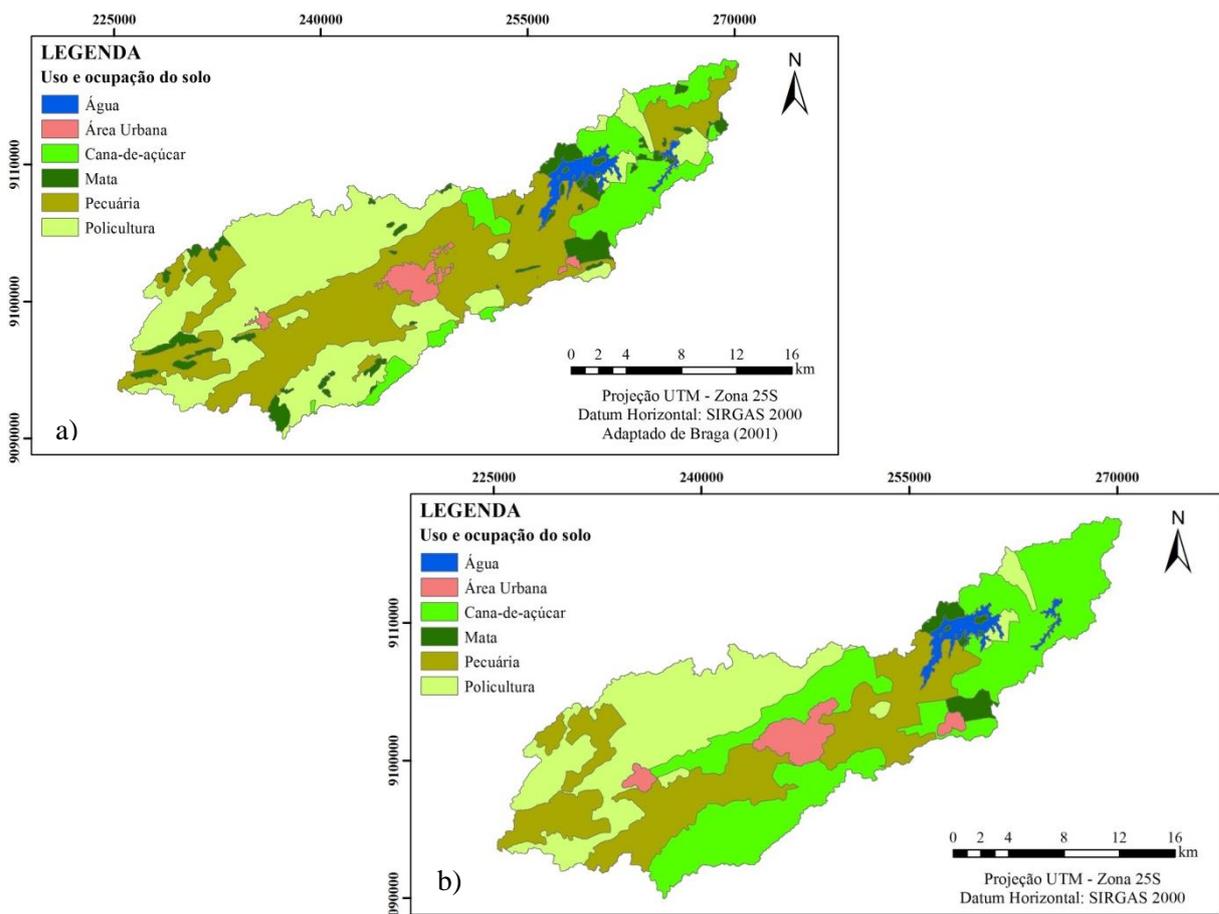


Figura 4.29 – Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá: (a) Cenário de 2001 e (b) Cenário hipotético.

Tabela 4.19. Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá no cenário de 2001 e no cenário hipotético

Uso e ocupação do solo	Cenário 2001		Cenário hipotético		% da Área
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	
Água	10,51	2,23	10.51	2,24	0
Área Urbana	11,26	2,39	19.89	4,23	+76,64
Cana-de-açúcar	59,81	12,71	168.72	35,90	+182,09
Mata	29,96	6,36	9.55	2,03	-68,12
Pecuária	182,19	38,70	132.20	28,13	-27,06
Policultura	177,02	37,60	129.11	27,47	-27,44

4.5.1. Correção dos dados de precipitação futura

Os dados de precipitação futura do modelo Eta–HadGEM, antes da sua utilização na modelagem hidrossedimentológica da bacia, passaram por um processo de correção, pois apresentavam erros sistemáticos, como a diferença na sazonalidade e no total pluviométrico.

A Figura 4.30 apresenta o comparativo entre a pluviometria média mensal da rodada base do Eta–HadGEM, os dados observados na Bacia do Rio Tapacurá para o período de 1961–1990 e a curva da rodada base do modelo após as correções.

De acordo com a Figura 4.30, observa-se que a rodada base do Eta–HadGEM estava com um erro na sazonalidade da precipitação para a Bacia do Rio Tapacurá, apresentando uma precipitação subestimada no período de maio a julho, quando o comportamento da precipitação observada apresenta elevados índices de precipitação nesse mesmo período.

Após as correções, com base nos dados observados, a rodada base do Eta–HadGEM foi corrigida, apresentando um comportamento coerente com a precipitação observada para a bacia, conforme se pode observar na Figura 4.30.

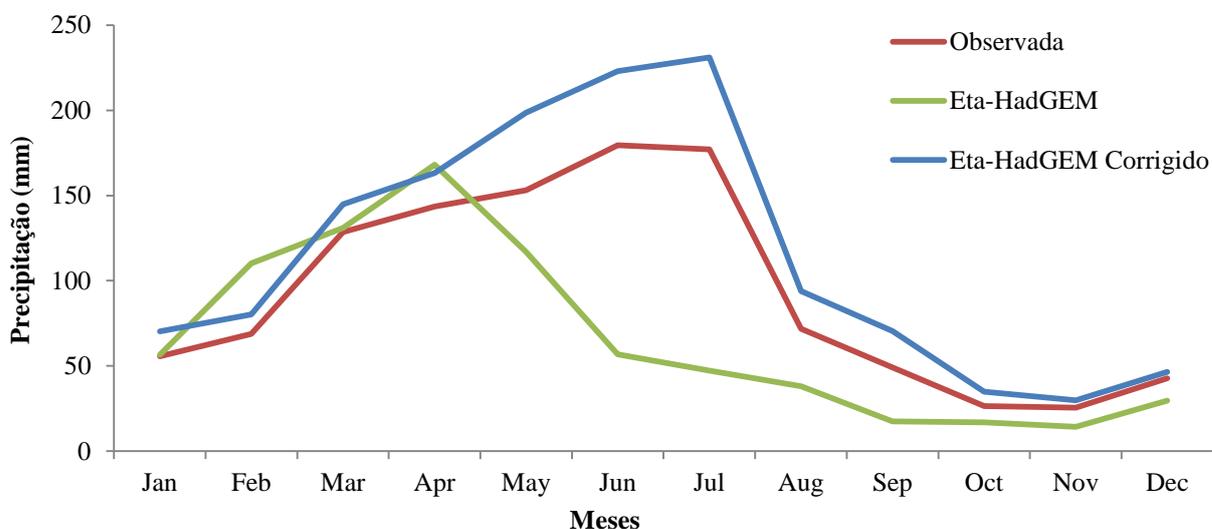


Figura 4.30 – Precipitação mensal climatológica, 1961–1990: (a) Precipitação observada; (b) Eta–HadGEM; e (c) Eta–HadGEM corrigido

A eficiência da correção dos dados de precipitação da rodada base do Eta–HadGEM pode ser também constatada com base na análise da Tabela 4.20, que apresenta as médias mensais e anuais para o período de 1961–1990, bem como as análises estatísticas.

Tabela 4.20. Comparação estatística da precipitação observada, da rodada base e corrigida do Eta–HadGEM

Estatísticas	Precipitação (mm)		
	Observada	Eta–HadGEM	Eta–HadGEM corrigido
Média mensal	94,73	79,27	103,54
Média anual	1.136,88	951,19	1.242,48
R ²	–	0,30	0,99
NSE	–	0,36	0,96
PBIAS	–	16,33	-9,30

De acordo com os dados apresentados na Tabela 4.20, pode-se observar que após as correções, houve uma melhora considerável nos índices estatísticos, quando comparados aos dados observados e a rodada base do modelo sem as correções. O valor de R² atingiu um índice de 0,99, e o valor de NSE saltou de 0,36 para 0,96. Observa-se também que o PBIAS, na rodada base, sem correções, apontava uma subestimação da precipitação média mensal, assim como anual, e após as correções ocorreu uma superestimação. Embora a precipitação corrigida tenha apresentado uma superestimação em relação à observada, ficou mais próxima da observada, conforme também pode ser constatado com a análise das curvas médias mensais (Figura 4.30).

Depois de verificada a eficiência da correção da rodada base do Eta–HadGEM, os cenários de precipitação futura também foram corrigidos. A Figura 4.31 apresenta o resultado gráfico da correção dos cenários RCP 4.5 e 8.5.

De acordo com a Figura 4.31, observa-se que para todos os períodos e cenários havia um erro na sazonalidade da precipitação, que foi corrigido após ser aplicada a metodologia de correção baseada em Bárdossy e Pegram (2011).

Já a Figura 4.32 apresenta precipitação média climatológica corrigida dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.

Observa-se que em relação ao cenário RCP 4.5, a precipitação média mensal estimada para os períodos de 2011–2040 e 2041–2070, superou, no geral, a precipitação observada. Já a precipitação estimada para o período de 2071–2099 foi inferior aos demais períodos (Figura 4.32). Já em relação ao RCP 8.5, a precipitação estimada para os três períodos superou a observada, atingindo índices mais elevados que o RCP 4.5 nos períodos de 2011–2040 e 2071–

2099. Assim como ocorreu no último período do RCP 4.5 (2071–2099), no RCP 8.5 a precipitação estimada foi inferior aos demais períodos e mais próxima da observada (Figura 4.32).

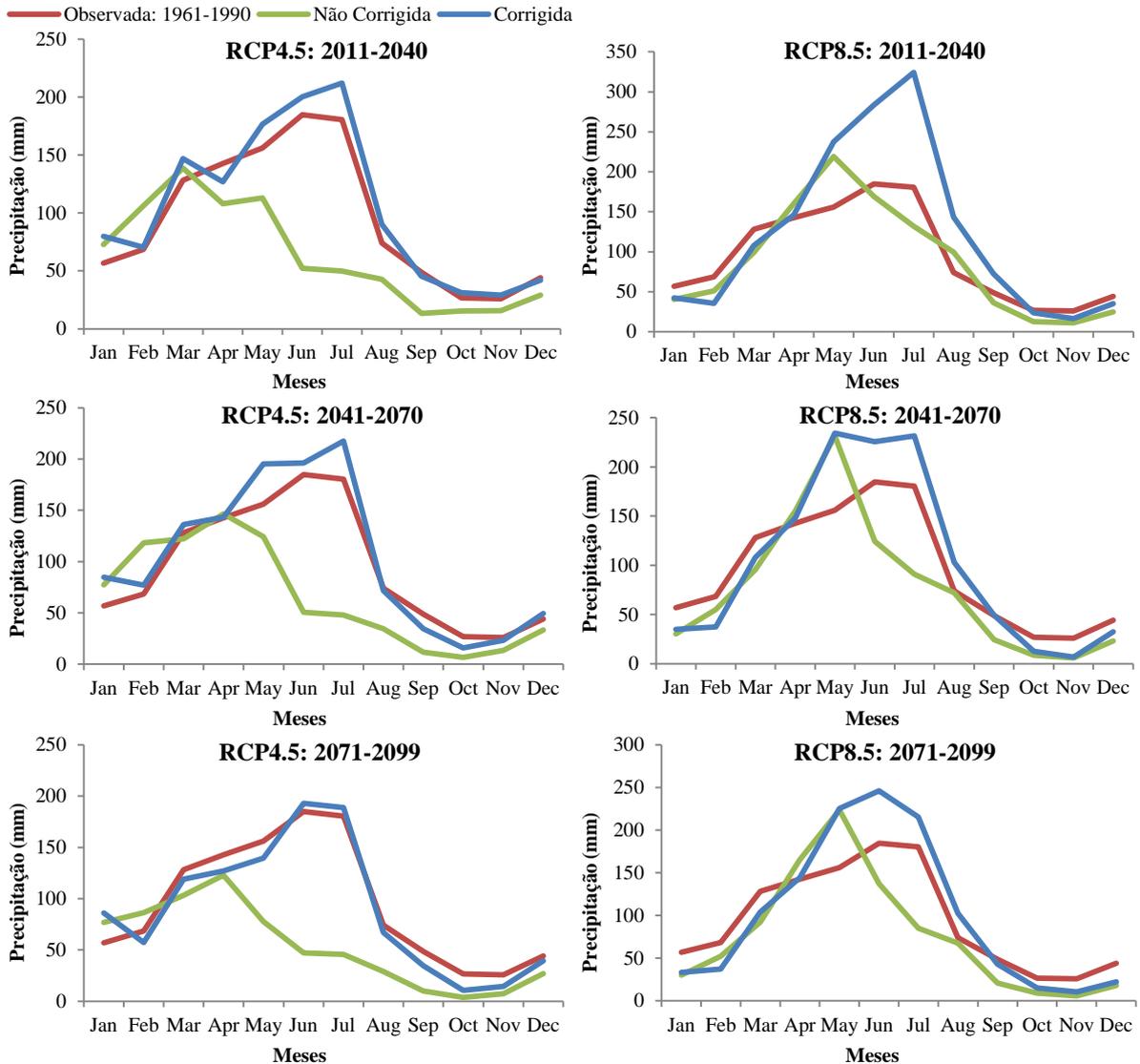


Figura 4.31 – Correção dos dados de precipitação futura: na coluna da esquerda o RCP 4.5 e na direita o RCP 8.5.

Essas constatações ficam mais evidentes a partir da análise da Tabela 4.21, que apresenta as médias mensais e anuais corrigidas para os diferentes cenários de precipitação futura, além da observada.

Comparando a precipitação dos cenários RCP 4.5 e 8.5, observa-se que a precipitação estimada no cenário RCP 8.5 é maior que a do RCP 4.5 nos períodos de 2011-2040 e 2071-2099 e um pouco inferior no período de 2041-2070. Ainda analisando a Tabela 4.20, é possível observar que a precipitação média dos dois primeiros períodos do RCP 4.5 é

semelhante, já no RCP 8.5 há um decréscimo da precipitação média ao longo dos três períodos.

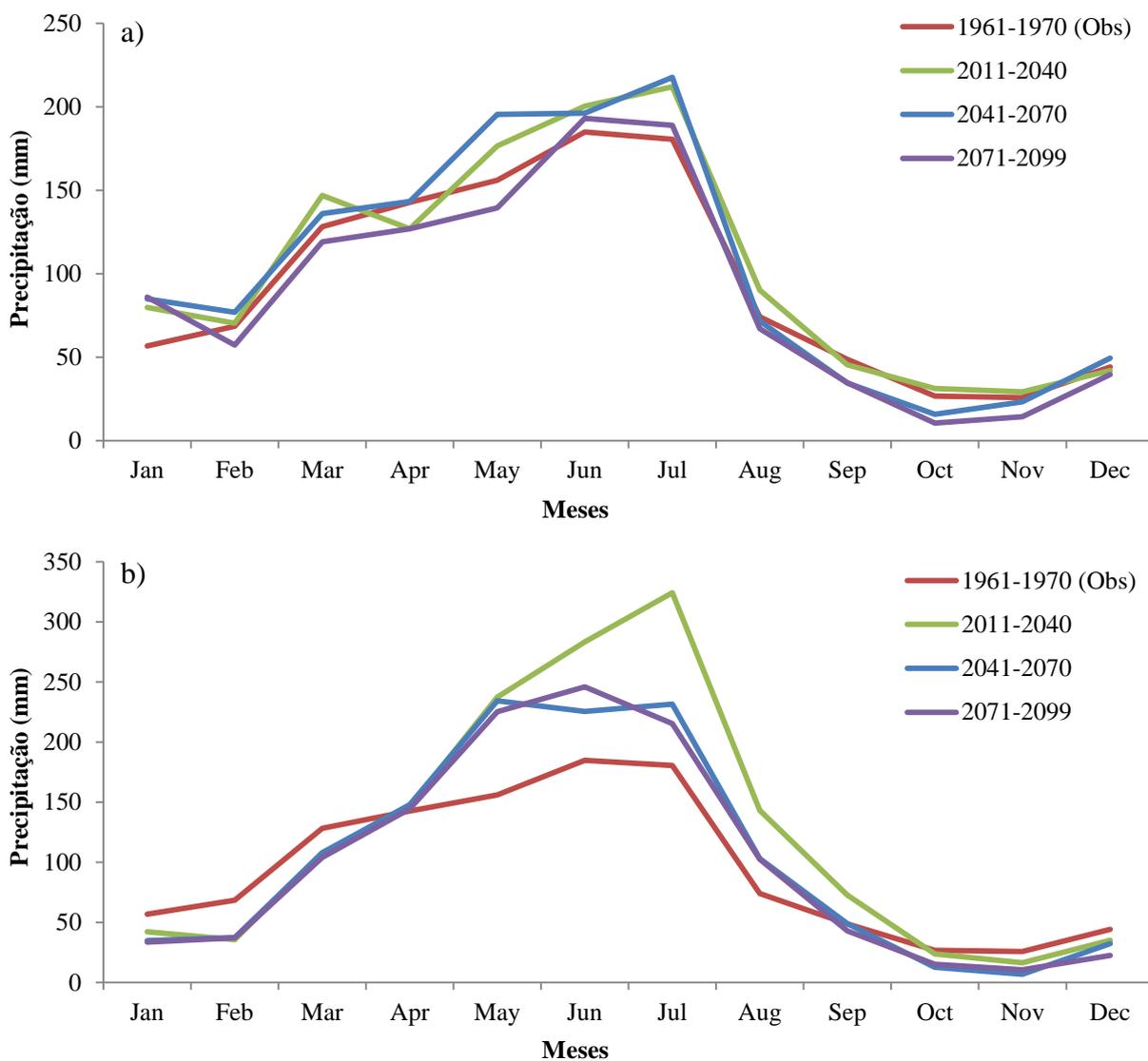


Figura 4.32 – Precipitação mensal climatológica corrigida: (a) RCP 4.5; (b) RCP 8.5.

Tabela 4.21. Médias mensais e anuais corrigidas dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 e a sua relação com a precipitação observada no período de 1961–1990

Estatísticas	Precipitação (mm)						
	Observada 1961–1990	RCP 4.5			RCP 8.5		
		2011–2040	2041–2070	2071–2099	2011–2040	2041–2070	2071–2099
Média Mensal	93,73	104,21	103,70	89,70	122,32	101,89	99,94
Média Anual	1.136,80	1.250,48	1.244,41	1.076,43	1.467,84	1.222,70	1.199,26
%*	–	+10,00	+9,47	-5,31	+29,12	+7,56	-5,49

* Em relação à precipitação média anual observada.

Os resultados obtidos nesse trabalho corroboram com os obtidos por Chou *et al.* (2014a) para a porção leste do Estado de Pernambuco.

4.5.2. Implicações das mudanças do clima e uso do solo nos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Rio Tapacurá

Com base nos cenários de mudanças climáticas (RCP 4.5 e RCP 8.5) e nos dois diferentes usos do solo (Figura 4.29 e Tabela 4.19), foram estimados os impactos dessas alterações nos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Rio Tapacurá.

Em relação aos períodos de dados analisados dos cenários RCP 4.5 e 8.5, em relação ao primeiro período (2011–2040), os três primeiros anos foram utilizados para aquecimento do modelo, conforme procedimento adotado no decorrer deste trabalho, restando para análise o período de 2014–2040. Em relação aos outros dois períodos subsequentes (2041–2070 e 2071–2099), esses foram analisados na íntegra, pois para o aquecimento do modelo foram utilizados os três anos que antecediam o início das suas séries, como no período de 2041–2070, em que foram utilizados para aquecimento do modelo os anos de 2038, 2039 e 2040.

A Tabela 4.22 apresenta as médias anuais de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos para os diferentes cenários de alterações do clima e uso do solo.

Tabela 4.22. Médias anuais de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos nos diferentes cenários de mudanças no clima e uso do solo

Usos*	Variáveis**	Período base 1995-2012***	RCP 4.5			RCP 8.5		
			2014-2040	2041-2070	2071-2099	2014-2040	2041-2070	2071-2099
	Precip. (mm)	880,41	1.194,43	1.244,41	1.076,43	1.487,20	1.222,70	1.199,26
Uso 1	Esc. (mm)	114,00	204,57	232,82	185,87	361,64	278,96	249,72
	Ps. (t/ha/ano)	17,73	36,95	38,517	32,00	51,42	38,519	36,69
Uso 2	Esc. (mm)	–	219,27	248,94	198,07	382,45	297,76	265,38
	Ps. (t/ha/ano)	–	46,31	48,25	38,41	70,01	51,11	46,93

* Uso 1 – Uso do solo de 2001; Uso 2 – Uso do solo hipotético.

** Precip – Precipitação (mm); Esc – Escoamento superficial (mm); Ps – Produção de sedimentos das sub-bacias (t/ha/ano).

*** Período base: período utilizado para calibração e validação do modelo SWAT.

Observa-se, de acordo com a análise da Tabela 4.22, que a precipitação nos cenários RCP 4.5 e 8.5 superou a do período base (1995–2012) em todos os períodos.

Em relação ao escoamento superficial no RCP 4.5, mantendo-se o Uso 1, e, comparando ao escoamento do período base (1995–2012), observa-se que esse foi potencializado em respectivos 79, 104 e 63%, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099. Já em relação ao RCP 8.5, em decorrência do aumento da precipitação estimada

em relação ao RCP 4.5, nos períodos de 2011–2040 e 2071–2099, os valores de escoamento superficial foram superiores aos do RCP 4.5 em ambos os períodos, e próximos no período de 2041–2070. No RCP 8.5, o escoamento previsto superou o observado no período base em 217% no período de 2011–2040, 145% em 2041–2070 e 119% nas três últimas décadas (2071–2099).

Já a produção de sedimentos das sub-bacias apresentou a mesma tendência do escoamento superficial em ambos os cenários de alterações no clima (Uso1_RCP 4.5 e 8.5), superando o período base nos três períodos dos dois cenários de mudanças climáticas. O RCP 4.5, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099, superou a produção de sedimentos do período base em respectivos 108, 117 e 80%. Já a produção de sedimentos média no RCP 8.5, quando comparado ao período base, foi superior em 190, 117 e 107%, nos respectivos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099.

Ao analisar além das alterações no clima, as alterações hipotéticas no uso e ocupação do solo (Uso 2), observa-se que tanto o escoamento superficial, quanto a produção de sedimentos, são potencializados em ambos os cenários de mudanças climáticas (RCP 4.5 e 8.5) (Tabela 4.22). Em relação ao Uso1_RCP 4.5, o Uso2_RCP 4.5 supera o escoamento superficial em 7% nos três períodos e a produção de sedimentos em 25% nos dois primeiros períodos e 20% no último. Já em relação ao Uso1_RCP 8.5, o Uso2_RCP 8.5 supera o escoamento superficial em 6% nos períodos de 2011–2040 e 2071–2099, e em 7% no período de 2041–2070. Já a produção de sedimentos é superada em 36,33 e 28% para os períodos de 2011–2040 e 2071–2099, respectivamente.

Quando comparado com o período base, o Uso2_RCP 4.5 supera o escoamento superficial em 92, 118 e 74%, respectivamente, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099. A produção de sedimentos, assim como o escoamento superficial, é superior em 161, 172 e 117%, respectivamente, nos três períodos de análise. Como o cenário RCP 8.5 possui a tendência de potencializar os efeitos do RCP 4.5, quando comparado com o período base, o Uso2_RCP 4.5 supera o escoamento superficial em 235, 161 e 133%, respectivamente, nos períodos de 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2099. Já a produção de sedimentos é superior em 295, 188 e 165%, respectivamente (Tabela 4.22).

Esses índices de escoamento superficial e produção de sedimentos mais elevados no Uso 2 decorrem da hipotética supressão de áreas de vegetação nativa e expansão das áreas urbanas e da atividade canavieira na Bacia do Rio Tapacurá.

Ainda com base nos dados apresentados na Tabela 4.22, pode-se observar que independentemente do uso e ocupação do solo, os maiores índices de escoamento superficial e

produção de sedimentos no cenário de mudanças climáticas RCP 4.5, irão ocorrer no período de 2041-2070. Já no cenário RCP 8.5, os maiores índices de escoamento superficial e produção de sedimentos irão ocorrer na primeira parte do século 2014-2040. Essa tendência está relacionada ao padrão pluviométrico dos cenários RCP 4.5 e 8.5, já que no RCP 4.5 o período mais chuvoso é o de 2041-2070, e no RCP 8.5 é o de 2014-2040.

O comportamento do escoamento superficial e produção de sedimentos nos cenários futuros foi bastante influenciado pelo padrão de distribuição espacial das chuvas geradas pelos pontos de grade do Eta-HadGEM, que em virtude da sua resolução (20 km), proporcionou uma precipitação quase que homogênea para toda a bacia, conforme se pode observar na Figura 4.33.

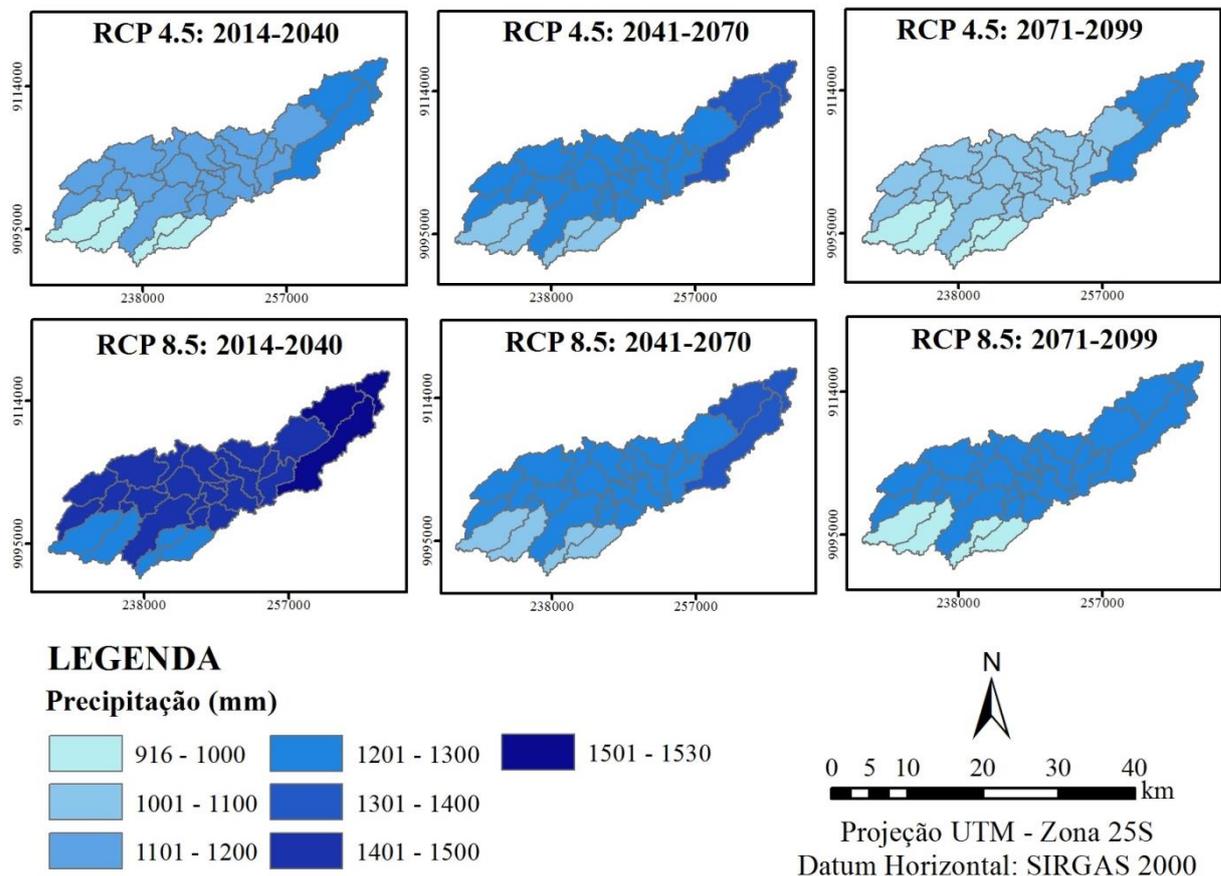


Figura 4.33 – Espacialização da precipitação estimada para a Bacia do Rio Tapacurá nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.

Com base na Figura 4.33, observa-se que a precipitação estimada pelo Eta-HadGEM não representa bem a variabilidade espacial característica da precipitação na Bacia do Rio Tapacurá, que é maior na porção leste da bacia, conforme observado nos períodos de 1967-1974 e 1995-2012, no presente estudo (Figura 4.24), e nos estudos de Silva *et al.*

(2010) e Braga (2001). Com isso, os maiores índices de escoamento superficial e produção de sedimentos, que ocorriam principalmente na porção leste da bacia (Figuras 4.25 e 4.26), influenciados pelos maiores índices pluviométricos, passaram a ocorrer de forma mais homogênea em toda a bacia, diferenciando-se pelas características de uso e ocupação do solo, tipo de solo e declividade.

A Figura 4.34 apresenta a distribuição espacial do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá para os diferentes cenários de mudanças do clima e uso do solo, nas quais se percebe um comportamento do escoamento superficial condizente com o padrão de espacialização da chuva estimada para a Bacia do Rio Tapacurá.

Assim como ocorre nas médias anuais apresentadas na Tabela 4.22, o escoamento superficial é espacialmente mais intenso nos cenários de mudanças climáticas RCP 8.5 e no Uso do solo 2, quando comparado ao Uso 1 (Figura 4.34), e apresenta os maiores valores na sub-bacia 18, que coincide com a área urbana de Vitória de Santo Antão. No cenário de Uso2_RCP8.5, no período de 2014–2040, o escoamento superficial médio estimado para a referida sub-bacia chega a 607 mm. Valor bem superior ao estimado para o período base (1995–2012), que foi de 286 mm.

Em relação à distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, embora essa também tenha sido influenciada pela tendência de homogeneidade da precipitação na Bacia do Rio Tapacurá, o que causou uma elevação nos índices da bacia como um todo, pode-se observar, de acordo com o resultado apresentado na Figura 4.35, que nos cenários RCP 4.5 e 8.5, nos dois tipos de uso e ocupação do solo e nos períodos de 2014–2040 e 2041–2070, os maiores valores de produção de sedimentos localizam-se nas sub-bacias que possuem cobertura de cana-de-açúcar e policultura (Figuras 4.29), associadas a uma declividade mais acentuada (Figura 4.2).

Os maiores índices de produção de sedimentos nas sub-bacias foram estimados para o cenário Uso2_RCP8.5, principalmente no período de 2014–2040 (Figura 4.35). Esse comportamento decorre das alterações ocorridas do Uso 1 para o Uso 2, que manteve uma presença considerável de áreas de policultura, com a substituição de áreas de pastagem por cana-de-açúcar e supressão das pequenas áreas de vegetação nativa, o que potencializou o escoamento superficial e as perdas de solo nos cenários do Uso2.

Conforme já havia sido observado nas simulações da década de 1970 e no período de calibração e validação do modelo (1995–2012), a menor produção de sedimentos, em todos os cenários futuros, foi estimada na sub-bacia 18, que coincide com a sede do Município de Vitória de Santo Antão.

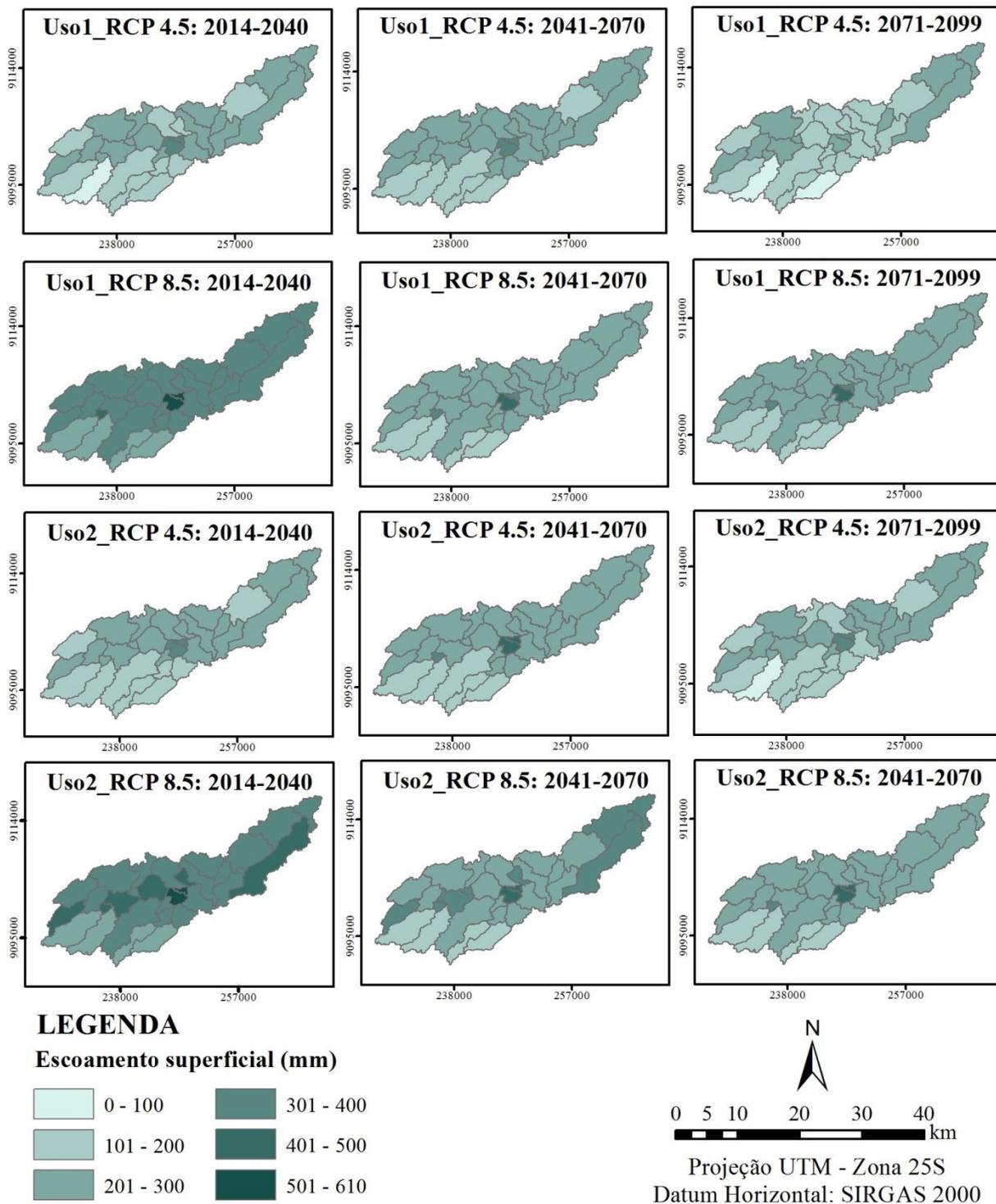


Figura 4.34 – Espacialização do escoamento superficial na Bacia do Rio Tapacurá nos diferentes cenários futuros de possíveis alterações no clima e uso do solo.

O menor índice de produção de sedimentos para esta sub-bacia foi estimado no cenário Uso2_RCP8.5, período de 2041–2070, com uma produção média estimada de apenas 0,87 t/ha/ano e o maior no cenário Uso1_RCP8.5, período de 2071-2099, com uma média de 6,62 t/ha/ano. Essa diminuição da perda de solo na sub-bacia 18, verificada no Uso2, é

resultado da hipotética expansão da mancha urbana do Município de Vitória de Santo Antão, como se pode observar na Figura 4.29, que ocasionou uma maior impermeabilização do solo da referida sub-bacia, gerando elevados índices de escoamento superficial (Figura 4.34), mas uma quantidade inferior de sedimentos.

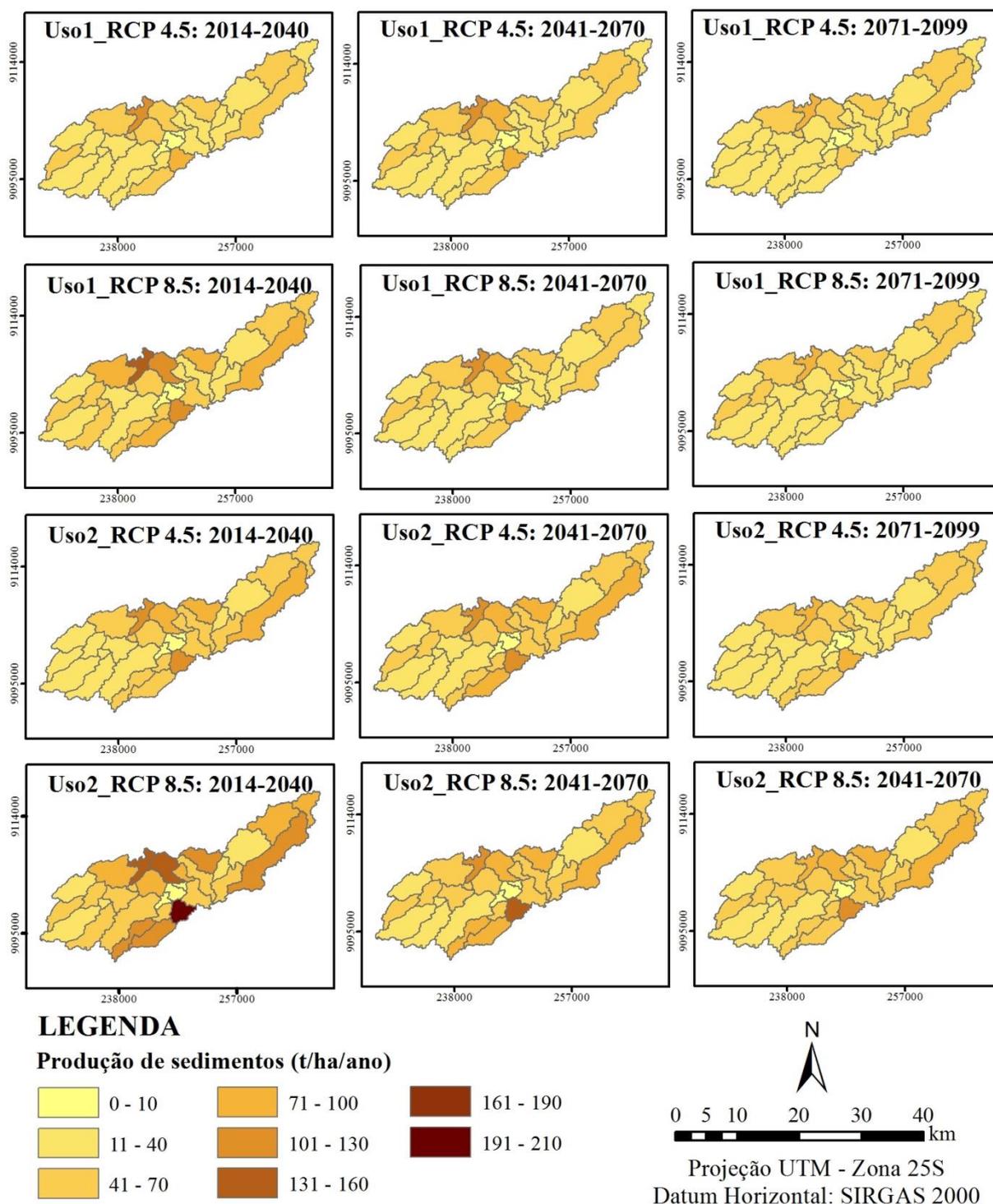


Figura 4.35 – Espacialização da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá nos diferentes cenários futuros de possíveis alterações no clima e uso do solo.

Os efeitos da potencialização do escoamento superficial e consequente vazão dos rios, assim como a produção de sedimentos, apontados nos cenários futuros para os períodos de 2014–2040 e 2041–2070, podem ter efeitos danosos para a dinâmica da Bacia do Rio Tapacurá, assim como para a Região Metropolitana do Recife, pois podem potencializar as enchentes nas cidades, assorear rios e reservatórios, além de reduzir a capacidade produtiva dos solos.

No caso específico do reservatório da Barragem de Tapacurá, estratégico para o abastecimento humano e contenção de enchentes na Região Metropolitana do Recife, de acordo com as projeções do modelo SWAT, haveria uma potencialização da vazão e carreamento de sedimentos nos períodos de 2014–2040 e 2041–2070, e um decréscimo no final do século (2071–2099), conforme se pode observar na Tabela 4.23.

Conforme observado anteriormente no comportamento médio do escoamento superficial e produção de sedimentos das sub-bacias, a vazão e produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá são maiores em ambos os cenários futuros de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas, quando comparados ao período base.

Tabela 4.23. Estimativas das médias anuais da vazão e produção de sedimentos para o reservatório da Barragem de Tapacurá.

Usos*	Variáveis**	Período base 1995-2012***	RCP 4.5			RCP 8.5		
			2014-2040	2041-2070	2071-2099	2014-2040	2041-2070	2071-2099
	Precip. (mm)	880,41	1.194,43	1.244,41	1.076,43	1.487,20	1.222,70	1.199,26
Uso 1	Vazão (m³/s)	3,17	6,52	7,16	5,51	10,00	7,33	6,93
	Ps. (t/ano)	1,02	3,48	3,22	2,95	5,01	3,74	3,86
Uso 2	Vazão. (m³/s)	–	6,54	7,19	5,53	10,03	7,36	6,97
	Ps. (t/ano)	–	4,80	4,44	3,79	7,55	5,42	5,25

* Uso 1 – Uso do solo de 2001; Uso 2 – Uso do solo hipotético;

** Precip – Precipitação (mm); Esc – Escoamento superficial (mm); Ps – Produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá (t/ano).

*** Período base: período utilizado para calibração e validação do modelo SWAT.

O impacto dessas projeções futuras para a Barragem de Tapacurá traria 3 possíveis consequências: (1) aumento da disponibilidade hídrica do reservatório da Barragem de Tapacurá, para atender ao abastecimento humano da Região Metropolitana do Recife; (2) aumento considerável do risco de assoreamento do reservatório e consequente diminuição da capacidade de armazenamento; (3) com a diminuição da capacidade de armazenamento, também haveria uma redução da capacidade de contenção de enchentes nos períodos de eventos extremos.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. CONCLUSÕES

A modelagem da Bacia do Rio Tapacurá, pelo modelo SWAT, apresentou bons resultados, com valores de R^2 , NSE e PBIAS de 0,72, 0,71 e -23,73 para o período de calibração da vazão, e valores respectivos de 0,86, 0,85 e -11,94 para o período de verificação da vazão observada com a simulada.

Em relação à verificação da produção de sedimentos, embora a seção sedimentométrica existente na Bacia do Rio Tapacurá possua poucos dados observados, o modelo SWAT se mostrou promissor em prever os processos sedimentológicos na bacia, obtendo índices de R^2 , NSE e PBIAS de 0,99, 0,81 e -6,52, para a verificação com frequência de saída diária.

A produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, para o período de 1995–2012, variou de 0,25 a 41,21 t/ha/ano, com uma média anual de 17,73 t/ha/ano, considerada como média, de acordo com a literatura.

A produção de sedimentos das sub-bacias, para o período de 1995–2012, variou de 1,44 a 66,62 t/ha/ano, e a espacialização dos resultados apresentou, no geral, maiores valores nas sub-bacias que possuem uma maior concentração de escoamento superficial e precipitação, além de cobertura predominante de cana-de-açúcar em relevo ondulado. Apresentaram uma menor produção de sedimentos as sub-bacias da porção oeste da bacia, que apresentam uma menor concentração de chuvas e se caracterizam pela presença de áreas de pastagem, diferentes tipos de cultivos e pequenas áreas de vegetação nativa.

A modelagem da propagação de sedimentos nos canais mostrou que a Bacia do Rio Tapacurá possui uma tendência à deposição do material erodido nos canais que se encontram na porção central da bacia.

Na análise das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Tapacurá, constatou-se que ocorreu uma acentuada alteração no uso e ocupação do solo, quando comparados os cenários da década de 1970 e o do período de 1995–2012. A vegetação nativa da bacia foi suprimida consideravelmente, para dar lugar às atividades agrícolas e pecuárias, com destaque para a expansão da monocultura da cana-de-açúcar, o que ocasionou uma produção de sedimentos maior no cenário de 1995–2012, saltando de 11,07 t/ha/ano, no período de 1967–1974, para 17,73 no período de 1995–2012, embora a Bacia do

Rio Tapacurá tenha apresentado uma precipitação e vazão mais elevada no período de 1967–1974.

Em relação às estimativas da contribuição da vazão e produção de sedimentos da bacia para o reservatório da Barragem de Tapacurá, o cenário da década de 2001 apresentou uma vazão média de 3,17 m³/s e uma produção de sedimentos de 1,02 t/ha/ano, o que representa uma redução média de 1 m³/s de vazão e um acréscimo de 0,48 t/ha/ano da quantidade de sedimentos que atinge a Barragem de Tapacurá, quando comparado com o período de 1970. O que representa uma menor capacidade de recarga do reservatório e uma intensidade/risco maior de assoreamento.

Com relação à simulação de cenários futuros de alterações no clima e uso do solo, foram estimados maiores índices de escoamento, vazão e produção de sedimentos para o cenário 2 (alterações hipotéticas) de uso e ocupação do solo e o cenário RCP 8.5 de mudanças climáticas. Quando comparadas ao período base (1995–2012), o escoamento, vazão e produção de sedimentos serão superiores em ambos os cenários de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas.

Em relação ao reservatório da Barragem de Tapacurá, de acordo com as projeções futuras, haveria uma potencialização da vazão e carreamento de sedimentos para ambos os cenários de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas, o que poderá acarretar um aumento da disponibilidade hídrica do reservatório, um aumento considerável do risco de assoreamento e conseqüente diminuição da capacidade de armazenamento e contenção de enchentes nos períodos de eventos extremos.

Os resultados encontrados nesse estudo mostram que o modelo SWAT é uma ferramenta valiosa para a simulação dos processos hidrossedimentológicos, e, conseqüentemente, para o gerenciamento dos recursos hídricos da Bacia do Rio Tapacurá, podendo auxiliar os gestores no processo de tomada de decisão.

5.2. RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos neste estudo, permite-se fazer algumas recomendações para a realização de estudos subsequentes e intervenções que busquem o melhor gerenciamento dos recursos hídricos da Bacia do Rio Tapacurá.

Em relação ao monitoramento hidrossedimentológico na Bacia do Rio Tapacurá, e medidas preventivas de controle das perdas de solo na bacia, pode-se destacar:

- Ampliar o monitoramento sedimentométrico na seção do Rio Tapacurá, permitindo assim uma verificação mais consistente da produção de sedimentos estimada por modelos hidrossedimentológicos, além de uma melhor compreensão da dinâmica hidrossedimentológica da bacia;
- Instalação de estações fluviométricas e sedimentométricas em diversos pontos da bacia, permitindo assim um melhor monitoramento dos processos hidrossedimentológicos;
- Ampliação e manutenção da rede climatológica da bacia, para que se possa analisar com mais detalhes a variabilidade espaço-temporal de diferentes variáveis climáticas, além da precipitação;
- Realizar um diagnóstico do nível de assoreamento do reservatório da Barragem de Tapacurá;
- Realizar a modelagem do reservatório da Barragem de Tapacurá, pelo módulo de reservatórios do SWAT e/ou por um modelo matemático específico de processos hidrossedimentológicos em reservatórios, para se analisar o balanço hídrico e sedimentológico no lago do reservatório, a partir dos resultados da contribuição da vazão e produção de sedimentos da bacia, para o reservatório, apresentados neste estudo;
- Realizar um maior controle quanto aos usos do solo, buscando preservar e ampliar as áreas de vegetação nativa, bem como as Áreas de Preservação Permanente;
- Incentivar a adoção de práticas conservacionistas por parte dos agricultores da Bacia do Rio Tapacurá.

Embora não tenha sido objetivo do presente trabalho, foi constatado que o Rio Tapacurá é bastante poluído na cidade de Vitória de Santo Antão (onde se encontra a única seção sedimentométrica da bacia), o que além de causar enormes impactos ambientais, também dificulta/impossibilita a amostragem de sedimentos em suspensão.

Diante disso, pode-se destacar algumas recomendações que visam melhorar a qualidade das águas do Rio Tapacurá:

- Realização de estudos da qualidade das águas do Rio Tapacurá, desde a sua nascente até o reservatório da Barragem de Tapacurá;
- Realizar intervenções nas zonas urbanas presentes na bacia, que impeçam, inibam e diminuam o lançamento de efluentes (sem qualquer tipo de tratamento) e lixo no Rio Tapacurá, permitindo assim uma melhora da qualidade de suas águas;
- Desenvolvimento de projetos de revitalização do Rio Tapacurá.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K.C. (2012). SWAT-CUP2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 103p.
- ABBASPOUR, K.C.; JOHNSON, A.; VAN GENUCHTEN, M.Th. (2004). Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1340-1352.
- ABBASPOUR, K.C.; YANG, J.; MXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333: 413– 430.
- ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O’CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. (1986). An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, “SHE”, 1: History and Philosophy of a Physically-Based, Distributed Modelling System. *Journal of Hydrology*, 87: pp. 45-59.
- ALBUQUERQUE, A.W.; FILHO, G.M.; SANTOS, J.R.; COSTA, J.P.V.; SOUZA, J.L. (2005). Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9(2): 153-160.
- ANDRADE, M.A.; MELLO, C.R.; BESKOW, S. (2013). Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(1): 69-76.
- ARAGÃO, R. (2000). Estimativa dos parâmetros do modelo distribuído WESP com os dados da Bacia Experimental de Sumé - PB. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande – PB, 147p.
- ARAGÃO, R.; CRUZ, M.A.S.; AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; FIGUEIREDO, E.E.; SRINIVASAN, V.S. (2013). 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: 1091-1102.
- ARAÚJO FILHO, P.F.; CABRAL, J.J.S.P.; BRAGA, R.A.P.B. (2006). Avaliação hidrológica do evento chuvoso de junho/2005 na Bacia do Tapacurá: estudo de caso. In: Anais do VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá: ABRH, pp. 1-13.
- ARAÚJO, J.C. (2003). Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(2): 39-56.
- ARNOLD, J.G.; KINITY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY, E.B.; NEITSCH, S.L. (2012a). Input/Output Documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute. 650p.
- ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW,

M.W.; KANNAN, N.; JHA, M.K. (2012b). SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers, Transactions of the ASABE*, 55(4): 1491-1508.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. (1998). Large Area Hydrologic Modelling and Assessment Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1): 73-89.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. (1987). Validation of SWRRB: Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ASCE, 113: 243-256.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; MAIDMENT, D.R. (1995). Continuous-time water and sediment-routing model for large basin. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(2): 171-183.

ARROIO JUNIOR, P.P. (2013). Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, Municípios de Itirapina e Brotas – SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo: São Carlos – SP, 134p.

BAGNOLD, R.A. (1977). Bedload transport in natural rivers. *Water Resour. Res*, 13: 303-312.

BALDISSERA, G.C. (2005). Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado, Cuiabá – MT, 132p.

BALTOKOSKI, V., TAVARES, M.H.F., MACHADO, R.E., OLIVEIRA, M.P. (2010). Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34: 253-261.

BÁRDOSSY, A.; PEGRAM, G. (2011). Downscaling precipitation using regional climate models and circulation patterns toward hydrology. *Water Resources Research*, 47: 1-18.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F (2005). Conservação do solo. 5ª ed. São Paulo, Ícone. 355p.

BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N. VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. (2009). Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, 49-59.

BETRIE, G.D.; MOHAMED, Y.A.; GRIENSVEN, A.; SRINIVASAN, R. (2011). Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15: 807–818.

BEVEN, K.; BINLEY, A.; (1992). The Future of Distributed Models - Model Calibration and Uncertainty Prediction. *Hydrological Processes*, 6(3): 279-298.

BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. (1979) A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences-Bulletin-des Sciences Hydrologiques*, 24: 43-69.

BEZERRA, S.A.; CANTALICE, J.R.B. (2006). Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 30: 565-573.

BIESBROUCK, B.; WYSEURE, G.; VAN ORSCHOVEN, J.; FEYEN, J. (2012). *AvSWAT 2000*. Belgium: Katholieke Universiteit Leuven. 199p.

BIRKINSHAW, S.J.; BATHURST, J.C. (2006). Model study of the relationship between sediment yield and river basin area. *Earth Surf. Process. Landf.* 31:750-761.

BONUMÁ, N. B., REICHERT, J.M., MINELLA, J.P., BARROS, C.A.P., RODRIGUES, M. F., BUARQUE, D.C. (2010). Balanço hídrico e sua relação com a modelagem da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. In: Anais do IX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Brasília: ABRH.

BONUMÁ, N.B.; REICHERT, J.M.; RODRIGUES, M.F.; MONTEIRO, J.A.F.; ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R. (2015). Modeling surface hydrology, soil erosion, nutrient transport, and future scenarios with the ecohydrological swat model in Brazilian watersheds and river basins. *Tópicos Ci. Solo*, 9: 241-290.

BONUMÁ, N.B.; ROSSI, C.G.; ARNOLD, J.G.; REICHERT, J.M.; MINELLA, J.P.; ALLEN, P.M.; VOLK, M. (2012). Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. *Journal of Environmental Quality*, special section: applications of the SWAT model: 1-12.

BRAGA, A.C.F.M.; SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G.; GALVÃO, C.O.; NOBRE, P. (2013). 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(1), 46–58.

BRAGA, R.A.P. (2001). *Gestão Ambiental da Bacia do Rio Tapacurá – Plano de ação*. Recife: Ed. Universitária – UFPE, 101p.

BRESSIANI, D.A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C.A.; MENDIONDO, E.M. (2015). Effects of different spatial and temporal weather data resolutions on the streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. *International Journal of Agricultural & Biological Engineering*, 8(3), 1-16.

BROWN, L.C.; BARNWELL, T.O. (1987). The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. Env. Res. Laboratory. US EPA, EPA /600/3-87/007, Athens, GA, 189p.

CÂMARA, G.; DAVIS.C.; MONTEIRO, A.M. (2001). *Introdução à Ciência da Geoinformação*. São José dos Campos: INPE.

CARVALHO NETO, J.G.; SRINIVASAN, V.S.; RUFINO, I.A.A. (2011). Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. *Revista Geográfica Acadêmica*, 5(2): 30-40.

- CARVALHO NETO, J.G. (2011). Simulação Hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados com o modelo SWAT. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 194p.
- CARVALHO, D.F.; CRUZ, E.S.; PINTO, M.F.; SILVA, L.D.B.; GUERRA, J.G.M. (2009). Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13(1): 3-9.
- CARVALHO, N.O. (2008). Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 599p.
- CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. (2000). Guia de práticas sedimentométricas. ANEEL: Brasília – DF. 116p.
- CASTRO, K.B. (2013). Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 117p.
- CHOU, S.C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; MARENGO, J. (2014a). Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. *American Journal of Climate Change*, 3: 512-525.
- CHOU, S.C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; NOBRE, P.; MARENGO, J. (2014b). Evaluation of the Eta Simulations Nested in Three Global Climate Models. *American Journal of Climate Change*, 3: 438-454.
- CHOW, V.T. (1964). Handbook of applied hydrology: a Compendium of Water-resources Technology. New York: McGrawhill Book. 1.400p.
- CHOW, V.T., MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. (1988). Applied Hydrology. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, Singapore, 572p.
- CHRISTOFOLETTI, A. (1980). Geomorfologia. São Paulo: Editora Edgard Blucher.
- CHRISTOFOLETTI, A. (1999). Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Editora Edgard Blucher.
- CIBIN, R.; SUDHEER, K. P.; CHAUBEY, I. (2010). Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrological Process*, 24: 1133-1148.
- COELHO, C.A.S.; STEPHENSON, D.B.; BALMASEDA, M.; DOBLAS-REYES, F.J.; VAN OLDENBORGH, G.J. (2006). Toward an integrated seasonal forecasting system for South America. *Journal of Climate*, 19(12): 3704-3721.
- COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.G.; SILVA, B.C.; TUCCI, C.E.M. (2007). The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. *Hydrological Sciences Journal*, v. 52, p. 878-895.

COLLINS, W.J.; BELLOUIN, N. DOUTRIAUX-BOUCHER, M.; GEDNEY, N.; HALLORAN, P.; HILTON, T.; HUGHES, J.; JOSHI, C.M.; LIDDICOAT, S.; MARTIN, G.; O'CONNOR, F.; RAE, J.; SENIOR, C.; SITCH, S.; TOTTERDELL, I.; WILTSHIRE, A.; WOODWARD, S. (2011). Development and evaluation of an Earth-System model – HadGEM2. *Geoscientific Model Development.*, 4: 1051-1075.

COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. (2015). Sistema Tapacurá. Recife: Compesa. Disponível em: www.compesa.com.br/arquivos/saneamento/tapacura.pdf. Acesso em 08/02/2015.

CRAWFORD, N.H.; LINLEY JR, R.K. (1966). Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV. Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA, Tech. Rep. N. 39.

DE VANTIER, B.A.; FELDMAN, A.D. (1993). Review of GIS applications in Hydrologic Modelling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(2): 246-261.

DOS SANTOS, J.Y.G.; DA SILVA, R.M.; CARVALHO NETO, J.G.; MONTENEGRO, S. M.G.L.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, A.M. (2014). Assessment of land-use change on streamflow using GIS, remote sensing and a physically-based model, SWAT, *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 364: 38–43.

DURÃES, M.F.; MELLO, C.R.; NAGHETTINI, M. (2011). Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River Basin, MG. *Cernes*, 17: 481-488.

EL-NASR, A.A.; ARNOLD, J.G.; FEYEN, J.; BERLAMONT, J. (2005). Modelling the Hydrology of a Catchment Using a Distributed and a Semi-Distributed Model. *Hydrological Processes*, 19(3): 573-587.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. (1979). Súmula da X Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa-SNLCS, Série Miscelânea, 1. 83p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. (1999). Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco. Recife: Embrapa Solos UEP Recife/SPRRA-PE.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. (2000). Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. Boletim de Pesquisa nº 11. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 378p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. (2004). Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica. Documentos 43. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 36p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. (2013). Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. 3ª ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA.

FALCÃO, S.C.M. (2009). Avaliação da produção de sedimentos em áreas de diferentes escalas na Bacia Experimental do Riacho Gravatá, semiárido Alagoano. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Alagoas, Maceió – AL, 121p.

FAN, F.M.; COLLISCHONN, W. (2014). Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19: 243-254.

FARAMARZI, M.; ABBASPOUR, K.C.; YANG, H.; SCHULIN, R. (2009). Application of SWAT to quantify internal renewable water resources in Iran. *Hydrological Sciences*, 23: 486-501.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O.A.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. (2006). Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS - Equação Universal de Perdas de Solo utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba - PI-MA. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 7(2): 73-85.

FERNANDES, J.G. (2015). Estimativa de vazão e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 185p.

FERRAZ, F.F.B; MILDE, L.D.E; MORTATI, J. (1999). Modelos hidrológicos acoplados a Sistemas de Informações Geográficas: um estudo de caso. *Revista de Ciência & Tecnologia*, Piracicaba, 14: 45-56.

FERRIGO, S. (2014). Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 147p.

FERRIGO, S.; TÁVORA, B.E.; MINOTI, R.T.; LIMA, J.E.F.W.; KOIDE, S. (2014). Avaliação de possíveis impactos das mudanças climáticas e do uso do solo sobre a produção de sedimentos em Bacia Hidrográfica no Distrito Federal. In: Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. ABRH: João Pessoa – PB, 1-15.

FICKLIN, D.L.; LUO, Y; LUEDELING, E.; ZHANG, M. (2009). Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 374: 16-29.

FIGUEIREDO, E.E. (1998). Scale effects and land use change impacts in sediment yield modeling in a semi-arid region of Brazil. Ph.D Thesis, Department of Civil Engineering, University of Newcastle upon Tyne, Newcastle, UK.

FLANAGAN, D.C. e NEARING, M.A. (1995). USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 10. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana.

FOSTER, G. R. (1982). Modelling the erosion process. In: HAAN, C. T.; JOHNSON, H. P.; BRAKENSIEK, D. L. Hydrologic modeling of small watersheds, St. Joseph, American Society Agricultural Engineers, pp. 297-380.

FUKUNAGA, D.C. (2012). Estimativa de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo usando o SWAT. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro – ES, 98p.

FURTUNATO, O.M.; LACERDA JÚNIOR, H.B.; FIGUEIREDO, E.E. (2005). Modelagem do escoamento em bacias do cariri paraibano com análise do efeito de escala. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa – PB: ABRH.

FURTUNATO, O.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ANTONINO, A.C.D.; OLIVEIRA, L.M.M.; SOUZA, E.S.; MOURA, A.E.S.S. (2013). Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos de solos em uma bacia experimental no Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(2): 135-147.

FURTUNATO, O.M.; OLIVEIRA, L.M.M.; SOUZA, E.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ANTONINO, A.C.D.; SILVA, A.M. (2008). Aplicação do método Beerkan e de funções de pedotransferência para estimativa da condutividade hidráulica saturada na Bacia Experimental do Riacho Gameleira – PE. In: Anais do IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Salvador: ABRH, pp. 1-16.

GALDINO, S.; VICTORIA, D.C. (2014). Hidrologia. In: TÔSTO, S.G.; RODRIGUES, C.A.G.; BOLFE, E.L.; BATISTELLA, M. (org.). *Geotecnologias e Geoinformação*. Embrapa: Brasília – DF. 248p.

GALERANI, C.; RAMOS, C. L.; CHAVES, E.; GENZ, F. e BIDONE, F. (1995). Controle da Erosão Urbana. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L. e BARROS, M.T. *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: ABRH, pp. 349–387.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R.; LAPA, K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. (2011). The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010. In: Anais do International SWAT Conference & Workshops. Toledo - Spain. pp. 1-27.

GARBOSSA, L.H.P.; BLAINSKI, E.; JUSTEN, J.G.K.; VASCONCELOS, L.R. (2010). Potencial de uso de modelo hidrológico de base física na avaliação da legislação florestal e seus impactos nos cenários hidrológicos. In: Anais do X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Fortaleza: ABRH.

GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4): 1211-1250.

GETACHEW, H.E.; MELESSE, A.M. (2012). The Impact of Land Use Change on the Hydrology of the Angereb Watershed, Etiópia. *International Journal of Water Sciences*, 1(4): 1-7.

GOUVÊA, J.R.F.; SENTELHAS, P.C.; GAZZOLA, S.T.; SANTOS, M.C. (2009). Climate changes and technological advances: impacts on sugarcane productivity in tropical southern Brazil. *Sci. Agric.*, 66(5): 593-605.

GREEN, C.H.; TOMER, M.D.; Di LUZIO, M.; ARNOLD, J.G. (2006). Hydrologic evaluation of the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa. *Trans. ASABE*, 49(2): 413–422.

GREEN, C.H.; VAN GRIENSVEN, A. (2008). Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. *Environ. Model. Soft w*, 23(4): 422–434.

GREEN, W.H; AMPT, G.A. (1911). Studies on Soil Physics, 1. The Flow of Air and Water Through Soils. *Journal Agr. Sci.*, 4(1): 1-24.

GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4(2): 135-142.

GUERRA, A.J.T. (1998). Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T; CUNHA, S.B. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Ed. Bertrand Brasil, pp. 149-210.

GUERRA, A.J.T. (1999). O início do processo erosivo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Ed. Bertrand Brasil, pp. 15-55.

HANN, C.T.; BARFIELD, B.J.; HAYES, J.C. (1994). Design hydrology and sedimentology for small catchments. New York: Academic Press.

HARGREAVES, G.H.; SAMANI, Z.A. (1982). Estimating potential evapotranspiration. Tech. Note, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 108(3): 225-230.

HAY, L.E.; CLARK, M.P. (2003). Use of statistically and dynamically downscaled atmospheric model output for hydrologic simulations in three mountainous basins in the western United States. *Journal of Hydrology*, 282: 56-75.

HORTON, R. E. (1933). The Role of Infiltration in the Hydrologic Cycle. *Trans. Am. Geophys. Union*, 14: 446-460.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010). Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_rm_zip.shtm. Acesso em 27/10/2014.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2013). Topodata: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. INPE. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>. Acesso em 26/03/2013.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2001). Climate change, The Scientific Basis – Contribution of Working Group 1 to the IPCC Third Assessment Report. Cambridge: Cambridge Univ. Press.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007). Novos cenários climáticos. Ecolatina – Painel Intergovernamental sobre mudanças climáticas. Paris, Disponível em: <http://www.ecolatina.com.br/pdf/IPCC-COMPLETO.pdf>. Acesso em 19/02/2015.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1.535p.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, F. UYGUR, V. (2007). Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. *Journal of Hydrology*, 336: 30-37.

JHA, M., ARNOLD, J.G.; GASSMAN, P.W.; GIORGI, F.; GU, R.R. (2006). Climate change sensitivity assessment on Upper Mississippi River Basin streamflows using SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(4): 997-1016.

JHA, M., GASSMAN, P. W., SECCHI, S., GU, R., ARNOLD, J. (2004). Effect of Watershed Subdivision on SWAT Flow, Sediment, And Nutrients Predictions. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(3): 811-825.

KANNAN, N.; WHITE, S.M.; WORRALL, F. WHELAN, M.J. (2007). Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modelling in SWAT-2000. *Journal of Hydrology*, 332: 456– 466.

KEMANIAN, A.R.; JULICH, S.; MANORANJAN, V.S.; ARNOLD, J.G. (2011). Integrating soil carbon cycling with that of nitrogen and phosphorus in the watershed model SWAT: Theory and model testing. *Ecological Modelling*, 222(12): 1913-1921.

KNISEL, W.G. (1980). CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report No. 26. Washington, D.C.: USDA National Resources Conservation Service.

KUCZERA, G.; PARENT, E. (1998). Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. *Journal of Hydrology*, 211(1-4): 69-85.

KUNDZEWICZ, Z.W.; MATA, L.J.; ARNELL, N.W.; DOLL, P.; JIMENEZ, B.; MILLER, K.; OKI, T.; SEN, Z.; SHIKLOMANOV, I. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal* 53(1), 3–10.

LANE, L.J.; HERNANDEZ, M; NICHOLS, M. (1997). Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. *Environ. Model. Softw*, 4: 355-369.

LEAVESLEY, G.H.; LICHTY, R.W.; TROUTMAN, B.M.; SAINDON, L.G. (1983). Precipitation-Runoff Modelind System: User’s Manual. Denver, Colorado (EUA). Water-Resources Investigations Report, 214p.

LEGATES, D.R.; MACCBE, G.J. (1999). Evaluating the use of “goodness of fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 26: 69-86.

LELIS, T.A. (2011). Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 164p.

LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L. (2010). Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. *R. Amb. Água*, 5:158-174.

- LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L.; FONSECA, A.S.; LIMA, D.C. (2011). Impactos causados pelas mudanças climáticas nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica: Simulação de cenários. *Revista Ambiente & Água*, 6(2): 282-294.
- LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L.; FONSECA, A.S.; LIMA, D.C.; ROCHA, E.O. (2012). Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36: 623-634.
- LEONARD, R. A., KNISEL, W. G.; STILL, D. A. (1987). GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Transactions of the ASABE*, 30(5): 1403-1418.
- LIERSCH, S. (2003a). The Program pcSTAT: user's manual. Berlin. 5p.
- LIERSCH, S. (2003b). The Programs dew.exe and dew02.exe: user's manual. Berlin. 5p.
- LIMA, J.E.F.W.; SANTOS, P.M.C.; CARVALHO, N.O.; SILVA, E.M. (2004). Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia Araguaia-Tocantins. ANEEL/ANA: Brasília – DF, 117p.
- LOMBARDI NETO F.; BELLIZAZZI JÚNIOR, R.; GALETI, P.A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I.F.; OLIVEIRA, J.B. (1989). Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. Simpósio sobre terraceamento agrícola. Campinas: Fundação Cargil. p. 99-124
- LOPES, V.L. (1987). A numerical model of watershed erosion and sediment yield. PhD Dissertation, University of Arizona, Tucson, 148p.
- LOPES, W.T.A. (2003). Efeito de escala na modelagem hidrossedimentológica na região semiárida da Paraíba. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 174p.
- LUBINI, A.; ADAMOWSKI, J. (2013). Assessing the Potential Impacts of Four Climate Change Scenarios on the Discharge of the Simiyu River, Tanzania Using the SWAT Model. *International Journal of Water Sciences*, 2(1): 1-12.
- MACHADO, R.E. (2002). Simulação de escoamento e produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e Geoprocessamento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, 154p.
- MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. (2003). Simulação da produção de sedimentos para a Microbacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 27: 735-741.
- MALUTTA, S. (2012). Estudo hidrossedimentológico da Bacia Hidrográfica do Rio Negrinho - SC com o modelo SWAT. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 126p.
- MARENGO, J.A.; DIAS, P.L.S. (2006). Mudanças climáticas globais e seus impactos nos recursos hídricos. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3ª ed. São Paulo: Escrituras Editora. pp. 63-109.

- MARENGO, J.A.; SOARES, W.R. (2003). Impacto das Mudanças Climáticas no Brasil e Possíveis Futuros Cenários Climáticos: Síntese do Terceiro Relatório do IPCC 2001. Condições climáticas e recursos hídricos no Norte do Brasil. Chapter 6 in *Clima e Recursos Hídricos* 9. Associação Brasileira de Recursos Hídricos/FBMC-ANA. Porto Alegre, Brasil, pp 209-233.
- MARGOLIS, E.; SILVA, A.B.; REIS, O.V. (1985). Controle da erosão com diferentes práticas conservacionistas num solo Litólico de Caruaru (PE). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 9(2): 161-164.
- MARGOLIS, E.; SILVA, A.B.; REIS, O.V. (1985). Controle de erosão com diferentes práticas conservacionistas num solo Litólico em Caruaru (PE). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 9(2): 161-164.
- MARSHALL, L.; NOTT, D.; SHARMA, A. (2004). A comparative study of Markov chain Monte Carlo methods for conceptual rainfall-runoff modeling. *Water Resources Research*, 40: W02501.
- MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S.; MARQUES, J.J.G.S.M. (2003). Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(3): 395-403.
- MCKAY, M.D.; BECKMAN, R. J.; CONOVER, W.J. (1979). A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics*, 21: 239-245.
- MELO NETO, J.O. Análise de sensibilidade escalar do modelo hidrológico SWAT. (2013). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 149p.
- MELO NETO, J.O. SILVA, A.M.; MELLO, C.R.; MÉLLO JÚNIOR, A.V. (2014). Simulação hidrológica escalar com o modelo SWAT. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(1): 177-188.
- MELO, H.A.; CUNHA, J.B.L.; NÓBREGA, R.L.B.; RUFINO, I.A.A.; GALVÃO, C.O. (2008). Modelos Hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica (SIG): Integração possível. IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Salvador: ABRH.
- MESINGER, F.; CHOU, S.C.; GOMES, J.L.; JOVIC, D.; BASTOS, P.; BUSTAMANTE, J.F.; LAZIC, L.; LYRA, A.A.; MORELLI, S.; RISTIC, I.; VELJOVIC, K. (2012). An upgraded version of the Eta model. *Meteorol Atmos Phys*, 116: 63-79.
- MILLER, S.N.; SEMMENS, D.J.; GOODRICH, D.C.; HERNANDEZ, M.; MILLER, R.C.; KEPNER, W.G.; GUERTIN, D.P. (2007). The automated geospatial watershed assessment tool. *Environmental Modelling and Software*, 22(3): 365-377.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. (1972). Levantamento Exploratório – Reconhecimento de Solos do Estado de Pernambuco – Volume II. Recife, EMBRAPA - SNLCS, Boletim Técnico, 26; Série Pedologia, 14.

MOHAMMED, Y. (2009). Climate change impact assessment on soil water availability and crop yield in Anjeni Watershed Blue Nile Basin. Tese de Mestrado. Arba Minch University, Etiópia, 123p.

MONTEITH, J.L. (1965). Evaporation and the environment. In The state and movement of water in living organisms, XIXth Symposium. Soc. For Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press, pp. 205-234.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. (2010). Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. *Hydrol. Process*, 24: 2705–2723.

MONTENEGRO, S.M.G.L.; RAGAB, R. (2012). Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. *Journal of Hydrology*, 434(1): 55–68.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; van LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, 50: 885-900.

MORO, M. (2005). A utilização da interface SWAT_SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba – 2005, 100p.

MOURA, A.R.C. (2009). Estimativa da Evapotranspiração de Referência em bacia experimental na região Nordeste. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 115p.

MOURA, R.G.; HERDIES, D.L.; MENDES, D.; MENDES, M.C.D. (2010). Avaliação do modelo regional ETA utilizando as análises do CPTEC e NCEP. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 25(1): 46-53.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. (2011). Soil and water assessment tool: Theoretical documentation - version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station, 647p.

NRCS – Natural Resources Conservation Service Soil Survey Staff. (1996). National soil survey handbook, title 430-VL. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.

OLIVEIRA, L.F.C.; MARTINEZ, M.A.; PRUSKI, F.F.; GRIEBELER, N.P.; OLIVEIRA, G.C. (2005). Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. *Eng. Agríc.*, 25(1), pp. 126-236.

OLIVEIRA, L.M.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ANTONINO, A.C.D.; MACHADO, C.C.C.; OLIVEIRA, T.H.; SILVA, B.B.; GALVÍNCIO, J.D. (2011). Diagnóstico do albedo de superfície e índice de área foliar na bacia hidrográfica do rio Tapacurá – PE. In: Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba: INPE, pp. 5284-5291.

OLIVERA, F.; VALENZUELA, M.; SRINIVASAN, R.; CHOI, J.; CHO, H., KOKA, S., AGRAWAL, A. (2006). ArcGIS-SWAT: A Geodata Model and GIS interface for SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(2): 295-309.

PAIVA, A.L.R.; CABRAL, J.J.S.P.; AZEVEDO, J.R.G.; QUEIROZ, K.C.; PINHEIRO, R.B. (2010). Noções básicas de hidrologia e hidrometria. In: AZEVEDO, J.R.G. Hidrometria aplicada à gestão dos recursos hídricos. Ed. Universitária: Recife – PE, pp. 15-64.

PAIVA, F.M.L. (2012). Avaliação do padrão de distribuição espaço-temporal dos processos de mobilização e depósito de sedimentos. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE, 110p.

PENG, D.Z.; XU, Z.X. (2010). Simulating the impact of climate change on streamflow in the Tarin River basin by using a modified semi-distributed monthly water balance model. *Hydrological Processes*, 24(2), 209-216. pp. 5.1-5.51.

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

PRUSKI, F.F. (2006). Conservação do solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Viçosa: Editora UFV, 240p.

RAMOS, C.L. (1995). Erosão urbana e produção de sedimentos. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L. e BARROS, M.T. Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH, pp. 241-277.

RAMOS, M.C.; CASASNOVAS, J.A.M. (2015). Climate change influence on runoff and soil losses in a rainfed basin with Mediterranean climate. *Natural Hazards*, 78: 1065-1089.

RAWLS, W.J.; AHUJA, L. R.; BRAKENSIEK, D, L.; SHIRMOHAMMADI, A. (1993). Infiltration and Soil Water Movement. In: Handbook of Hydrology. McGRAW-HILL, 2^a ed,

REICHERT, J.M.; CABEDA, M.S. (1992). Salpico de partículas e escoamento superficial. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 16(3): 390-6.

RIBEIRO NETO, A.; SCOTT, C.A.; LIMA, E.A.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; CIRILO, J.A. (2014). Infrastructure sufficiency in meeting water demand under climate-induced socio-hydrological transition in the urbanizing Capibaribe River basin – Brazil. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18: 3449-3459.

ROSA, R. (2009). Introdução ao Sensoriamento Remoto. 7^a ed. Uberlândia: EDUFU.

SAFEEQ, M.; FARES, A. (2012). Hydrologic response of a Hawaiian watershed to future climate change scenarios. *Hydrological Processes*, 26: 2745-2764.

SANGOI, R.G.; PAIVA, J.B.D.; MARÇAL, D.C.A.; BONUMÁ, N.B.; GOMES, J.A.A. (2007). Avaliação da produção de sedimentos em eventos chuvosos na Bacia Hidrográfica Experimental do Lageado Grande – São Martinho da Serra, RS. In: Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo: ABRH.

SANTANA, T.B. (2013). Impacto de mudanças climáticas sobre o regime de vazões e a geração hidrelétrica de energia. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Itajubá: Itajubá – MG, 135p.

SANTHI, C., ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; DUGAS, W.A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L.M. (2001). Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 1169-1188.

SANTOS, C.A.G. (1994). Runoff-erosion Process Modeling and Determination of Model Parameters. Dissertação de Mestrado, Ehime University, Japão.

SANTOS, C.A.G.; PAIVA, F.M.L.; SILVA, R.M. (2006). Modelagem hidrossedimentológica e efeito de escala: O caso da bacia experimental de São João do Cariri. In: Anais do VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gravatá: ABRH, pp. 1-19.

SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M. (2005). Análise geoespacial da produção de sedimentos através de técnicas de modelagem e geoprocessamento: o estudo de caso da bacia do Rio Pirapama. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa: ABRH.

SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M.; SRINIVASAN, V.S. (2007). Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semiárido da Paraíba. *Revista OKARA: Geografia em Debate*, v.1, n.1, pp. 16-32.

SANTOS, C.A.G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M.; SRINIVASAN, V.S. (2000). Influência do tipo de cobertura vegetal sobre a erosão no semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(1): 92-96.

SANTOS, J.Y.G.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M. (2012). Perdas de água e solo utilizando chuva simulada em diferentes coberturas superficiais e condições de umidade no semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 17(4): 217-228.

SANTOS, J.Y.G.; SILVA, R.M.; CARVALHO NETO, J.G.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, A.M. (2015). Land cover and climate change effects on streamflow and sediment yield: a case study of Tapacurá River basin, Brazil. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 371: 189–193.

SANTOS, J.Y.G.; SILVA, R.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SANTOS, C.A.G. (2014). Aplicação do modelo SWAT para a estimativa da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. In: Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. João Pessoa: ABRH, pp. 1-19.

SANTOS, R.O.; SCUDELARI, A.C.; CUNHA, C.L.N.; RIGHETTO, A.M. (2013). Avaliação da Produção e Aporte de Sedimentos para o Rio Potengi, RN. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18(3): 149-163.

SANTOS, T.E.M. (2006). Avaliação de técnicas de conservação de água e solo em bacia experimental do semiárido Pernambucano. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife – PE, 69p.

SANTOS, T.E.M.; MONTENEGRO, A.A.A.; PEDROSA, E.M.R. (2009). Características hidráulicas e perdas de solo e água sob cultivo do feijoeiro no semiárido. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13(3): 217-225.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. (2005). Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, 10(4): 5-18.

SCHUOL, J.; ABBASPOUR, K.C.; SRINIVASAN, R.; YANG, H. (2008). Modelling Blue and Green Water Availability in Africa at monthly intervals and subbasin level. *Water Resources Research*, (44): W07406.

SERIO, J.; COSTA, C.A.G.; TEIXEIRA, A.S.; ORTEGA, E. (2008). Aplicação da USLE e SIG na caracterização de três micro bacias hidrográficas no Brasil. *Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais*, 6(2): 213-221.

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. (1990). EPIC – Erosion productivity impact calculator: Model Documentation. Washington: U.S: Department of Agriculture, 145p.

SILVA, F.G.B.; MINOTTI, R.T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. (2010). Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Eng. Sanit. Ambient.*, 15(2): 141-148.

SILVA, R.M. (2010). Análise da perda de solos na Bacia do Rio Tapacurá mediante previsão climática e modelos de erosão. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 133p.

SILVA, R.M.; MONTENEGRO, S.M.G.; SANTOS, C.A.G. (2012). 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*, 63(3): 576–592.

SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G. (2007). Aplicação do modelo hidrológico AÇUMOD baseado em SIG para a gestão de recursos hídricos do Rio Pirapama. *Revista Ambiente & Água*, 2: pp. 1-14.

SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G. (2008). Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(5): 520-526.

SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, V.C.L.; SILVA, L.P. (2013). Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff–erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. *Environment Monitoring and Assessment*, 185: 953-970.

SILVA, R.M.; SILVA, L.P.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SANTOS, C.A.G. (2010). Análise da variabilidade espaço-temporal e identificação do padrão da precipitação na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. *Sociedade & Natureza*, 22: 357-372.

SILVA, V.A.; MOREAU, M.S.; MOREAU, A.M.S.S.; REGO, N.A.C. (2011). Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 15(3): 310-315.

SILVA, V.C. (2004). Estimativa da erosão atual da Bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 34(3): 147-159.

SILVEIRA, C.S.; SOUZA FILHO, F.A.; COSTA, A.A.; CABRAL, S.L. (2013). Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 28(3): 317-330.

SIMONS, D. B.; SENTÜRK, F. (1992). Sediment transport technology. Fort Collins, Water Resources Publications, 807p.

SLOAN, P.G.; MORRE, I.D.; COLTHARP, G.B.; EIGEL, J.D. (1983). Modeling surface and subsurface storm flow on steeply-sloping forest watersheds. Water Resources Inst. Report 142. Univ. Kentucky, Lexington.

SMITH, M. (1991). Report on the expert consultations on revision of FAO methodologies for crop water requirements. Rome: FAO, 45p.

SOIL CONSERVATION SERVICE – SCS. (1972). Supplement A, Section 4, Chapter 10, Hydrology. *National Engineering Handbook*, USDA, Washington, D.C.

SOUZA, G. (2007). MODFIPE – Um modelo distribuído de base física para simulação do escoamento e erosão do solo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 177p.

SRH-PE – Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco. (2015). Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental. Recife: Projotec/SRH-PE. 389p.

SRINIVASAN, V.S.; GALVÃO, C.O. (2003). Bacia Experimental de Sumé: Descrição e dados coletados. Campina Grande: UFCG/CNPq, vol. 1, 129p.

STEFANI, H.I.; BURIOL, G.A.; MUTTI, L.S.M. (1990). Preparo da superfície em Planossolo cultivado com milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14(2): 111-117.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. (2012). Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 414-415: 413-424.

STRAUCH, M.; LIMA, J.E.F.W.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. (2013). The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *Journal of Environmental Management*, 127: S24-S36.

- TIBEBE, D.; BEWKET, W. (2011). Surface runoff and soil erosion estimation using the SWAT model in the Keleta Watershed, Etiópia. *Land Degradation & Development*, 22: 551-564.
- TRAYNHAM, L.; M.ASCE, R.P.; POLEBITSKI, A. (2011). Impacts of Future Climate Conditions and Forecasted Population Growth on Water Supply Systems in the Puget Sound Region. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 137(4): 318-326.
- TUCCI, C.E.M. (1998). Modelos Hidrológicos. Porto Alegre: Ed. da UFRGS e ABRH.
- TUCCI, C.E.M. (2009). Hidrologia: ciência e aplicação. 4ª ed. Porto Alegre: ABRH. 943p.
- TUNDISI, J.G. (2003). Água no Século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa. 246p.
- USDA – United States Department of Agriculture. (1986). Urban hydrology for small watersheds. Technical Release 55, 164p.
- USGS - United States Geological Survey. (2015). EarthExplorer. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso: 10/05/2015.
- UZEIKA, T. (2009). Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre – RS, 144p.
- UZEIKA, T.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. (2012). Use of the Swat Model for Hydro-Sedimentologic Simulation in a Small Rural Watershed. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 36: 557-565.
- VAN DEN BERG, M.; BURROUGH, P.A.; DRIESSEN, P.M. (2000). Uncertainties in the appraisal of water availability and consequences for simulated sugarcane yield potentials in São Paulo State, Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ*, 81: 43-55.
- VAN GRIENSVEN. A.; MEIXNER. T.; GRUNWALD. S.; BISHOP. T.; DILUZIO. M.; SRINIVASAN. R. (2006). A global Sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, 324: 10–23.
- VERSTRAETEN, G.; POESEN, J. (2001). Factors controlling sediment yield from small intensively cultivated catchments in a temperate humid climate. *Geomorphology*, 40: 123-144.
- WALLING, D.E. (1983). The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, 65: 209-237.
- WANG, S.; KANG, S.; ZHANG, LU.; LI, F. (2008). Modelling hydrological response to different land-use and climate change scenarios in the Zamu River basin of northwest China. *Hydrological Processes*, 22: 2502-2510.
- WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. (2008). Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 32: 801-814.

- WHITE, S. (2005). Sediment yield prediction and modelling. *Hidrological Processes*, 19: 3053-3057.
- WILLIAMS, J.R. (1969). Flood Routing With Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. *Transactions on the ASAE*. 12(1), 100-103.
- WILLIAMS, J.R. (1975). Sediment routing for agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 11: 965-974.
- WILLIAMS, J.R.; HANN, R.W. (1973). HYMO: Problem-oriented language for hydrologic modeling – User’s manual. USDA, ARC-S-9.
- WILLIAMS, J.R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. (1984). The EPIC model and its application. Proc., ICRISAT-IBSNAT-SYSS Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, 111–121.
- WILLIAMS, J.R.; NICKS, A.D.; ARNOLD, J.G. (1985). Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, 111(6): 970-986.
- WINCHELL, M., SRINIVASAN, R., DI LUZIO, M., ARNOLD, J.G. (2010). ArcSWAT interface for SWAT2009 User’s guide. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center, Temple, Texas. 431p.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: Guide to conservation farming. US Department of Agriculture Handbook, n. 537. 58p.
- WOOD, A.W.; MAURER, E.P.; KUMAR, A.; LETTENMAIER, D.P. (2002). Long-range experimental hydrologic forecasting for the eastern United States. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 107.
- WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. (1990). Kineros, a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77.
- WU, Y.; CHEN, J. (2009). Simulation of nitrogen and phosphorus loads in the Dongjiang River basin in South China using SWAT. *Front. Earth Sci. China*, 3: 273–278.
- YANG, J.; ABBASPOUR, K.C.; REICHERT, P.; YANG, H. (2008). Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to Chaohe Basin in China. In review. *Journal of Hydrology*. 358(1-2):1-23.
- YANG, J.; REICHERT, P.; ABBASPOUR, K.C.; YANG, H. (2007). Hydrological Modelling of the Chaohe Basin in China: Statistical Model Formulation and Bayesian Inference. *Journal of Hydrology*, 340: 167-182.
- ZHANG, X.; SRINIVASAN, R. (2009). Gis-based spatial precipitation estimation: a comparison of geostatistical approaches. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(4): 894-906.