



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
NÚCLEO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DO MODELO SWAT PARA A BACIA DO RIO  
CAPIBARIBE E ESTIMATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS A SEUS  
RESERVATÓRIOS**

Caruaru  
2020

THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DO MODELO SWAT PARA A BACIA DO RIO  
CAPIBARIBE E ESTIMATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS A SEUS  
RESERVATÓRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

**Área de concentração:** Tecnologia Ambiental.

**Orientador:** Prof<sup>o</sup>. Dr. José Almir Cirilo.

Caruaru  
2020



THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DO MODELO SWAT PARA A BACIA DO RIO  
CAPIBARIBE E ESTIMATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS A SEUS  
RESERVATÓRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 18/02/2021.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profº. Dr. José Almir Cirilo (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Profº. Dr. Artur Paiva Coutinho (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Suzana Maria Gico Lima Montenegro (Examinador Externo)  
Universidade Federal de Pernambuco

## AGRADECIMENTOS

Agradeço as minhas duas pessoas favoritas de toda uma vida, minha mãe, Tânia Maria, e minha irmã, Tâmilly Suelen, que são a base de todo amor que existe em mim.

Às minhas tias Rosa e a Rosana (*in memoriam*) por sempre terem sido entusiastas da minha escolha de seguir a vida acadêmica.

A Bruna Cordeiro, Emanuele Santos, Maryane Cordeiro e Sabrina Bezerra, pelos tantos anos de amizade e companheirismo, pelas risadas e conversas ao redor da mesa da cozinha, no sofá da sala ou no grupo do whatsapp. Não poderiam existir melhores pessoas para compartilhar essa viagem confusa e instigante que é crescer.

Às minhas amigas Sabrina Corrêa e Maria Alice, por todo tempo de convívio, pelas palavras de força e motivação, e conversas no corredor sobre os filmes e séries vistos no fim de semana. Vocês tornaram o mestrado mais leve e alegre.

A Mariana, que possui a incrível capacidade de me acalmar o coração mesmo estando a uns tantos quilômetros de distância.

Ao meu orientador, José Almir Cirilo, pela orientação na realização desse trabalho, pela paciência e por todo o incentivo para seguir além. O terei sempre como exemplo e inspiração profissional e pessoal.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de estudos que permitiu o desenvolvimento dessa dissertação.

A todos os professores e funcionários que compõe o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental do Campus Agreste.

Por fim, agradeço a todos os momentos de vida vividos durante a elaboração desse trabalho. Desde as maratonas de seriados às viagens e passeios. Os grandes responsáveis pela recarga da minha bateria durante esses dois anos.

## RESUMO

Os processos que formam os ciclos hidrológico e hidrossedimentológico sofrem com a intensificação da atividade humana, provocada principalmente pelo crescimento econômico e populacional. Essas atividades têm alterado a dinâmica das águas dentro das bacias hidrográficas, impulsionando processos como a erosão hídrica. O transporte e disposição dos sedimentos erodidos exercem grande influência na qualidade da água, bem como são responsáveis pelo assoreamento de reservatórios e diminuição da calha dos leitos dos rios. Nesse sentido, o presente trabalho tem por objetivo a modelagem hidrossedimentológica da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, localizada no Estado de Pernambuco, através do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) visando a comparação de sua performance com o modelo hidrológico *Campus Agreste Watershed Model – Versão IV* (CAWM IV). Além disso, realizou-se a estimativa do aporte de sedimentos nos reservatórios de Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá e Poço Fundo. Dados geoespaciais referentes ao modelo digital de elevação, mapa de uso e ocupação do solo e mapa de tipos de solo foram utilizados como dados de entrada para o modelo SWAT. Dados tabulares referentes a precipitação, temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação compreendidos entre o período de 1983 a 2019 também foram utilizados, sendo os três primeiros anos utilizados para aquecimento. A calibração e validação com o SWAT realizada, em escala mensal, em quatro estações fluviométricas obtiveram coeficientes estatísticos de satisfatórios a muito bons, onde os melhores valores se apresentaram na estação de Paudalho, com  $R^2$  e NSE 0.626 e 0.621 para calibração, respectivamente, e  $R^2$  e NSE 0.940 e 0.862 para validação, respectivamente. A comparação entre o SWAT e o CAWM IV, realizada em escala diária, para seis eventos, nas mesmas estações utilizadas anteriormente, mostrou-se favorável para o segundo modelo, que alcançou melhores coeficientes estatísticos em quatro, em contraponto ao SWAT que obteve coeficientes satisfatórios em apenas dois dos seis eventos. Nos reservatórios calculou-se uma carga de sedimentos depositados de 4683 ton em Poço Fundo, 3.080.986 ton em Jucazinho, 3.097.923 ton em Carpina, 843.170 ton em Goitá e 524.814 ton em Tapacurá. Notou-se a maior efetividade da deposição de sedimentos nos reservatórios que recebiam contribuição de regiões de declividades suaves e atividades antrópicas.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica. Processos hidrossedimentológicos. Semiárido. Modelo chuva-vazão.

## ABSTRACT

The processes that form the hydrological and hydrosedimentological cycles report with the intensification of human activity, caused mainly by economic and population growth. These activities alter the dynamics of water within hydrographic basins, driving processes such as water erosion. The transport and disposal of eroded sediments have a great influence on water quality, as well as being responsible for the silting up of reservoirs and reducing the gutter of river beds. In this sense, the present work aims at the hydrosedimentological modeling of the Capibaribe River Basin, located in the State of Pernambuco, through the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model, using the comparison of its performance with the Campus hydrological model. Agrestes Watershed Model - Version IV (CAWM IV). In addition, sediment input was estimated in the Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá and Poço Fundo reservoirs. Geospatial data referring to the digital elevation model, land use and occupation map and soil type maps were used as input data for the SWAT model. Tabular data related to separation, temperature, relative humidity, wind speed and radiation between 1983 to 2019 were also used, with the first three years being used for heating. The calibration and validation with the SWAT performed, on a monthly scale, in four fluviometric stations obtained statistical coefficients from satisfactory to very good, where the best values are separated in the Paudalho station, with  $R^2$  and NSE 0.626 and 0.621 for calibration, respectively, and  $R^2$  and NSE 0.940 and 0.862 for validation, respectively. The comparison between SWAT and CAWM IV, performed on a daily scale, for six events in the characteristics used previously, proved to be favorable for the second model, which achieved the best statistical coefficients in four, in contrast to the SWAT which obtained satisfactory coefficients in only two of the six events. In the reservoirs, a sediment load of 4683,35 ton was estimated in Poço Fundo, 3080986,05 ton in Jucazinho, 309792,93 ton in Carpina, 843170,17 ton in Goitá and 524814,34 ton in Tapacurá. It was noted the greater effectiveness of the deposition of sediments in the reservoirs where they received contributions from regions of soft slopes and anthropic activities.

Keywords: Hydrological modelling. Runoff-erosion process. Semiarid. Rain-Flow Model.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Ilustração simplificada do ciclo hidrológico .....	20
Figura 2 –	Ilustração simplificada do ciclo hidrossedimentológicos ....	22
Figura 3 –	Esquema de formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios com suas respectivas consequências .....	24
Figura 4 –	Visão geral das medidas de mitigação da sedimentação de reservatórios .....	25
Mapa 1 –	Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe no Estado de Pernambuco .....	39
Mapa 2 –	Localização dos principais reservatórios da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	41
Mapa 3 –	Relevo da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	43
Mapa 4 –	Classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	44
Mapa 5 –	Tipos de solo existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	46
Mapa 6 –	Uso e ocupação da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.....	47
Mapa 7 –	Delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe e suas sub-bacias, contendo as estações pluviométricas utilizadas .....	49
Mapa 8 –	Definição das 101 subbacias e respectivos centroides, utilizados como pontos de estimativa dos dados de precipitação .....	50
Mapa 9 –	Localização das estações fluviométricas .....	51
Mapa 10 –	Disposição das estações meteorológicas utilizadas .....	52
Figura 5 –	Representação conceitual da relação entre incerteza de parâmetro e previsão de incerteza .....	66
Mapa 11 –	Áreas de contribuição das estações fluviométricas calibradas .....	71
Figura 6 –	Representação esquemática do modelo CAWM IV .....	73
Figura 7 –	Esquema dos processos de aporte e produção de sedimentos realizado pelo SWAT .....	83
Figura 8 –	Sensibilidade dos parâmetros obtida através do SWAT-CUP .....	85
Hidrograma 1 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de Toritama .....	90
Hidrograma 2 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Toritama .....	91
Gráfico 1 –	Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Toritama .....	91
Hidrograma 3 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de Limoeiro .....	93

Hidrograma 4 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Limoeiro .....	94
Gráfico 2 –	Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Limoeiro .....	94
Hidrograma 5 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de Paudalho .....	96
Hidrograma 6 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Paudalho .....	96
Gráfico 3 –	Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Paudalho .....	97
Hidrograma 7 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....	98
Hidrograma 8 –	Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....	99
Gráfico 4 –	Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....	99
Hidrograma 9 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento da estação fluviométrica de Toritama .....	101
Hidrograma 10 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (a) da estação fluviométrica de Limoeiro .....	102
Hidrograma 11 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (b) da estação fluviométrica de Limoeiro .....	102
Hidrograma 12 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (a) da estação fluviométrica de Paudalho .....	103
Hidrograma 13 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (b) da estação fluviométrica de Paudalho .....	103
Hidrograma 14 –	Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....	104
Mapa 12 –	Média anual da fração de sedimentos transportada, por trecho do rio, em toneladas, para o período de 1986 a 2019, nas áreas de contribuição dos reservatórios de (a) Poço Fundo, (b) Jucazinho, (c) Carpina, (d) Goitá e (e) Tapacurá .....	115

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Informações gerais dos principais reservatórios .....	40
Tabela 2 –	Classes de declividade e porções de área da Bacia do Capibaribe referentes a cada uma .....	44
Tabela 3 –	Tipos de solos existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	45
Tabela 4 –	Associação dos usos do solo do SWAT com os usos da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe .....	48
Tabela 5 –	Parâmetros definidos para análise de sensibilidade no SWAT-CUP .....	69
Tabela 6 –	Eventos avaliados, em escala diária, com os modelos CAWM IV e SWAT .....	81
Tabela 7 –	Eventos avaliados, em escala diária, com os modelos CAWM IV e SWAT .....	82
Tabela 8 –	Parâmetros utilizados para a calibração da vazão .....	86
Tabela 9 –	Sensibilidade dos parâmetros selecionados após análise do modelo SWAT para as estações de Toritama e Limoeiro .....	87
Tabela 10 –	Sensibilidade dos parâmetros selecionados após análise do modelo SWAT para as estações de Paudalho e São Lourenço da Mata .....	88
Tabela 11 –	Parâmetros ajustados para as áreas de contribuição das estações fluviométricas para os anos de 1986 a 1998 .....	89
Tabela 12 –	Parâmetros ajustados para as áreas de contribuição das estações fluviométricas para os anos de 1999 a 2019 .....	89
Tabela 13 –	Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Toritama .....	92
Tabela 14 –	Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Limoeiro .....	95
Tabela 15 –	Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Paudalho .....	97
Tabela 16 –	Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....	100
Tabela 17 –	Coeficientes de eficiência para os eventos simulados nos modelos CAWM IV e SWAT .....	105
Tabela 18 –	Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Poço Fundo .....	109
Tabela 19 –	Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Jucazinho .....	110
Tabela 20 –	Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Carpina .....	111
Tabela 21 –	Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Goitá .....	112

Tabela 22 –	Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Tapacurá .....	113
Tabela 23 –	Estimativa do volume assoreado total dos reservatórios .....	114

## LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
CAWM	Campus Agreste <i>Watershed Model</i>
CN	Curva Número
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h)
CH_N2	Coefficiente de Mannig do canal principal ( $s / m^{1/3}$ )
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
EPCO	Fator de compensação de águas 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>
H <sub>2</sub> O	Molécula da água
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MBE	Desvio absoluto médio
MEUPS	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
MDE	Modelo digital de elevação
MDT	Modelo digital de terreno
NSE	Coefficiente de Nash-Stucliffe
PBIAS	Percentual de Tendência
QGIS	<i>Quantum GIS</i>
QSWAT	Interface do SWAT para o <i>Quantum GIS</i>
R <sup>2</sup>	Coefficiente de Determinação
REVAP	Volume devido a ascensão de água na franja capilar devido a evaporação
RMSE	Raiz quadrática média
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SIG	Sistema de Informação Geográfica
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
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
URH	Unidades de resposta hidrológica
USDA-ARS	<i>United States Department of Agriculture -Agriculture Research Service</i>
USLE_K	Erodibilidade
ZAPE	Zoneamento Agroecológico de Pernambuco

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
1.1	OBJETIVOS .....	18
1.1.1	<b>Objetivo geral .....</b>	<b>18</b>
1.1.2	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>18</b>
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>19</b>
2.1	CICLO HIDROLÓGICO E HIDROSSEDIMENTOLÓGICO .....	19
2.2	ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS .....	22
2.3	MODELAGEM                    HIDROLÓGICA                    E HIDROSSEDIMENTOLÓGICA .....	26
2.3.1	<b>Conceito, classificação e importância dos modelos ....</b>	<b>26</b>
2.3.2	<b>Geoprocessamento, SIG e modelos hidrológicos .....</b>	<b>28</b>
2.3.3	<b>Modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos de destaque .....</b>	<b>31</b>
2.4	O MODELO SWAT .....	33
2.4.1	<b>Aplicações em regiões semiáridas .....</b>	<b>34</b>
2.5	CAWM IV .....	37
<b>3</b>	<b>MATÉRIAS E MÉTODOS .....</b>	<b>38</b>
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	38
3.1.1	<b>Localização .....</b>	<b>38</b>
3.1.2	<b>Hidrografia .....</b>	<b>39</b>
3.1.3	<b>O sistema de reservatórios do Capibaribe .....</b>	<b>40</b>
3.2	OBTENÇÃO E PRÉ-PROCESSAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA DO MODELO.....	42
3.2.1	<b>Modelo digital de elevação e intervalos de declividade .....</b>	<b>43</b>
3.2.2	<b>Tipos de solo .....</b>	<b>44</b>
3.2.3	<b>Uso e cobertura do solo .....</b>	<b>47</b>
3.2.4	<b>Dados hidroclimáticos .....</b>	<b>48</b>
3.2.4.1	Precipitação .....	48
3.2.4.2	Vazão .....	50

3.2.4.3	Clima .....	51
3.3	FUNDAMENTAÇÃO MATEMÁTICA E METODOLOGIA DE APLICAÇÃO DOS MODELOS .....	52
<b>3.3.1</b>	<b>SWAT .....</b>	<b>52</b>
3.3.1.1	Equacionamento .....	52
3.3.1.1.1	<i>Fase da terra</i> .....	53
3.3.1.1.2	<i>Fase da água</i> .....	62
3.3.1.2	QSWAT .....	65
3.3.1.3	SWAT-CUP .....	65
3.3.1.3.1	<i>SUFI-2</i> .....	66
3.3.1.4	Etapas de execução .....	67
3.3.1.5	Análise de sensibilidade dos parâmetros .....	69
3.3.1.6	Calibração e validação .....	70
<b>3.3.2</b>	<b>CAWM IV .....</b>	<b>72</b>
3.3.2.1	Equacionamento .....	72
3.3.2.2	Etapas de execução .....	78
3.3.2.3	Calibração .....	79
3.4	COEFICIENTES DE EFICIÊNCIA .....	80
3.5	COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS .....	81
3.6	APORTE DE SEDIMENTOS NAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO DOS RESERVATÓRIOS .....	82
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>85</b>
4.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	85
4.2	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO .....	88
<b>4.2.1</b>	<b>Parâmetros ajustados .....</b>	<b>88</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Estação fluviométrica de Toritama .....</b>	<b>90</b>
<b>4.2.3</b>	<b>Estação fluviométrica de Limoeiro .....</b>	<b>92</b>
<b>4.2.4</b>	<b>Estação fluviométrica de Paudalho .....</b>	<b>95</b>
<b>4.2.5</b>	<b>Estação fluviométrica de São Lourenço da Mata .....</b>	<b>97</b>
4.3	COMPARAÇÃO ENTRE CAWM IV E SWAT .....	100
4.4	ESTIMATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS NOS RESERVATÓRIOS DO CAPIBARIBE .....	106
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>118</b>

<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>120</b>
<b>APÊNDICE A – PARÂMETROS DOS SOLOS .....</b>	<b>136</b>
<b>APÊNDICE B – LISTA DE ESTAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS .....</b>	<b>137</b>
<b>APÊNDICE C – PARÂMETROS DAS ESTAÇÕES CLIMÁTICAS .....</b>	<b>139</b>
<b>ANEXO A – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-CLIMÁTICA DA BACIA DO CAPIBARIBE .....</b>	<b>142</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os processos que ocorrem de forma natural no meio ambiente têm sido intensificados a partir da interferência antrópica. No âmbito das bacias hidrográficas, os ciclos hidrológico e hidrossedimentológico sofreram alterações em consequência das ações atribuídas principalmente ao crescimento econômico e populacional. A erosão, processo presente dentro do segundo ciclo citado, tem se acentuado devido à intervenção humana.

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2015), o ritmo da erosão no mundo levará a degradação de mais de 1,5 milhões de quilômetros quadrados até 2050. Os prejuízos causados pela erosão do solo vão além da perda da capacidade produtiva ou das consequências do transporte e deposição de materiais, já que o solo é o principal depósito de carbono orgânico do planeta e assim sendo, atua de maneira fundamental na mitigação das mudanças climáticas, contribuindo para a diminuição da ocorrência de eventos extremos, como as cheias.

Aparecido *et al.* (2016) escrevem que as atividades humanas em bacias hidrográficas, sendo essas bacias rurais ou urbanas, provocam alterações significativas na dinâmica da água, podendo reduzir a disponibilidade dos mananciais pelo assoreamento e ocasionar a diminuição da seção natural da calha.

A erosão hídrica é um dos principais processos de degradação física do solo, uma vez que desagrega e transporta as partículas com maior facilidade (SILVA JUNIOR, 2010).

Os sedimentos que são gerados pelos processos erosivos exercem grande influência nos demais parâmetros de qualidade das águas, visto que ao serem transportados para os cursos d'água, os sedimentos carregam outros elementos que podem gerar impactos ao meio ambiente (SILVA JUNIOR, 2010).

O transporte e deposição de materiais erodidos ao longo dos leitos do rio e reservatórios interferem em suas funções e usos. Nos reservatórios, o acúmulo dos sedimentos pode reduzir o volume útil de armazenamento, alterar a qualidade da água armazenada e aumentar o nível de inundação a montante. Isso tem impacto direto na oferta de água da região que tal reservatório abastece e, caso a função do reservatório seja o controle e contenção de cheias, o deixa vulnerável quanto à ocorrência de eventos de precipitação intensas.

A dinâmica da água atrelada ao transporte de sedimentos e nutrientes nas bacias hidrográficas tem sido amplamente adotada no âmbito da modelagem ambiental. Os modelos hidrológicos, de acordo com Blainski, Acosta e Nogueira (2017), se consolidaram como ferramentas de representação dos processos hidrológicos com alto potencial para simulação de cenários de mudanças climáticas, alterações do uso do solo e de intervenções antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais.

Uma vez alimentados com as informações básicas sobre a bacia hidrográfica, os modelos hidrológicos fornecem uma série de informações e estimativas acerca das variáveis hidrológicas como vazão dos rios, evapotranspiração, recarga de aquíferos, qualidade da água, além, em alguns modelos, da produção, transporte e deposição de sedimentos. Isso os torna, dessa forma, importantes instrumentos a tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

Entre os vários modelos existentes o *Soil And Water Assessment Tool* (SWAT) tem bastante destaque tanto pela quantidade de aplicações em diversas partes do mundo, inclusive no Brasil (BHATTA *et al.*, 2020; GRUSSON *et al.*, 2017; KORMAN *et al.*, 2020; LIN *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2014; SURYAVANSHI, PANDEY e CHAUBE, 2017; TAN, RAMLI e TAM, 2018; YANG *et al.*, 2019) quanto pelos ótimos resultados obtidos.

O SWAT é um modelo semi-distribuído e contínuo no tempo, desenvolvido para simular o impacto da mudança do uso do solo em bacias hidrográficas de diferentes escalas (ARNOLD *et al.*, 2012). Computacionalmente eficiente e capaz de realizar simulações com longos períodos, sua vinculação aos ambientes SIGs (Sistema de Informação Geográfica) torna possível considerar a oscilação espacial das propriedades físicas da bacia.

O modelo *Campus Agreste Watershed Model Versão IV* (CAWM IV) é um modelo concentrado chuva-vazão desenvolvido pela Universidade Federal de Pernambuco (CIRILO *et al.*, 2020). Objetivando a simulação do escoamento superficial em bacias hidrográficas de regiões semiáridas, sua premissa base é a simplicidade e a existências de poucos parâmetros com significado físico a serem calibrados.

A Bacia do Rio Capibaribe tem grande importância histórica, social e econômica na formação e desenvolvimento de Pernambuco. A capital Recife tem mais de 50%

da sua área banhada pela bacia, que em sua grande parte se encontra dentro da região semiárida brasileira.

No entanto, a Bacia do Capibaribe sofre com sérios problemas. As atividades realizadas ao longo de sua extensão têm gerado graves problemas ambientais. A intensificação do uso e manejo do solo devido ao aumento da ocupação territorial para habitação, desenvolvimento de atividades agrícolas e industriais, além da poluição das águas pela indústria têxtil e esgotos domésticos tem provocado a degradação substancial do ecossistema da bacia. Além disso, várias regiões da bacia também sofrem com os recorrentes episódios de inundações.

O sistema Capibaribe para contenção de cheias conta com quatro reservatórios: Jucazinho, Carpina, Tapacurá e Goitá. Esse sistema é parte do conjunto de ações do estado para mitigar o efeito de inundações. As funções desses reservatórios podem ser comprometidas devido às consequências da erosão hídrica intensificada pelas ações humanas.

O SWAT, apesar de possuir base originalmente especificada para os solos e climas dos Estados Unidos, pode ser adaptado para utilização em outras regiões, incluindo as de clima semiárido (AHMADI *et al.*, 2019; ANDARYANI *et al.*, 2019; FONTES JÚNIOR e MONTENEGRO, 2019; MARTÍNEZ-SALVADOR e CONESA-GARCÍA, 2020; RICCI *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2018; YAN *et al.*, 2020)

Nesse contexto, enquanto a utilização do modelo SWAT se projeta como uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos, a comparação de sua componente hidrológica com o CAWM IV abre caminho para que este possa ser validado como modelo de referência para aplicação em regiões semiáridas.

É esperado que o presente trabalho contribua para o avanço científico e tecnológico da hidrologia em bacias hidrográficas de regiões semiáridas, assim como se identifique o potencial das ferramentas para o planejamento hídrico e ambiental da mais importante bacia hidrográfica de Pernambuco.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo analisar o aporte de sedimentos nos reservatórios da bacia do rio Capibaribe, visando contribuir com a gestão desses sistemas.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Calibração e validação hidrológica a partir das estações fluviométricas de Toritama, Limoeiro, Paudalho e São Lourenço da Mata com o SWAT;
- Comparar o desempenho do modo hidrológico SWAT com o CAWM IV, desenvolvido especificamente para regiões semiáridas;
- Avaliar o impacto do aporte de sedimento anual na área de contribuição dos reservatórios de Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá e Poço Fundo.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O presente capítulo apresenta os temas relevantes encontrados na literatura científica para o entendimento do presente trabalho, abordando os seguintes temas: ciclo hidrológico e hidrossedimentológico, impactos e prejuízos do assoreamento de reservatórios, modelagem hidrológica e hidrossedimentológica. Também é descrita uma abordagem conceitual dos modelos SWAT e CAWM IV, bem como algumas aplicações dos mesmos.

### 2.1 CICLO HIDROLÓGICO E HIDROSSEDIMENTOLÓGICO

O fenômeno, em escala global, de circulação da água entre a superfície terrestre e a atmosfera é chamado ciclo hidrológico (Figura 1). A energia solar, combinada com a gravidade e a rotação da Terra, é a maior fonte de energia para ocorrência desse ciclo. Em paralelo ao ciclo hidrológico ocorre o ciclo hidrossedimentológico, sendo a este dependente.

As formas mais expressivas de movimentação da água entre a superfície terrestre e a atmosfera são a evaporação e a precipitação. A primeira ocorre no sentido superfície à atmosfera. Já o segundo representa o retorno da água evaporada para a superfície.

Considerando uma escala global, o ciclo hidrológico movimenta um volume de água de cerca de 577 mil km<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> (COLLISCHONN e DORNELLES, 2013). Ou seja, esse volume de água atinge os continentes e oceanos na forma de precipitação e depois, o mesmo volume retorna a atmosfera através da evaporação. Na superfície, a água pode também infiltrar no solo até a saturação ser atingida. Parte dessa água é aproveitada pelas plantas e outra parte realiza a recarga dos aquíferos. A água que não infiltra no solo vira escoamento superficial.

Figura 1 - Ilustração simplificada do ciclo hidrológico.



Fonte: Collischonn e Dornelles (2013).

O ciclo hidrológico descreve os processos de circulação da água e o ciclo hidrossedimentológico descreve os processos de circulação dos sedimentos. Os processos que regem o movimento das partículas sólidas que compõem o ciclo hidrossedimentológico são desagregação, erosão, transporte, deposição e consolidação, que ocorrem de forma simultânea e proporcional ao regime hidrológico.

A desagregação, primeira etapa do ciclo, é descrita por Bordas e Semmelmann (2012) como o desprendimento de partículas sólidas do meio ao qual fazem parte, tanto causado por fatores diretos, como o impacto das gotas no solo, infiltração da água ou escoamento superficial, como por fatores indiretos, como reações químicas ou variações de temperatura.

A erosão é, por sua vez, o fenômeno de desgaste das rochas e solos através da ação dos agentes erosivos (CARVALHO, 2008). Segundo o autor, esses agentes podem ser ativos, como a água, a insolação, o vento e o gelo, ou passivos, como a topografia, gravidade e tipo do solo. Dentre os processos erosivos de origem hídrica, para Carvalho (2008) os mais relevantes são:

- Erosão fluvial: transcorre de forma contínua devido à ação das correntes dos rios, sendo a principal responsável pelo aprofundamento e alargamento do leito dos rios. O material erodido é chamado aluvião;
- Erosão hídrica superficial: subdividida em erosão pluvial, erosão laminar, erosão por escoamento difuso, erosão por escoamento difuso intenso e erosão por escoamento concentrado. A erosão pluvial é causada pelo impacto das gotas de chuva no solo, ao passo que a erosão laminar ocorre durante eventos de fortes precipitação ao criar uma lâmina de água em solos saturados. A erosão por escoamento difuso é

caracterizada por filetes de água que se dividem e transportam o material sólido. Quando o escoamento é difuso e intenso o efeito da erosão descrita anteriormente é acentuado. Por fim, a erosão por escoamento concentrado é definida pela formação de sulcos que provocam deslizamentos e desabamentos, terminando por formar voçorocas;

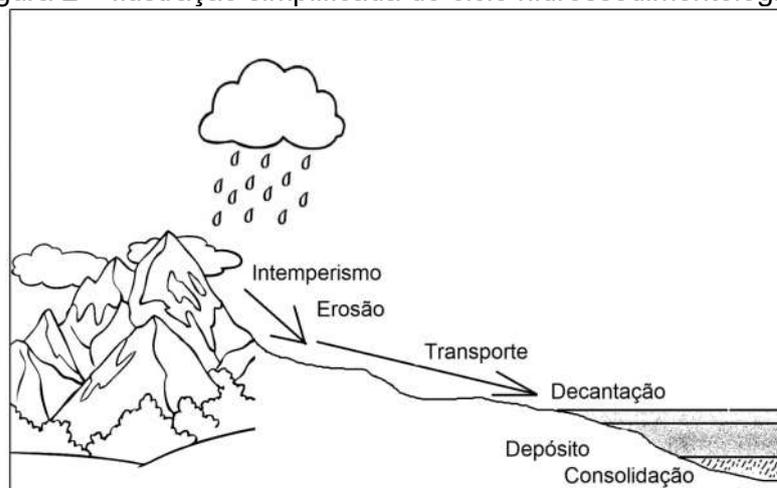
- Erosão por remoção em massa: dá-se quando o solo se encontra saturado e conta-se com a influência da gravidade, provocando a movimentação de grandes quantidades de material superficial e rochas.
- Erosão devido a eventos extremos: ocasionada por enchentes.

O processo de transporte dos sedimentos pode ocorrer de diversas maneiras, como por rolamento, deslizamento no fundo dos rios, no caso de partículas pesadas, ou por suspensão, no caso de partículas leves.

A deposição é a parada total da partícula em suspensão recém decantada ou transportada por arraste (BORDAS e SEMMELMANN, 2012). Esse processo tem sua máxima importância no estudo de assoreamento de reservatórios, em virtude de a construção das barragens alterar a dinâmica hidráulica da bacia, elevando a sedimentação das partículas em suspensão (VIANA, 2019).

Por último têm-se a consolidação, que trata da compactação dos sedimentos depositados devido ao efeito do próprio peso dos sedimentos, da pressão hidrostática ou de qualquer outro fenômeno que aumente a densidade das partículas de solo (BORDAS e SEMMELMANN, 2012). De acordo com a ilustração da Figura 2, o ponto de partida do ciclo ocorre no intemperismo promovido pela ação das gotas de chuva no solo, promovendo a erosão e ocasionando o transporte das partículas erodidas. Quando a capacidade de transporte do fluxo é superada, seja por condições de vazão ou velocidade, ocorre a deposição dos sedimentos (CARVALHO NETO, 2018). Esses sedimentos podem sofrer consolidação ou decantação no leito do canal, a depender da espessura de sua partícula.

Figura 2 – Ilustração simplificada do ciclo hidrossedimentológico.



Fonte: Valentini (2019).

Das atividades que mais afetam o ciclo hidrossedimentológico destacam-se o desmatamento, a agricultura, a urbanização, a mineração, a construção de estradas, a retificação e o barramento de cursos de água (BORDAS e SEMMELMANN, 2012). Através de análises do ciclo hidrossedimentológico busca-se o entendimento da relação água e sedimento e a relação do homem entre os processos, uma vez que tais questões possuem imensa importância no âmbito do gerenciamento de bacias hidrográficas (CARVALHO NETO, 2011).

Dentro desse contexto, cabe destacar a necessidade de uma análise integradora, considerando as relações que os fatores erosivos possuem entre si em ambientes naturais ou modificados dentro do recorte espacial (VIANA, 2019).

## 2.2 ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS

Barragens são construídas com diversas finalidades, como por exemplo: controle de cheias, geração de energia, abastecimento humano, irrigação, entre outras. Sua construção vem atrelada com a ocorrência de alterações das condições naturais dos cursos d'água e conseqüente aumento da deposição de sedimentos nesses cursos. Estima-se que a perda da capacidade de armazenamento dos reservatórios ao redor do mundo possui uma taxa de 0,8% ao ano (ICOLD, 2009). No Brasil, estudos realizados pela Eletrobrás/IPH estimam que essa taxa é de aproximadamente 0,5% para os reservatórios do país (CARVALHO, 2008).

Segundo Albertin, Matos e Mauad (2010), todo reservatório, independente da sua finalidade e característica de operação, está fadado ao processo de assoreamento. Conforme esse processo se intensifica, a capacidade de armazenamento do reservatório diminui, a influência do remanso aumenta para a montante, as velocidades no lago aumentam e uma maior quantidade de sedimentos passa a escoar para jusante, diminuindo a eficiência da retenção de partículas (CARVALHO *et al.*, 2000).

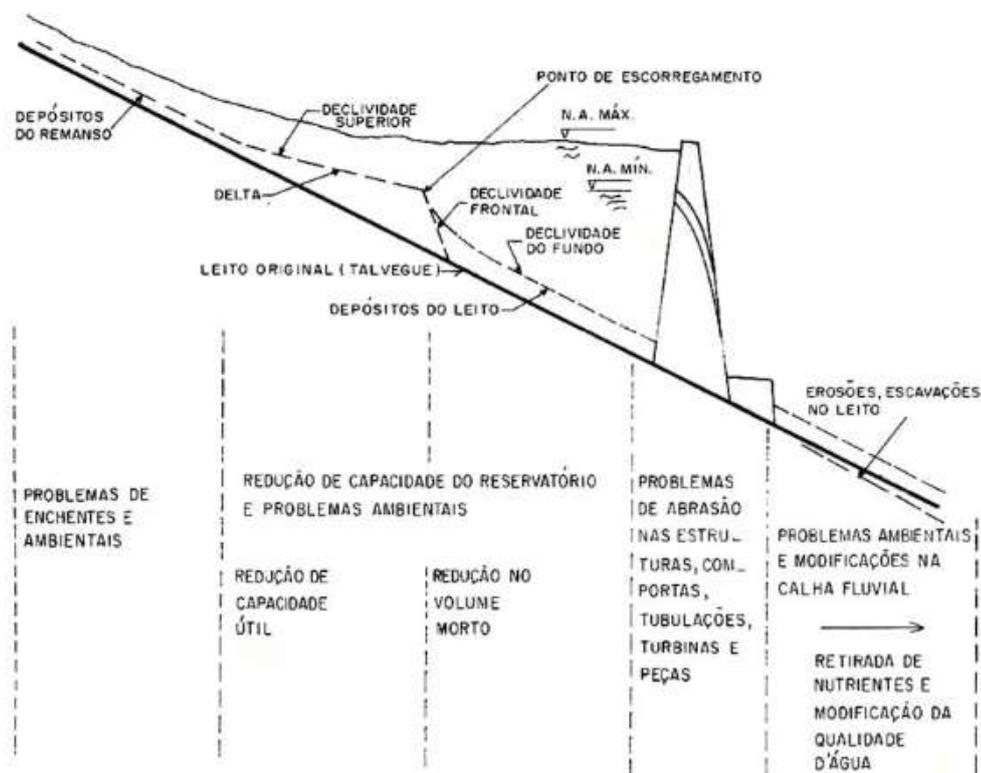
Os danos ambientais e econômicos provocados pela acumulação de sedimentos nos reservatórios podem ser extensos e difíceis de remediar, principalmente em regiões áridas e semiáridas (ICOLD, 1989). Carvalho (2008) cita como as principais consequências do assoreamento:

- Redução do volume de água armazenado no reservatório;
- Obstrução de canais de irrigação, navegação e trechos de cursos d'água;
- Formação de bancos de areia, dificultando e alterando rotas de navegação;
- Dificuldade ou impedimento da entrada de água em estruturas hidráulicas de sistemas de captação;
- Alteração, destruição e degradação de ecossistemas aquáticos.

Os impactos secundários provocados pela acumulação de sedimentos envolvem problemas relacionados ao remanso no reservatório, mudanças na qualidade da água, efeitos ecológicos, erosão das margens e do depósito, além de efeitos a jusante da barragem como a degradação do canal e de suas características hidráulicas.

Os sedimentos que se depositam em decorrência do reservatório não distribuem-se de maneira uniforme dentro do lago, se estendendo para a região a montante e a jusante. A deposição a montante da barragem é chamada depósito de remanso, já as deposições dentro do reservatório são nomeadas como delta, depósito de margem e depósito de leito. O depósito de várzea ou de planície de inundação são produzidos pelas enchentes, ocorrendo ao longo do curso d'água e do reservatório. Um esquema da formação desses depósitos e suas respectivas consequências é mostrado na Figura 3.

Figura 3 – Esquema de formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios com suas respectivas consequências.

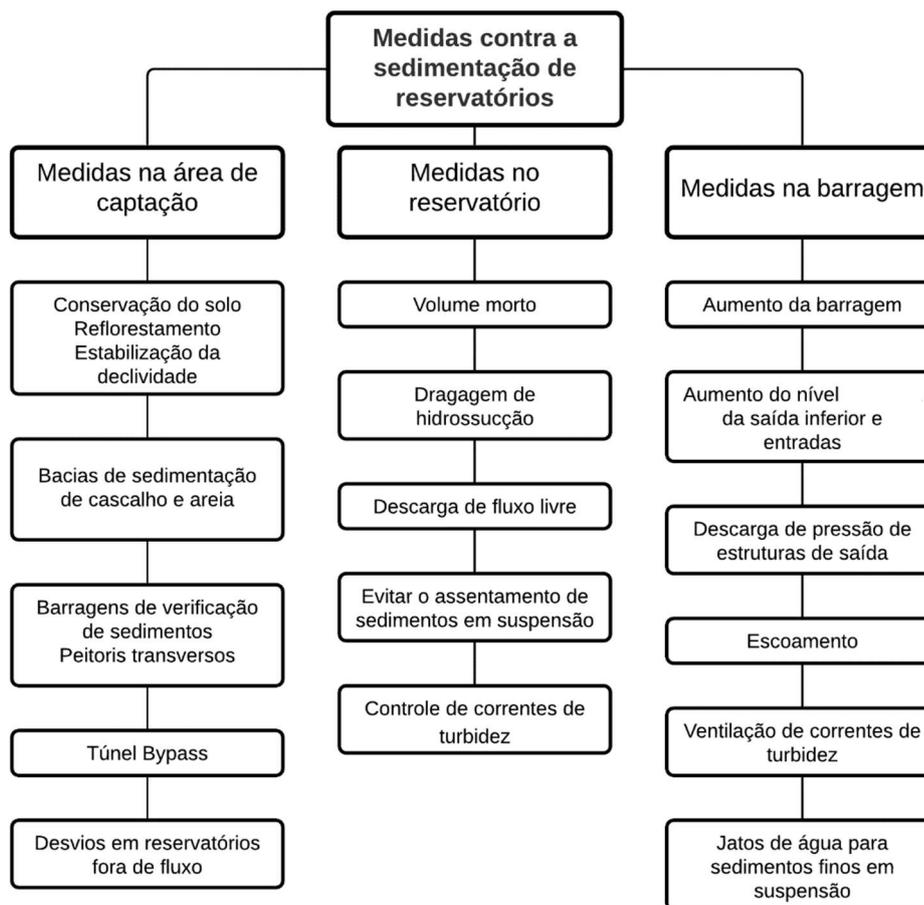


Fonte: Carvalho (2008).

Uma abordagem integrada da gestão dos sedimentos é necessária para se obter o balanço hidrossedimentológico nos reservatórios. Essa gestão prevê a realização de uma série de análises físicas para que, a partir dessas, medidas possam ser aplicadas. As técnicas aplicadas nesse gerenciamento integrado devem incluir a redução do rendimento de sedimentos a montante através do controle de erosão e captura de sedimentos, gerenciamento de fluxos durante períodos de alta produção de sedimentos para minimizar o aprisionamento em reservatórios e a remoção de sedimentos já depositados usando uma variedade de técnicas (ANNANDALE, MORRIS e KARKI, 2016).

Existe uma gama de medidas contra o assoreamento dos reservatórios. Geralmente essas medidas são divididas de acordo com a localização dentro da área do lago do reservatório onde vão ser aplicadas (Figura 4). A escolha da medida depende de um estudo sistemático da situação do reservatório.

Figura 4 - Visão geral das medidas de mitigação da sedimentação de reservatórios.



Fonte: Schleiss e Oehy (2002) *apud* Schleiss, Cesare e Althaus (2010).

É importante destacar que o comportamento do processo de assoreamento muda de uma reservatório para outro, visto que depende de características específicas da geometria do lago, como tamanho e forma do reservatório, topografia, rios afluentes, granulometria dos sedimentos, vazão afluente, velocidade dentro do lago, operação do reservatório, entre outros (TADESSE e DAI, 2018).

A partir desse quadro é possível visualizar a importância do desenvolvimento de pesquisas que tenham por objetivo alcançar a sustentabilidade da relação de uso da água e do solo, visando diminuir os impactos da erosão e assoreamento na bacia hidrográfica e nos próprios reservatórios.

## 2.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA E HIDROSEDIMENTOLÓGICA

### 2.3.1 Conceito, classificação e importância dos modelos

A pesquisa científica ocorre tanto nas atividades experimentais em campo quanto sob a ótica da modelagem e sua implementação computacional. Modelos são, em seu conceito geral, simplificações de determinados processos em um único sistema. Esse sistema é uma parte de uma realidade física complexa, representando fundamentalmente relações de causa e efeito entre o conjunto de elementos e seus atributos, diante de entradas (causa e estímulo) e saídas (efeito ou resposta) (LOU, 2010).

Tucci (2005) define modelo hidrológico como uma ferramenta utilizada para representar os processos que ocorrem na bacia hidrográfica e prever as consequências das diferentes ocorrências em relação aos valores observados.

Os modelos desenvolvidos buscam responder às questões emergentes de cada época, dando ênfase nos processos hidrológicos mais representativos de cada realidade, gerando diferentes configurações (LOU, 2010). De maneira geral, os modelos podem ser classificados da seguinte forma (TUCCI, 2005):

- Modelo Empírico ou “Caixa Preta” (*Black Box*): os resultados são obtidos através de ajustes de funções matemáticas, não representando os processos físicos e por consequência, são próprios da região e para as condições para os quais foram propostos.
- Modelo Conceitual e Semiconceitual: fazem uso de equações empíricas que conseguem descrever o sistema respeitando os processos físicos que dominam aquele fenômeno, procurando o entendimento conceitual de todo ciclo hidrológico.
- Modelo de Base Física: procuram representar rigorosamente os processos físicos, empregando as principais equações diferenciais do sistema físico, dando um significado a seus parâmetros, que podem ser estimados a partir de medidas reais. Devido a isso apresentam grande vantagem de aplicação em áreas de pouco conhecimento, visto que a delegação dos valores dos parâmetros físicos deve ser suficiente para resultar numa simulação razoável. Contra eles pesa a necessidade de alimentar o modelo com tais informações, muitas vezes não disponíveis.

- Modelo Estocástico: na situação em que a descrição do fenômeno contém variáveis aleatórias que seguem alguma distribuição de probabilidade (em que um mesmo valor de entrada irá gerar diferentes valores de saída, ao acaso).
- Modelo Determinístico: as equações que descrevem os processos do ciclo hidrológico não contêm variáveis aleatórias, fazendo com que o modelo sempre produza a mesma resposta final para uma determinada situação inicial.
- Modelo Concentrado: considera todos os parâmetros de entrada como valores médios e conseqüentemente os resultados gerados são característicos da área ou sistema em estudo.
- Modelo Distribuído: são consideradas as particularidades espaciais de diferentes variáveis, na medida em que são traduzidos diferentes valores de parâmetros representativos de uma determinada área.
- Modelo de Evento: quando é indicado para simulações de curto espaço de tempo, que sejam representativas, dadas as condições iniciais.
- Contínuo: simula os processos durante um amplo período.

Segundo Merritt, Letcher e Jakeman (2003) os modelos para simulação de transporte de sedimentos se diferem principalmente devido à complexidade, tanto dos processos como dos dados necessários para sua calibração e uso. Originalmente esses modelos se voltavam mais para a ação das gotas da chuva como principal responsável pela desagregação das partículas do solo. No entanto, a ação do escoamento superficial vem ganhando mais importância (ZANIN, 2015). No geral, é a quantidade e representatividade das informações inseridas no modelo que vão garantir a qualidade dos resultados.

Pandey *et al.* (2016) elencou alguns tópicos que devem ser levados em consideração na escolha do modelo a ser utilizado:

- Identificação do Problema: Os dados de saída fornecidos pelo modelo devem ser conhecidos para que sejam utilizados com a correta finalidade.
- Seleção do modelo: É necessário conhecer qual tipo de sistema se quer modelar, apenas uma parte ou toda a bacia; assim como os elementos a serem modelados; as variabilidades espaciais e temporais do problema; qualidade, quantidade e período de dados disponíveis;

condições climáticas e fisiográficas da bacia; o custo implicado; simplicidade da aplicação; acurácia do modelo; capacidade de interação com os SIGs.

- **Análise de sensibilidade e incertezas:** o impacto dos dados de entrada na geração das saídas é de suma importância para avaliar a performance do modelo. Para assegurar sua validade, os resultados simulados podem ser comparados com os dados medidos e a calibração deve ser realizada.
- **Credibilidade e aceitação do modelo:** Um modelo validado pode ser usado para simulação de outras áreas com condições similares. Vale salientar que todo modelo requer uma avaliação crítica de seus resultados, onde as incertezas devem ser consideradas para sua interpretação.

Os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos são ferramentas que ajudam a entender o comportamento dos fenômenos que ocorrem dentro de uma bacia, permitindo a análise da sensibilidade das diferentes formulações para esses fenômenos em bacias com diferentes características. Eles também permitem a extensão de séries de vazão, contribuindo para a formulação de cenários futuros, visando o dimensionamento ou planejamento de alternativas de desenvolvimento do sistema. Além disso, alguns modelos permitem a análise dos efeitos resultantes das mudanças do uso do solo.

A compreensão da natureza complexa dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica é essencial para a elaboração de ações destinadas a garantir sua sustentabilidade hídrica e ambiental. A aplicação dos modelos se mostra uma alternativa rápida e de baixo custo para auxiliar essa compreensão.

### **2.3.2 Geoprocessamento, SIG e modelos hidrológicos**

A evolução da informática abriu espaço para o desenvolvimento de ciências que permitissem registrar e representar informações geoespaciais dos mais variados fenômenos, fatos e experiências que acontecem na superfície terrestre, como a ciência do geoprocessamento. O geoprocessamento pode ser definido, de acordo com Carrara, Zaidan e Paula (2018), como o conjunto de técnicas e métodos teóricos e computacionais relacionados à coleta, entrada, armazenamento, tratamento e

processamento de dados com a finalidade de gerar informações espaciais georreferenciadas.

Os SIGs são geotecnologias que encontram-se dentro do ramo do geoprocessamento, constituem-se de uma estrutura formada pelo trabalho de profissionais atrelado a técnicas e métodos que se operacionalizam através de ferramentas e rotinas programadas em diversos *softwares* (CARRARA; ZAIDAN; PAULA, 2018). Segundo Gregory e Ell (2007), o SIG é utilizado para coleta, armazenamento, verificação, agregação, manipulação, análise e exibição de dados georreferenciados.

Segundo Taveira (2012), os dados tratados em geoprocessamento têm como principal característica a diversidade de fontes geradoras e de formatos apresentados. Assim, assegura-se ao usuário agregar informações vindas de modelos digitais de elevação, imagens de satélite, mapas topográficos e de tipo e uso do solo, hidrografia, entre outras, em escalas diferentes. Ainda de acordo com Taveira (2012), existem pelo menos três maneiras de utilização de um SIG: como ferramenta de produção de mapas, como suporte para análise espacial de fenômenos e como banco de dados geográficos, com funções de armazenamento e recuperação de informações espaciais.

Na hidrologia, a utilização inicial de SIG foi motivada pela necessidade de representações mais acuradas do terreno, porém com o avanço da tecnologia várias técnicas de modelagem hidrológica permitiram aos usuários de SIG uma extensão da capacidade básica de processamento de dados, evoluindo para uma sofisticada ferramenta no apoio da tomada de decisão (SUI e MAGGIO, 1999).

Devido à complexidade dos processos que ocorrem em bacias hidrográficas os maiores problemas da modelagem hidrológica estão ligados à limitação dos modelos e à dificuldade de manipular grande quantidade de dados relacionados à variabilidade espacial e temporal de parâmetros que descrevem o comportamento hidrológico. Nesse contexto, para Tucci (2005), a integração entre SIG e modelos hidrológicos atenua principalmente os problemas de manipulação e gerenciamento de dados.

O SIG deverá permitir a integração, em uma única base de dados, de informações espaciais provenientes de dados cartográficos, dados demográficos, dados hidrológicos, imagens de satélite, modelos numéricos do terreno, entre outros (MENDES e CIRILO, 2013), agregando a variabilidade espacial considerada nos modelos distribuídos.

Melo (2010) estabeleceu três critérios de classificação para o estudo das diferentes abordagens metodológicas para a integração entre modelos hidrológicos e SIG: relacionamento de dados, modificação do código fonte e grau de complexidade da integração.

O relacionamento de dados é subdividido em duas classes: a integração sem e com compartilhamento de dados. No primeiro caso, não existe um banco de dados único para o sistema acoplado, existindo necessidade de que uma ou mais ferramentas permitam a transferência de informações do modelo para o SIG ou vice-versa. Na segunda situação um subsistema acessa diretamente os dados armazenados, existindo assim um compartilhamento entre os dados no sistema integrado.

Quanto ao critério de modificação do código fonte, Melo (2010) também o subdivide em duas formas: a integração externa e a integração interna. Na integração externa não existem modificações no código fonte, fazendo com que o SIG e o modelo funcionem de maneira independente. Segundo Martin *et al.* (2005), esse tipo de ligação impede que os usuários possam utilizar todo o potencial do SIG.

A integração interna tem como característica a modificação no código fonte, de maneira a construir uma interface comum entre os subsistemas. O avanço das metodologias que envolvem esse tipo de integração tem permitido a inclusão de arquiteturas mais acessíveis, concedendo o acoplamento de novas funcionalidades e ferramentas, proporcionando melhorias no comportamento das simulações. A complexidade desse tipo de integração faz com que haja a necessidade de sua subdivisão em duas classes: SIG no modelo e modelo no SIG.

Na ligação do código SIG no modelo o esforço computacional da programação é reduzido, correspondendo muitas vezes a uma cópia do referente código com a função do SIG de interesse. Na abordagem modelo no SIG existe um elevado nível de acoplamento, exigindo maior tempo e custo de desenvolvimento. No entanto, essa abordagem gera um sistema integrado mais fácil de ser manipulado pelo usuário.

Quanto ao último dos três critérios principais, o grau de complexidade, a integração entre SIG e modelo hidrológicos é classificada em básica e avançada. A integração básica é limitada ao processamento e visualização dos dados e resultados. Já a integração avançada incorpora os processos mais complexos da simulação e análise do processo em estudo, exigindo maior nível de conhecimento da implementação desse processo.

De acordo com Fedra (2006), é necessário que o SIG possua uma estrutura aberta para receber ferramentas necessárias na análise dinâmica, ampliando suas funções por meio de características como:

- Dinâmico em tempo real;
- Simular o comportamento complexo dos fenômenos;
- Dar apoio à tomada de decisão por meio de otimização.

Para a gestão de recursos hídricos a interação dos processos de análise habituais com os SIGs representa um avanço inequívoco, na geração de informações mais precisas e com uma enorme redução do trabalho de aquisição, organização e processamento de dados (MENDES e CIRILO, 2013).

Diante do exposto, o presente trabalho utiliza como ferramenta de modelagem dois modelos, o SWAT e o CAWM IV. O primeiro possui as interfaces ArcSWAT e QSWAT integradas a *softwares* SIG, no qual os dados geoespaciais são transformados em informações necessárias para a utilização do modelo. Já no segundo, a relação com o SIG é caracterizada apenas pelo uso da ferramenta para gerenciamento dos dados de entrada essenciais para a aplicação do modelo. Os modelos SWAT e CAWM IV são descritos nos itens 2.4 e 2.5, respectivamente.

### **2.3.3 Modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos de destaque**

Desde a criação dos primeiros modelos a literatura especializada tem visto uma gama de trabalhos que mostram as vantagens e desvantagens de cada um deles. Alguns exemplos de modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos serão brevemente abordados a seguir.

Os primeiros modelos capazes de descrever a transformação da precipitação em vazão a partir da consideração de vários processos físicos do ciclo hidrológico, como o modelo SSARR (*Streamflow Syntesis and Reservoir Regulation*) (ROCKWOOD, 1958), surgiram apenas da década de 50. Nas décadas de 60 e 70 a adição de características singulares aos modelos sinalizaram mais um passo na evolução do campo da modelagem hidrológica. O modelo Stanford IV (CRAWFORD e LINSLEY, 1996), por exemplo, introduziu a distribuição espacial da avaliação da infiltração, enquanto Ibbitt (1970) introduziu a otimização dos parâmetros.

Alguns modelos marcados pela simplicidade têm se consagrado internacionalmente nos dias atuais, como é o caso o GR4J (PERRIN, MICHEL e

ANDRÉASSIAN, 2003). Desenvolvido a partir de pesquisas promovidas pelo IRSTEA (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura) do governo Francês, é um modelo conceitual que possui quatro parâmetros calibráveis e um algoritmo de otimização que se baseia na busca do gradiente local.

O MODHAC (Modelo Hidrológico Auto-Calibrável) é um modelo do tipo concentrado desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. É adaptado para uso tanto em bacias do semiárido nordestino quanto do clima temperado úmido do sul do Brasil (LANNA, 1997). Possui quatorze parâmetros calibráveis, que podem ou não ser considerados conforme as características da bacia estudada.

O modelo LARSIM (*Large Area Runoff Simulation Model*) (LUDWIG e BREMICKER, 2006) é um modelo hidrológico conceitual, distribuído, desenvolvido para a simulação de grandes bacias com a finalidade de melhorar a descrição do ciclo hidrológico terrestre no modelo climático regional REMO (*REgional MOdel*). Outro modelo conceitual e distribuído para grandes bacias é o LASCAM (*LARge Scale CAtachment Model*), desenvolvido por Viney e Sivapalan (1999).

Destaca-se também o MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias) (COLLISCHONN, 2001). É um modelo semi-distribuído desenvolvido para aplicação em grandes bacias hidrográficas, utilizando equações de base física para simular os principais processos hidrológicos do sistema. Vários trabalhos acoplam ao MGB-IPH modelos hidrodinâmicos, como o HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center – River Analysis System*).

No passado, os modelos hidrossedimentológicos eram remetidos apenas às escalas de pequenas bacias. Atualmente, os modelos desenvolvidos para grande escala, em sua maioria, possuem módulo de erosão e transporte de sedimentos agregados à sua estrutura hidrológica, como é o caso do SWAT, MGB-SED (BUARQUE, 2015), LASCAM e WASA-SED (*Water Availability in Semi-Arid Environments with a Sediment Dynamics Component*) (GÜNTNER, 2002).

O avanço dos SIGs também foi de grande importância para o desenvolvimento desses tipos de modelo, como foi o caso do modelo LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*). O modelo de base física para pequenas bacias proposto por De Roo e Offermans (1995) foi idealizado para analisar eventos isolados de chuva-vazão simulando alguns componentes do ciclo hidrológico como interceptação, infiltração e

transporte de água no solo, armazenamento em depressões do terreno e escoamento superficial.

Além dos modelos aqui mostrados, existem diversas opções que são largamente utilizadas e atualizadas com o passar do tempo. Os dois modelos utilizados nesse trabalho, SWAT e CAWM IV, são apresentados e discutidos a seguir.

## 2.4 O MODELO SWAT

SWAT é um modelo matemático para estimativa do impacto de diferentes práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água, na perda do solo e carga de poluentes em uma bacia hidrográfica (NEITSCH *et al.*, 2011). Elaborado por Arnold *et al.* (1996), foi agregando contribuições do Serviço de Pesquisa Agrícola e da Universidade A&M do Texas, além de diversas agências federais dos Estados Unidos, para o seu desenvolvimento.

Desde a década de 90 o modelo passa por inspeções contínuas e expansões de suas capacidades. Possui origem no modelo SWRRB (Simulador para Recursos Hídricos de Bacias Rurais) (ARNOLD *et al.*, 1990; WILLIAMS, NICKS e ARNOLD, 1985) e grande contribuição dos modelos CREAMS (Produtos Químicos, Escoamento e Erosão dos Sistemas de Gestão Agrícola) (KNISEL, 1980), GLEAMS (Efeito das descargas Subterrâneas nos Sistemas de Gestão Agrícola) (LEONARD, KNISEL e STILL, 1987), e o EPIC (Calculador de Impacto Erosão-Produtividade) (WILLIAMS, JONES e DYKE, 1984). Dispõe, também, de um simulador climático, uma rotina de transporte de sedimento e um submodelo de água subterrânea (ARNOLD, J. G.; MORIASI; *et al.*, 2012; NEITSCH *et al.*, 2011).

Segundo Bressiani *et al.* (2015), o SWAT emergiu como uma ferramenta efetiva para uma ampla variedade de avaliações hidrológicas e ambientais para diferentes condições ambientais e grande variabilidade de escalas de bacias hidrográficas ao redor do mundo.

Segundo Uzeika (2009), o modelo é baseado fisicamente, semi-distribuído, computacionalmente eficiente e capaz de realizar simulações com longos períodos de tempo. Sua característica semi-distribuída possibilita a tomada de decisões diferenciadas dentro de uma mesma bacia hidrográfica, através da identificação de áreas nas quais os processos erosivos ou de contaminação ambientais sejam mais ativos.

O SWAT é composto por vários componentes diferentes, incluindo insumos climáticos, crescimento e produção de safras, ciclo hidrológico, representação de práticas de manejo, processos de erosão e transporte de sedimentos resultantes e circulação e transporte de poluentes (nutrientes, pesticidas e patógenos) (TAN *et al.*, 2020). Cada um desses componentes é simulado no campo das Unidades de Respostas Hidrológicas (URH), que correspondem a uma combinação única de declividade, uso e tipo de solo, possibilitando a subdivisão de sub-bacias criadas na simulação através da consideração do uso dominante da terra, tipo de solo e manejo.

A integração com *softwares* SIGs, como o ArcGIS (<https://www.arcgis.com/>) e o QGIS (<https://www.qgis.org/>), possibilita que o modelo opere internamente ao SIG com compartilhamento total de dados. Ao longo dos anos várias atualizações dessas interfaces de integração foram criadas, sendo disponibilizadas gratuitamente no site do modelo (<https://swat.tamu.edu/>). No presente estudo, a versão QSWAT3 compatível com o QGIS3 foi utilizada para o desenvolvimento das simulações.

Os dados de entrada necessários para simulação no SWAT podem ser divididos em geoespaciais e tabulares. Os arquivos geoespaciais são referentes ao mapa topográfico, mapa do tipo de solo e mapa de uso e ocupação. Os dados espaciais solicitados são os valores que definem as condições climáticas e os parâmetros dos tipos de solo e de seu uso e ocupação.

#### **2.4.1 Aplicações em regiões semiáridas**

Com cerca de 4.000 publicações, disponibilizadas tanto no próprio site do modelo quanto nas demais bases de publicações científicas, o SWAT é um dos modelos hidrológicos mais utilizados ao redor do mundo. O modelo foi aplicado para uma extensiva gama de aplicações na área de recursos hídricos em uma ampla faixa de escala e de condições ambientais em diferentes regiões.

Quantificar a variação do escoamento é vital para a gestão de recursos hídricos, especialmente em regiões áridas e semiáridas. Yan *et al.* (2020) aplicaram o modelo SWAT nas partes altas da bacia de Hailar, no nordeste da China. Atendendo ao objetivo do trabalho proposto de fornecer suporte para o planejamento estratégico e alocação de recursos naquela bacia, o modelo se mostrou satisfatório na simulação do escoamento na estação utilizada, alcançando valores de 0,71 e 0,70 para o NSE na calibração e validação, respectivamente.

Ahmadi *et al.* (2019) compararam os resultados obtidos por três modelos (SWAT, IHACRES e ANN) na bacia hidrográfica do Kan, no Irã. Os resultados mostraram que o desempenho dos três modelos considerados são geralmente adequados para simulação do processo chuva-vazão, no entanto, o modelo ANN apresentou melhor desempenho para simulações de fluxo diárias, mensais e anuais em comparação com outros dois modelos (NSE = 0,86,  $R^2 = 0,87$ , RMSE = 2,2, MBE = 0,08), e particularmente para a simulação de valores de fluxo máximo e mínimo. Além disso, o desempenho do modelo SWAT (NSE = 0,65,  $R^2 = 0,68$ , RMSE = 3,3, MBE = -0,168) foi melhor do que o modelo IHACRES (NSE = 0,57,  $R^2 = 0,58$ , RMSE = 3,7, MBE = 0,049). Apesar de ter obtido a segunda posição no ranking de desempenho, os pesquisadores indicam a utilização do SWAT apenas para os estudos onde o objetivo é a investigação das características físicas da bacia e seus impactos no escoamento superficial.

Ainda no Irã, dessa vez na bacia do rio Zilbier, Andaryani *et al.* (2019) estudaram e previram os efeitos do uso da terra e mudanças climáticas sobre o regime hidrológico da área no futuro. Os resultados do SWAT indicaram que o clima tornaria-se mais quente e seco. Em 2030, o modelo prevê que as mudanças climáticas afetarão mais fortemente o regime hidrológico, provocando diminuição de todas as suas componentes, exceto a evapotranspiração.

Estudo semelhante foi realizado por Ji e Duan (2019), na bacia do rio Weihe, na China. Descobriu-se que a vazão e a umidade do solo na região diminuiriam a uma taxa de -6,52  $m^3/s$  e - 17,78 mm em dez anos, respectivamente, enquanto a evapotranspiração cresceria a uma taxa de 38,83 mm no mesmo período, com o componente de mudanças climáticas possuindo maior influência nessa mudança do que os efeitos da intensificação do uso da terra.

No Brasil, Magalhães *et al.* (2018) aplicaram o SWAT para a Bacia Experimental do Rio Jatobá, localizada na região semiárida do estado de Pernambuco. Além da análise dos impactos da precipitação sobre a geração de escoamento superficial e umedecimento do solo, os autores analisaram cenários de recomposição de caatinga arbórea e expansão agrícola. A validação e calibração da vazão apresentaram coeficientes de eficiência NSE de 0,58 e 0,42, respectivamente, e da umidade do solo de 0,53 e 0,46, respectivamente. Já na análise dos cenários, os resultados mostraram que um aumento de 21% da cobertura vegetal nativa produziria um aumento de 42% na percolação e diminuição de 34% na umidade do solo. No

cenário de expansão agrícola de 38% o escoamento superficial aumentaria 11%, e por consequência, a umidade do solo teria um acréscimo de 10%.

Em estudo semelhante, Fontes Júnior e Montenegro (2019) também investigaram o impacto do reflorestamento da caatinga arbórea. Dessa vez, na Sub-bacia Representativa do Riacho Mimoso, pertencente à Bacia do Alto Ipanema. Os resultados mostraram que o reflorestamento tem um significativo impacto no balanço hídrico, especialmente na redução do escoamento superficial e aumento da recarga e armazenamento de água no solo.

A bacia do Paraguaçu, na Bahia, foi avaliada por Santos *et al.* (2018) para as escalas diárias e mensais. Os indicadores estatísticos indicaram uma performance satisfatória do modelo SWAT, alcançando coeficientes de NSE entre de 0,42 e 0,82. Os resultados também foram comparados na forma de curvas de duração do fluxo. Essa comparação mostrou que o modelo subestimou os fluxos mais altos resultantes de eventos extremos, mas apresentou um bom desempenho para os fluxos com probabilidade de excedência menor que 90%.

Andrade *et al.* (2019) aplicaram o SWAT na bacia do rio Mundaú, localizada entre os estados de Pernambuco e Alagoas. Os valores de eficiência do modelo para NSE entre as estações de medição variaram de 0,71 a 0,92 na fase de calibração para a simulação anual e entre 0,55 e 0,78 na mensal. Na fase de validação, os valores de NSE variaram de 0,53 a 0,78 para o intervalo anual e de 0,62 a 0,72 para o intervalo mensal.

O modelo SWAT também foi aplicado na bacia de Akeru, na Índia, por Chanapathi *et al.* (2020) para avaliar a disponibilidade de água e o rendimento das colheitas frente às mudanças climáticas. Os períodos de calibração e validação mostraram significativa correlação entre os dados de fluxo observados e simulados. O modelo previu um aumento de eventos de chuvas extremas na região e ameaça para a produção de algodão em cenários futuros. Segundo os autores, os resultados obtidos na pesquisa podem ser usados para o plano de mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e em estratégias de adaptação para a região.

Como apontado por Gassman, Sadeghi e Srinivasan (2014), o SWAT tem se provado altamente funcional para aplicação em uma ampla gama de situações relacionadas aos recursos hídricos, devido à sua natureza abrangente, suporte dado aos usuários e por se tratar de um modelo de livre acesso com código-fonte aberto.

## 2.5 CAWM IV

O modelo hidrológico *Campus Agreste Watershed Model* (CAWM), desenvolvido na Universidade Federal de Pernambuco, é um modelo conceitual do tipo chuva-vazão com parâmetros concentrados. Seu objetivo principal é a simulação do escoamento superficial em bacias hidrográficas de regiões semiáridas, buscando preencher a lacuna sobre esse tipo de modelo.

Uma das premissas do desenvolvimento do CAWM é a simplicidade e existência de poucos parâmetros a calibrar. A versão atual do modelo para ambientes semiáridos, o CAWM IV, possui apenas dois parâmetros essencialmente calibráveis, são eles:  $K_s$ , representando a permeabilidade do solo e  $K_L$ , um coeficiente de perdas. Outros, como a capacidade de retenção de água no solo  $S$ , eventualmente podem ser calibrados, porém a ideia é que sejam calculados em função das características da bacia.

O CAWM IV é esquematizado em dois reservatórios, sendo um reservatório do solo e outro da calha fluvial, onde todos os processos físicos considerados pelo modelo são contabilizados. Os dados de entrada e saída são gerados a partir de técnicas de geoprocessamento sobre bases como o *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) e o Programa Pernambuco Tridimensional (PE3D), base de dados espaciais gerada a partir da tecnologia LiDAR para todo o estado de Pernambuco, com densidade de 0,75 pontos cotados a cada  $m^2$  (CIRILO *et al.*, 2014, 2020).

O modelo foi aplicado por Gomes (2019) para a bacia do Capibaribe. Cirilo *et al.* (2020) aplicaram o modelo para quatro bacias hidrográficas pernambucanas: bacia do Pajeú, bacia do Capibaribe, bacia do Mundaú e bacia do Ipojuca. Os resultados mostraram simulações satisfatórias para a maioria dos eventos simulados, inclusive em relação a comparação realizada com as aplicações do modelo GR4J (PERRIN, MICHEL e ANDRÉASSIAN, 2003) para as mesmas bacias.

A versão posterior, CAWM V, conta também com um reservatório subterrâneo e é dedicada à simulação dos processos das bacias hidrográficas de rios perenes, em regiões de solos mais profundos que permitam a manutenção das vazões de base nos períodos de estiagem.

### 3 MATÉRIAS E MÉTODOS

Neste capítulo faz-se a apresentação da área de estudo a partir de suas características. Além disso, disserta-se sobre os reservatórios localizados na bacia que fazem parte do objeto de estudo desse trabalho. Também são mostrados os dados necessários para a simulação nos modelos SWAT e CAWM, bem como a fundamentação matemática de ambos.

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

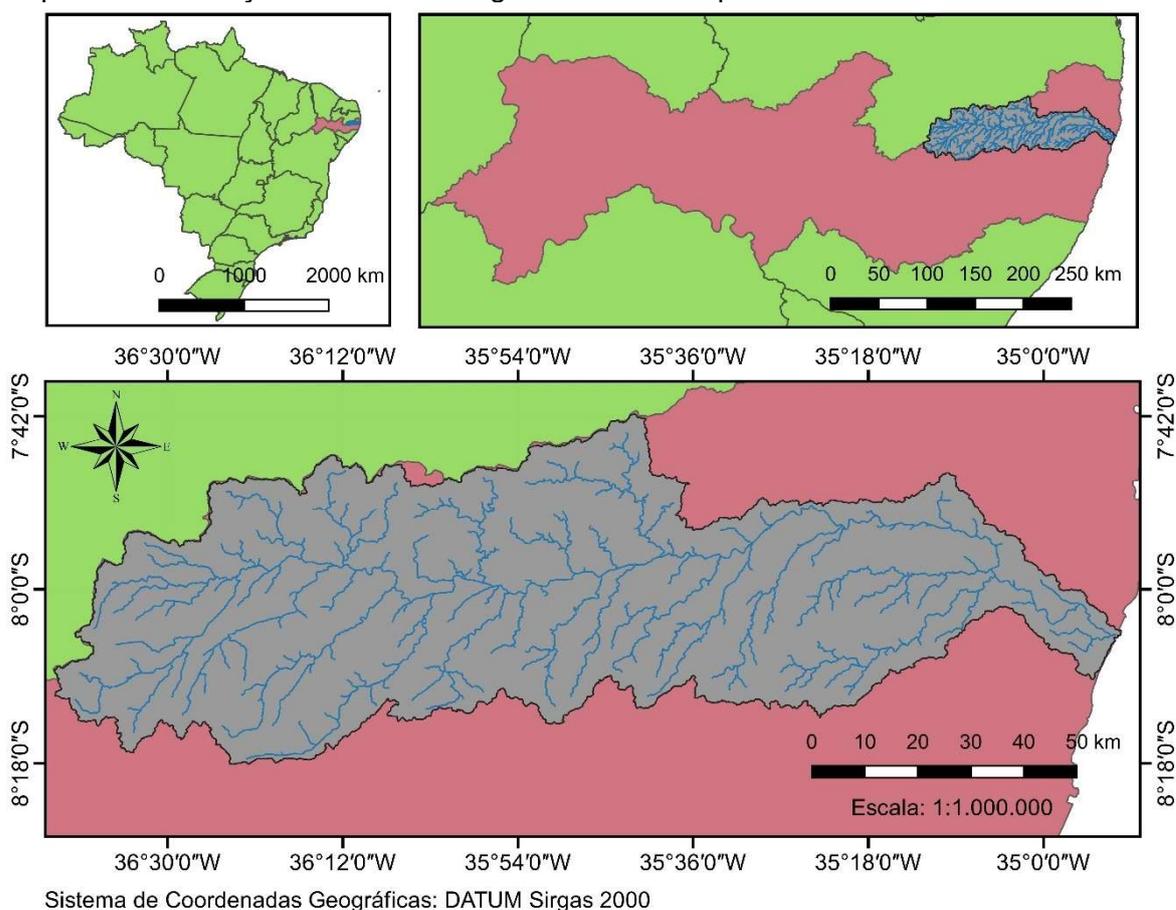
##### 3.1.1 Localização

Localizada na porção nordeste do Estado de Pernambuco, entre as latitudes 7°41'20" e 8°19'30" S e longitude 34°51'00" e 36°41'58" W, a bacia hidrográfica do Rio Capibaribe (Mapa 1) engloba uma área de 7.454 km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 7,58% de todo território do estado. Correspondendo à Unidade de Planejamento Hídrico UP2, sua abrangência inclui parte das regiões Agreste Central (RD08), Agreste Setentrional (RD09), Mata Sul (RD10), Marta Norte (RD11) e Região Metropolitana (RD12), o que a torna um ambiente complexo no qual se evidenciam contrastes climáticos, de relevo, de solos e de cobertura vegetal, além de socioeconômicos (PERNAMBUCO, 2010a).

Desde sua nascente, entre os municípios de Poção e Jataúba, à sua foz, no Recife, o rio corta 42 municípios, dos quais 15 estão totalmente inseridos na bacia e 26 possuem apenas a sede em sua área (PERNAMBUCO, 2006). Os reservatórios de Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá e Poço Fundo são os principais da bacia do Capibaribe. Juntos, eles representam cerca de 94,7% de toda a água que pode ser acumulada (PERNAMBUCO, 2010a) e, com exceção de Poço Fundo, os demais reservatórios têm a função de controle de enchentes.

Informações sobre as características físicas e climáticas da bacia são encontradas no ANEXO A.

Mapa 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe no Estado de Pernambuco.



#### Legenda

— Rede Hidrográfica    ■ Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe    ■ Estado de Pernambuco    ■ Brasil

Fonte: A Autora (2020).

### 3.1.2 Hidrografia

A rede hídrica da bacia do Rio Capibaribe tem como constituintes principais, pela margem direita, o riacho Aldeia Velha, riacho Tabocas, riacho Carapotós, rio Cachoeira, riacho das Éguas, riacho Caçatuba, riacho Grotta do Fernando, rio Cotunguba, riacho Goitá, rio Tapacurá e vários outros de menor porte e, pela margem esquerda, o riacho Jundiá, riacho do Pará, riacho Tapera, riacho do Arroz, riacho da Topada, riacho Caiá, rio Camaragibe ou Besouro, além de outros cursos d'água de pequeno porte.

O rio Capibaribe percorre uma extensão total de cerca de 280 km desde sua nascente até à foz na cidade do Recife, apresentando regime fluvial intermitente nos seus alto e médio cursos, tornando-se perene somente a partir do município de Limoeiro, no seu baixo curso (APAC, 2020a).

### 3.1.3 O sistema de reservatórios do Capibaribe

Os reservatórios da bacia do Capibaribe totalizam capacidade de armazenamento da ordem de 800 milhões de m<sup>3</sup>. São pouco mais de 900 reservatórios distribuídos ao longo de sua densa rede hidrográfica. Desses, apenas 13 possuem capacidade máxima acima de 1 milhão de m<sup>3</sup>.

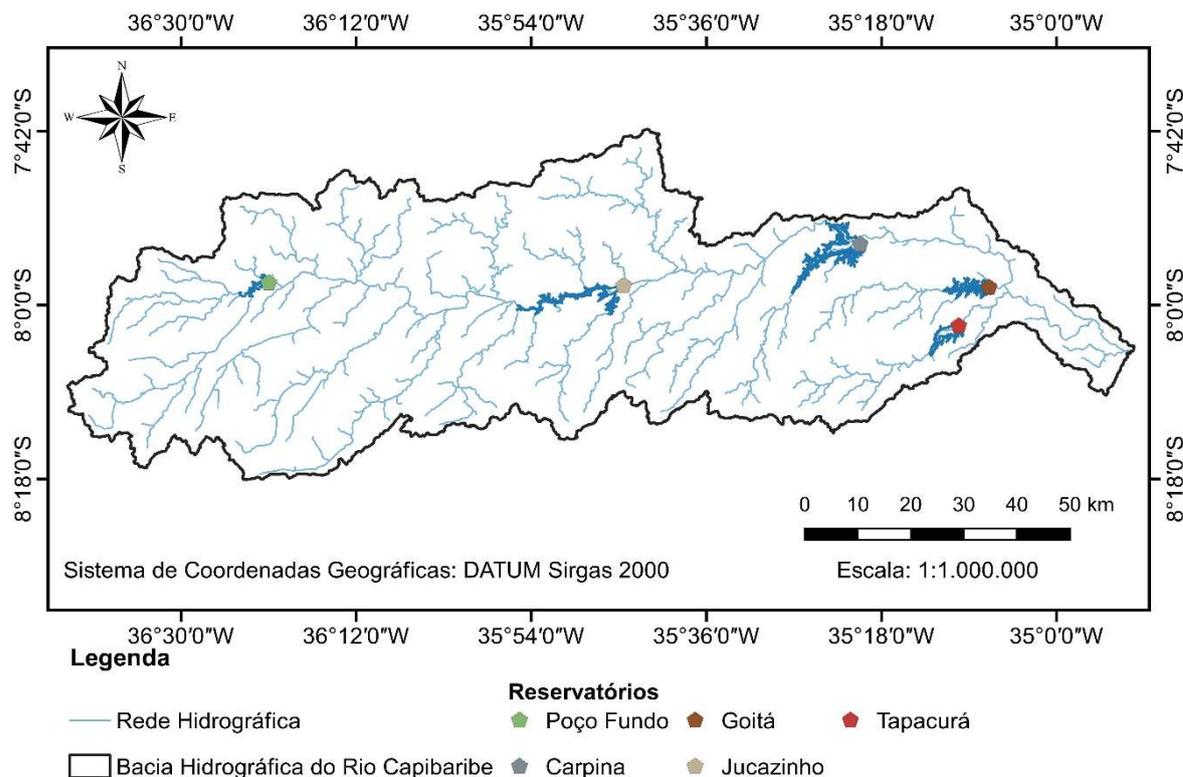
Dentre esses reservatórios, cinco representam em conjunto um percentual de 94,7% da água acumulada na bacia. São eles: Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá e Poço Fundo. Algumas informações gerais sobre os cinco reservatórios estão dispostas na Tabela 1 e sua localização no Mapa 2.

Tabela 1 – Informações gerais dos principais reservatórios.

Reservatório	Área da bacia		Capacidade (x10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	Finalidade
	Hidrográfica (km <sup>2</sup> )	Hidráulica (ha)		
Jucazinho	3.918	2.361	327.035	Abastecimento e pesca
Carpina	1.828	3.200	270.000	Controle de enchentes, abastecimento e pesca
Tapacurá	360	1.300	94.200	Abastecimento e Controle de enchentes
Goitá	450	970	52.000	Abastecimento e controle de enchentes
Poço Fundo	854	450	27.750	Abastecimento e irrigação

Fonte: PERNAMBUCO (2010a)

Mapa 2 - Localização dos principais reservatórios da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.



Fonte: A Autora (2020).

O reservatório Jucazinho, localizado no município de Surubim, possui a capacidade máxima de 204,8 milhões de m<sup>3</sup> segundo dados da (APAC, 2020b). Inaugurado em 1999, foi construído com a finalidade de controle de cheias na parte alta da bacia do Capibaribe, porém sua operação atual não o utiliza para esse fim, visto que existe conflito dos dispositivos de descarga e abastecimento. É relevante registrar que até 2017 se acreditou que a capacidade desse manancial fosse de 327 milhões de m<sup>3</sup>, valor informado pelo DNOCS. A reavaliação de sua capacidade foi feita utilizando o PE3D.

De acordo com ANA (2017), Jucazinho é responsável pelo abastecimento de 78% das demandas de retirada na bacia, sendo o abastecimento urbano a finalidade de maior destaque. Aproximadamente 800 mil habitantes são abastecidos pelo reservatório (PERNAMBUCO, 2010a). Esses números elucidam a importância econômica e social do reservatório Jucazinho tanto para a própria bacia do Capibaribe quanto para o estado de Pernambuco.

O reservatório Carpina foi projetado e construído com o propósito de evitar possíveis enchentes na região metropolitana do Recife (RMR). Inaugurado em 1978

e localizado no município de Feira Nova, possui a capacidade máxima informada pela APAC (2020b) de 255,4 milhões de m<sup>3</sup>. Apesar de ter sido previsto para ter acumulação nula, a Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), por determinação da APAC, o opera com uma acumulação média de 56.6 milhões de m<sup>3</sup> para atender o abastecimento das cidades próximas e para a pesca artesanal.

O reservatório Tapacurá foi construído no município de São Lourenço da Mata para funcionar como parte do esquema de proteção contra as enchentes do rio Capibaribe no Recife. Com exploração iniciada em 1973, no ano de 1987 teve sua capacidade volumétrica aumentada e de acordo com a APAC (2020b) possui capacidade máxima de 104,9 milhões de m<sup>3</sup>. É responsável por 40% do abastecimento da RMR (PERNAMBUCO, 2010a).

Integrando-se ao sistema de controle de enchentes do Capibaribe, o reservatório Goitá encontra-se nos municípios de Glória de Goitá e Paudalho. Sua construção teve início em 1976 e conclusão em 1978, possuindo capacidade máxima de acumulação de 52 milhões de m<sup>3</sup>. Goitá permite laminar uma vazão efluente máxima de 100 m<sup>3</sup>/s, fazendo com que a probabilidade de enchentes na RMR diminua (PERNAMBUCO, 2010a).

Concluído em 1987, o reservatório Poço Fundo possui uma capacidade máxima de armazenamento de 27,75 milhões de m<sup>3</sup>. Localizado entre os municípios de Jataúba e Santa Cruz do Capibaribe, é responsável pelo abastecimento parcial de ambos mais o município de Brejo da Madre de Deus. Cerca de 64%, de acordo com ANA (2017), das demandas totais de Poço Fundo são para atendimento do abastecimento urbano, 11% são para abastecimento rural, 15% para irrigação e 9% para dessedentação de animais.

### 3.2 OBTENÇÃO E PRÉ-PROCESSAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA DO MODELO

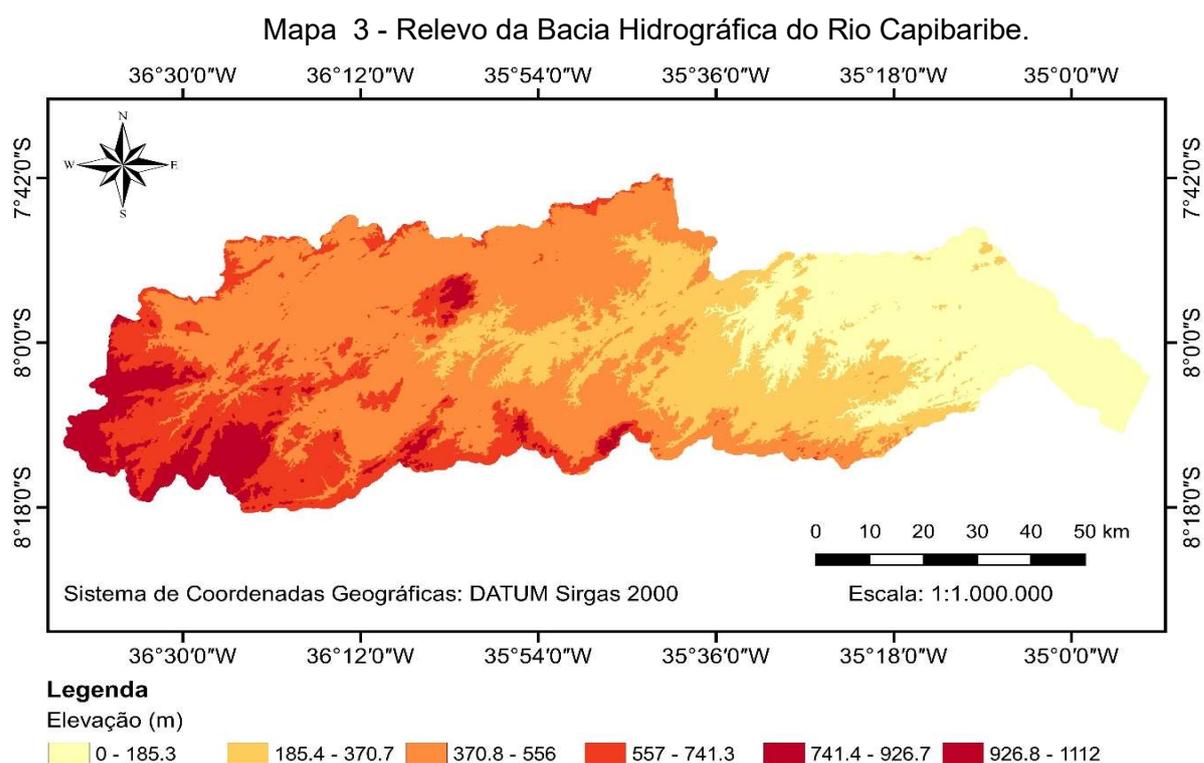
A modelagem inicial da bacia através do SWAT necessita de diferentes arquivos de entrada, sendo esses dos tipos geoespaciais e tabulares. Os arquivos geoespaciais necessários são o modelo digital de elevação (MDE), o mapa de tipos de solo e o mapa de uso e ocupação do solo. Dos arquivos tabulares, são necessários dados referentes às condições climáticas da região, como precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. Nos itens

a seguir são apresentados os dados de entrada utilizados para a realização da modelagem da bacia do Capibaribe.

### 3.2.1 Modelo digital de elevação e intervalos de declividade

O modelo, através da interface QSWAT, realiza a delimitação automatizada da bacia hidrográfica e sua rede de drenagem a partir do MDE. O MDE utilizado é originário da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), missão liderada pela Agência Nacional de Inteligência Geoespacial e pela NASA dos Estados Unidos. Os arquivos são disponibilizados no site da *United States Geological Survey* (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) e possui resolução espacial de 30m. O Mapa 3 ilustra o recorte do MDE utilizado para a região do Capibaribe.

Os intervalos de declividade considerados também compõem o grupo de informações prévias necessárias para a modelagem. As classes de declividades consideradas no presente trabalho foram adaptadas das definidas pela Embrapa (1979). Devido à limitação do modelo a utilização conta com apenas cinco intervalos. As classes definidas e a parcela de área da bacia inserida em cada uma são mostradas na Tabela 2. A distribuição da declividade obtida através da definição das classes e inserção do MDE é ilustrada no Mapa 4.



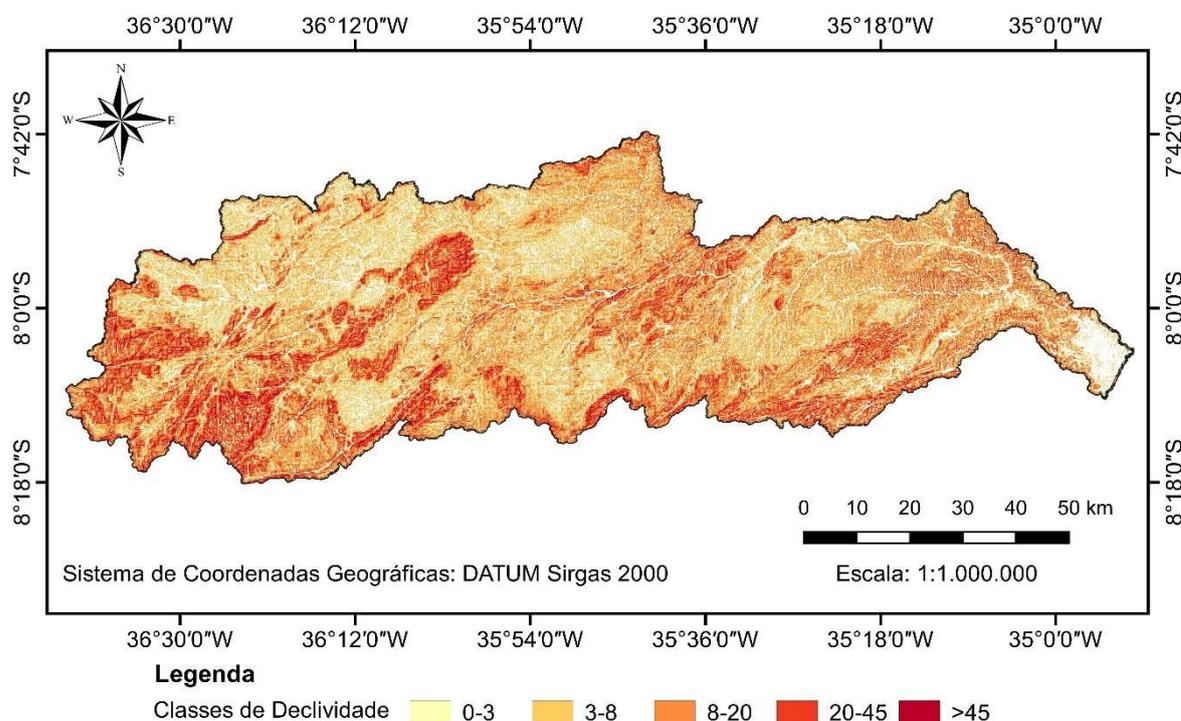
Fonte: A Autora, com base de dados SRTM (2020).

Tabela 2 - Classes de declividade e porções de área da Bacia do Capibaribe referentes a cada uma.

Classes de declividade	Descrição	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
0-3	Plano	1714.40	22.80
3-8	Suave-ondulado	2444.21	32.51
8-20	Ondulado	2195.75	29.21
20-45	Forte-ondulado	1012.70	13.47
>45	Montanhoso	151.21	2.01
<b>Total</b>		<b>7518.28</b>	<b>100.00</b>

Fonte: A Autora (2020).

Mapa 4 - Mapa de classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.



Fonte: A Autora (2020).

### 3.2.2 Tipos de solo

A obtenção do mapa de tipos de solo realizou-se a partir dos dados fornecidos pela Embrapa, com base nas informações do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE) (EMBRAPA, 2001), que possui escala 1:100.000. A espacialização dos tipos de solo utilizado nesse trabalho pode ser visto na Mapa 5. As porcentagens que cada tipo de solo representa dentro da bacia são mostradas na Tabela 3.

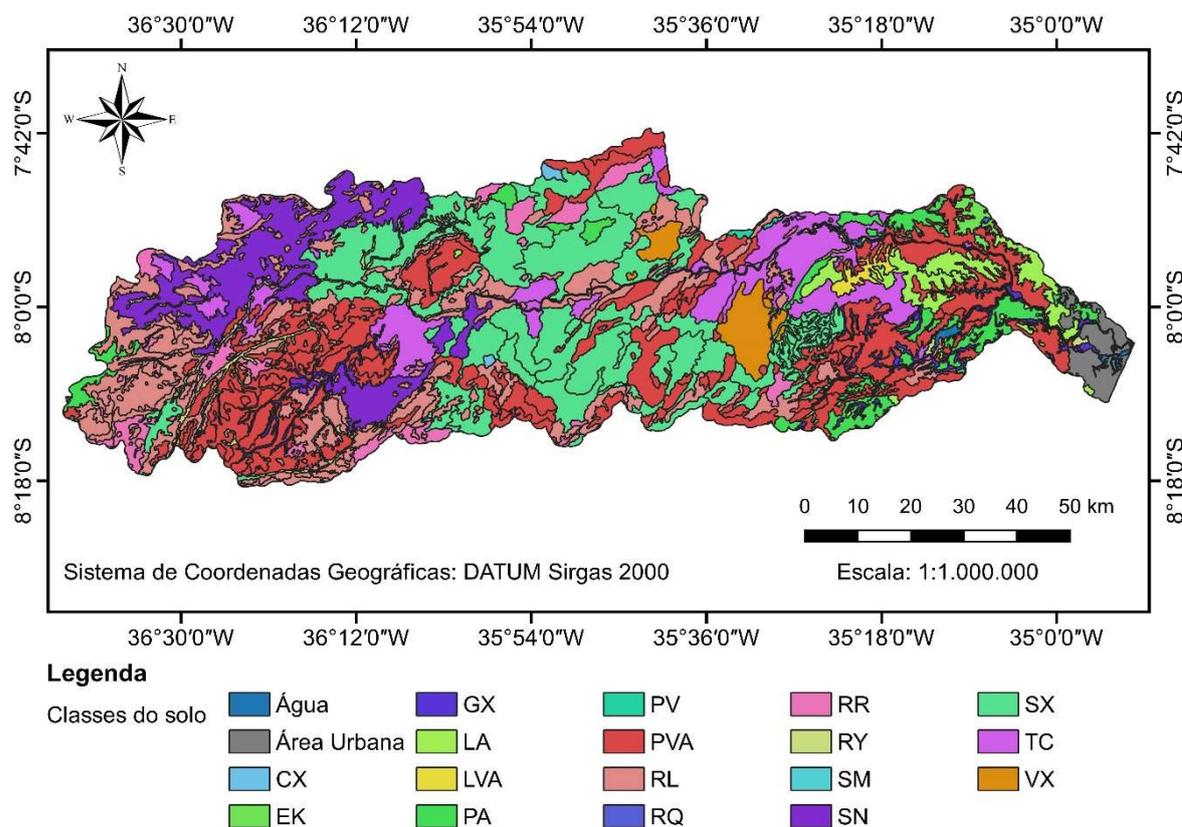
Além do mapa, o modelo exige uma série de dados referentes às características físicas e hídricas dos solos. São necessárias a inserção dos seguintes parâmetros: número de horizontes do solo (NLAYERS), grupo hidrológico (HYDGRP), profundidade da camada (SOL\_Z - mm) e profundidade máxima da raiz (SOL\_ZMX - mm), porcentagem de argila (SOL\_CLAY - %), silte (SOL\_SILT - %), areia (SOL\_SAND - %), cascalho (SOL\_ROCK - %) e carbono orgânico (SOL\_CBN - %), densidade aparente (SOL\_BD - g/cm<sup>3</sup>), água disponível no solo (SOL\_AWC - mm/mm), condutividade hidráulica saturada (SOL\_K - mm/h), erodibilidade (USLE\_K), porosidade (ANION\_EXCEL), frações de fissuras no solo (SOL\_CRK) e abeldo (SOL\_ALB).

Tabela 3 - Tipos de solos existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.

<b>Sigla</b>	<b>Classe de Solo</b>	<b>Classe Hidrológica</b>	<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
PA	Argilossolo Amarelo	B	281.08	3.74
PV	Argilossolo Vermelho	C	4.03	0.05
PVA	Argilossolo Vermelho-Amarelo	C	1767.71	23.51
CX	Cambissolo Háplico	C	12.37	0.16
EK	Espodossolos Humilúvico	A	31.47	0.42
GX	Gleissolo Háplico	B	127.46	1.70
LA	Latossolo Amarelo	C	204.85	2.72
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo	D	39.95	0.53
TC	Luvissolo Crômico	C	650.34	8.65
RY	Neossolos Flúvicos	C	184.27	2.45
RL	Neossolo Litólico	B	1322.49	17.59
RR	Neossolo Regolítico	B	222.06	2.95
RQ	Neossolos Quartzarênicos	B	0.63	0.01
SX	Planossolo Háplico	B	1665.01	22.15
SN	Planossolo Nátrico	C	687.77	9.15
SM	Solo Indiscriminado de Manguê	A	1.23	0.02
VX	Vertissolo Háplico	D	182.33	2.43
	Água		44.27	0.59
	Área Urbana		88.93	1.18
	<b>Total</b>		<b>7518.28</b>	<b>100.00</b>

Fonte: A Autora (2020).

Mapa 5 - Mapa de tipos de solo existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.



Fonte: A Autora (2020).

Nota: Adaptado de Embrapa (2001).

O número e profundidade dos horizontes do solo e as porcentagens de areia, silte, argila, cascalho e carbono orgânico foram obtidos através do Sistema de Informações de Solos Brasileiros (<https://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>), disponibilizado pela Embrapa Solos, segundo as amostras referentes ao Levantamento Exploratório - Reconhecimento de Solos do Estado de Pernambuco (Volume II). Seguindo os estudos de Carvalho Neto (2018), Santos (2015) e Viana (2019), a profundidade máxima da raiz foi adotada como sendo o valor da profundidade do último horizonte de cada solo.

Atribuiu-se à densidade aparente do solo o valor de  $1,65 \text{ g/cm}^3$ , adotado também por Carvalho Neto (2018), Santos (2015) e Viana (2019) em bacias de Pernambuco. O valor da fração de albedo utilizado foi 0,17, assim como no trabalho de Carvalho Neto (2018).

Os valores dos parâmetros de fissura e porosidade utilizados foram os padrões do modelo (0,5). O fator de erodibilidade foi obtido através da equação proposta por

Williams (1995). O valor referente ao parâmetro da água disponível no solo foi obtido por meio da aplicação das equações de pedotransferência de Saxton e Rawls (2006).

A determinação da condutividade hidráulica saturada se deu através dos valores adotados por pesquisas realizadas no Brasil com diferentes tipos de solo (BALDISSERA, 2005; BRESSIANI *et al.*, 2015; CARVALHO NETO, 2011, 2018; FURTUNATO *et al.*, 2013; STEFANI, BURIOL e MUTTI, 1990; VIANA, 2019)

O Apêndice A apresenta os valores dos parâmetros usados na modelagem da Bacia do Rio Capibaribe.

### 3.2.3 Uso e cobertura do solo

O mapa de uso e ocupação do solo utilizado foi obtido através do site de Geoinformações do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<ftp://geofp.ibge.gov.br/>). Utilizou-se recorte referente à área estudada do mapa de uso e ocupação do ano de 2016 para o Estado de Pernambuco (Mapa 6). As áreas proporcionais de cada cobertura do solo e sua equivalência com a base de dados do SWAT são mostradas na Tabela 4.

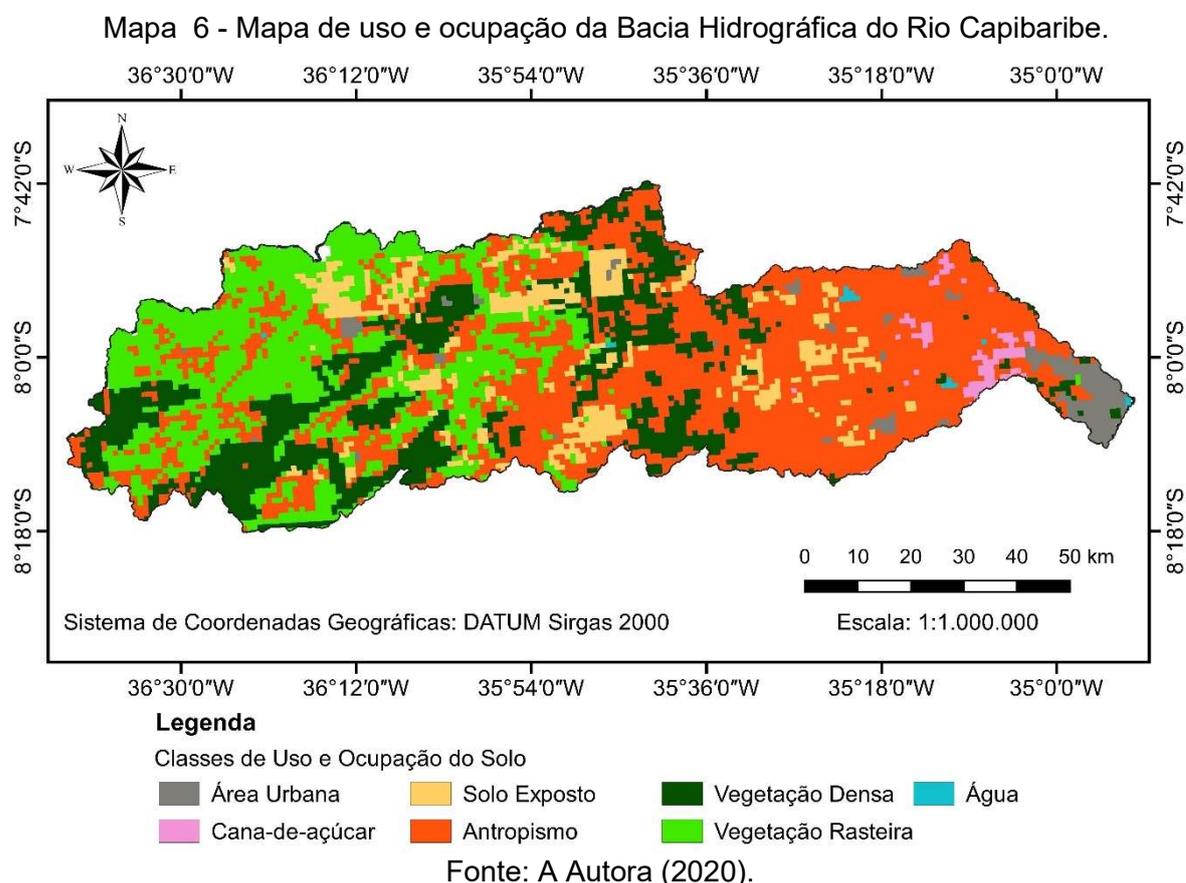


Tabela 4 - Associação dos usos do solo do SWAT com os usos da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.

<b>Cobertura do solo Original</b>	<b>Banco de dados do SWAT</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
Área Urbana	<i>Urban</i>	257.27	3.42
Cana-de-açúcar	<i>Sugarcare</i>	90.14	1.20
Solo Exposto	<i>Barren</i>	645.48	8.59
Antropismo	<i>Agricultural Land-Generic</i>	3346.03	44.51
Vegetação Densa	<i>Forest Mixed</i>	1457.34	19.38
Vegetação Rasteira	<i>Pasture</i>	1706.44	22.70
Água	<i>Water</i>	15.58	0.21
<b>Total</b>		<b>7518.27</b>	<b>100.00</b>

Fonte: A Autora (2020).

As classes consideradas podem ser descritas da seguinte forma:

- Água: reservatórios, rios e lagos;
- Áreas Urbanas: engloba todo o sistema urbano das cidades, municípios, distritos, vilas e vias pavimentadas;
- Antropismo: áreas com atividades predominantemente de cultivo de lavoura e subsistência;
- Cana-de-açúcar: áreas agrícolas;
- Solo exposto: áreas desprovidas de vegetação, exploração mineral ou desmatadas para uso agrícola (pastagem) ou decorrente de erosão;
- Vegetação densa: possui densa vegetação arbustiva com formações florestais;
- Vegetação rasteira: vegetação campestre.

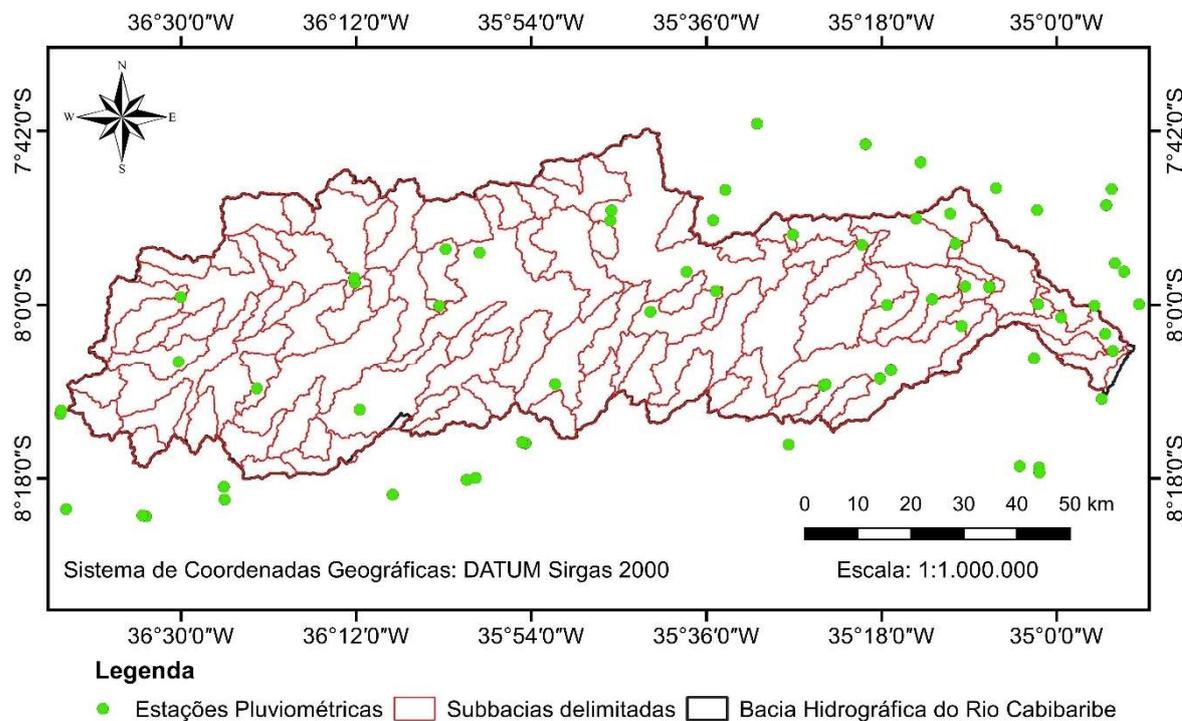
### 3.2.4 Dados hidroclimáticos

#### 3.2.4.1 Precipitação

Os dados de precipitação foram obtidos diretamente da HIDROWEB (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>), de responsabilidade da Agência Nacional de Águas, e do site da APAC (<http://www.apac.pe.gov.br/monitoramento/>). Inicialmente, 279 estações pluviométricas foram avaliadas. Esse número foi reduzido para 70 estações após análise e avaliação do período de dados disponíveis e porcentagem de falhas em cada uma. A tabela com as informações de localização, código e nome de cada estação utilizada no presente estudo é apresentada no Apêndice B. As

estações pluviométricas utilizadas no trabalho dentro da área da Bacia do Capibaribe são ilustradas no Mapa 7.

Mapa 7 - Delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe e suas sub-bacias, contendo as estações pluviométricas utilizadas.

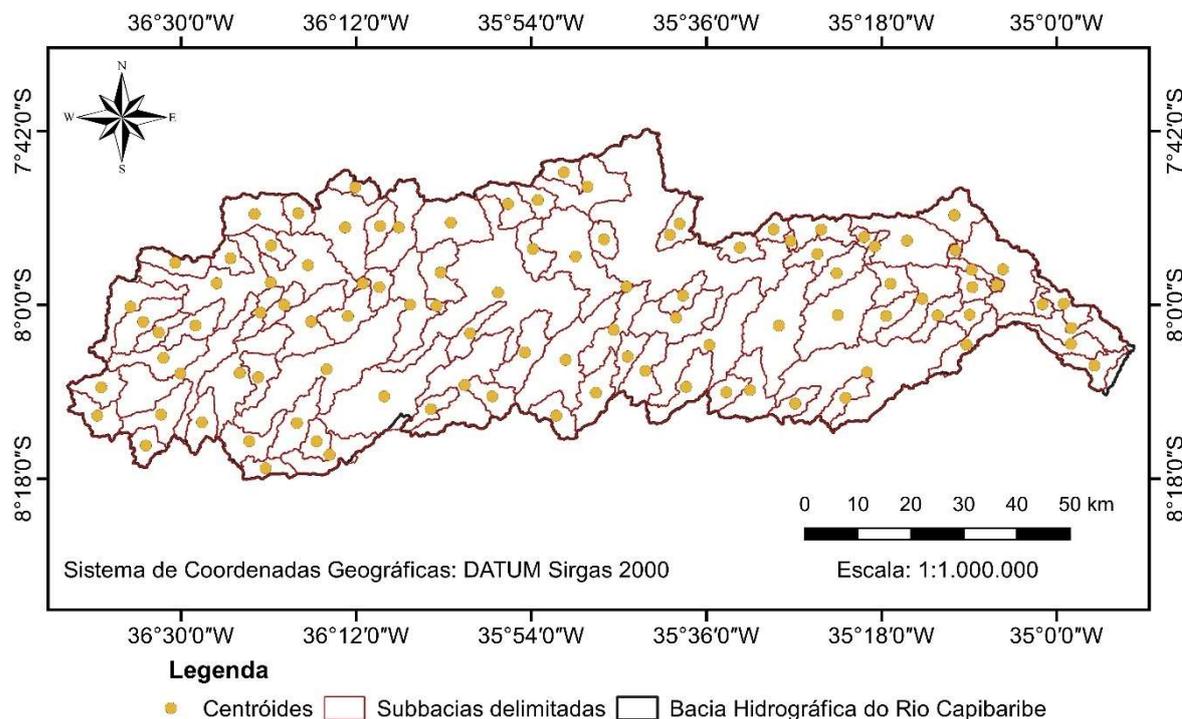


Fonte: A Autora (2020).

De modo a visar a obtenção dos melhores resultados, foi realizada a interpolação dos dados das estações pluviométricas através do método do inverso do quadrado das distâncias. A estimativa da chuva foi feita em cada centroide das 101 subbacias (Mapa 8) definidas pelo processo de delimitação automática da bacia do Capibaribe.

Foi avaliado o período entre os anos de 1983 e 2019, sendo os três primeiros anos utilizados como período de aquecimento, como indicado em Neitsch *et al.* (2011). Perceba-se que o período de análise é maior que o período de operação dos reservatórios, de modo a ampliar o horizonte temporal das simulações.

Mapa 8 - Definição das 101 subbacias e respectivos centroides, utilizados como pontos de estimativa dos dados de precipitação.



Fonte: A Autora (2020).

### 3.2.4.2 Vazão

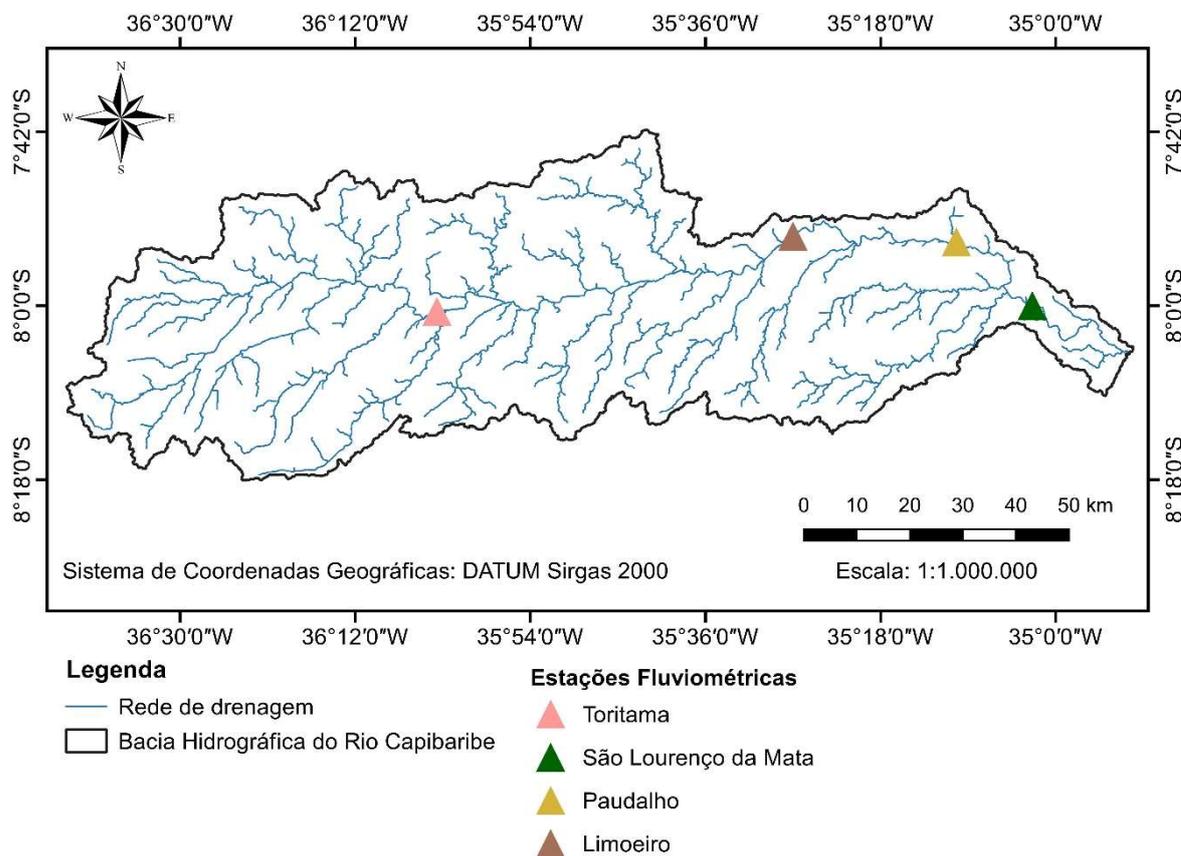
Os dados de vazão foram obtidos da HIDROWEB, já citada no item anterior, para quatro estações fluviométricas (Mapa 9): São Lourenço da Mata (código: 39187800), Paudalho (código: 39150000), Limoeiro (código: 39145000) e Toritama (código: 39130000).

Para preencher os períodos de falhas existentes nas séries das estações, realizou-se um ajuste por regressão linear entre os postos mais próximos. Dessa forma, todas as estações foram avaliadas para o intervalo que compreende os anos de 1986 a 2019.

O período de simulação foi separado em dois eventos distintos para calibração e validação, divididos de acordo com as mudanças de comportamento entre os seus hidrogramas observados. O primeiro período avaliado sendo iniciado em 1986 e tendo seu fim em 1998, com a calibração entre 1986 e 1992 e validação entre 1993 e 1998. O segundo período tem início em 1999 e fim em 2019, com calibração entre 1999 e 2007 e validação entre 2008 e 2019.

É importante destacar que a execução do modelo se dá sob o intervalo de tempo diário e seus resultados expostos pela média mensal e, apenas então, ajustadas com as médias observadas.

Mapa 9 - Localização das estações fluviométricas.



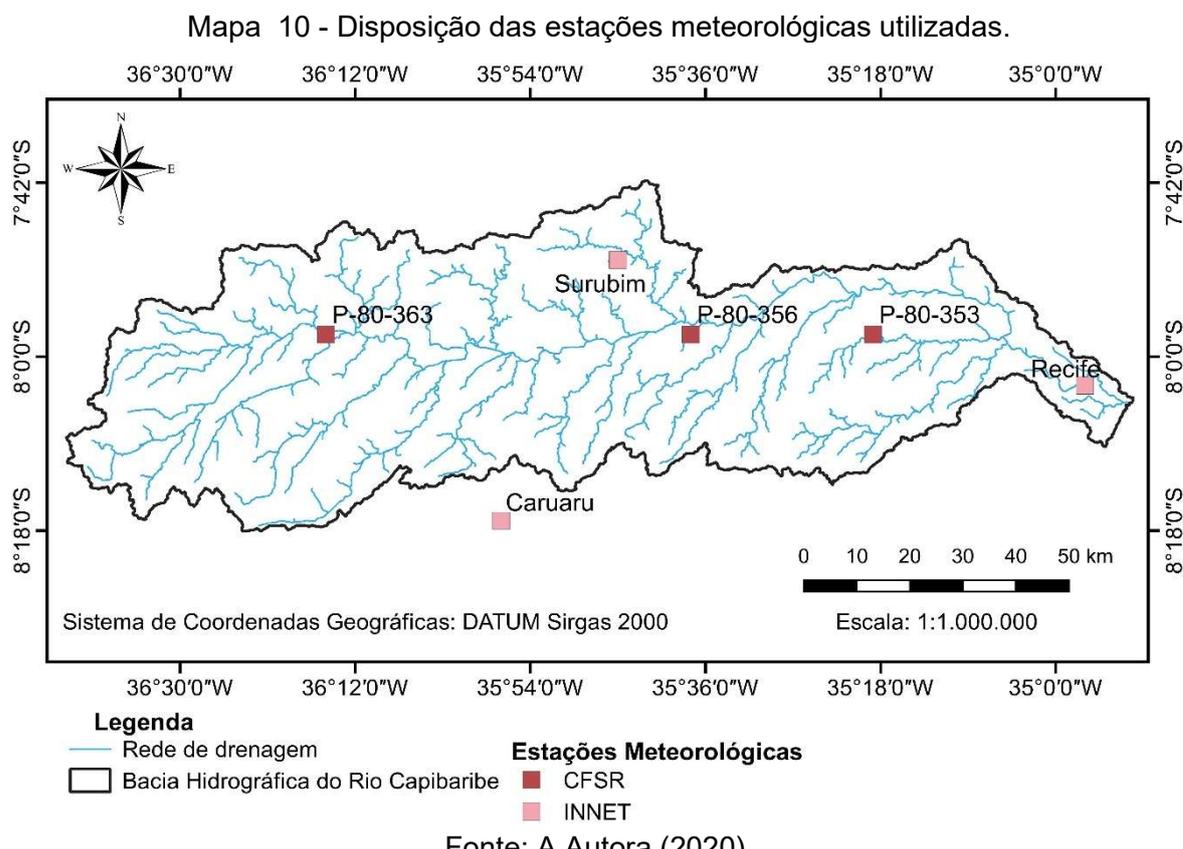
Fonte: A Autora (2020).

### 3.2.4.3 Clima

O SWAT necessita de dados relacionados às condições climáticas, no que diz respeito às temperaturas máximas e mínimas ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento ( $\text{m/s}$ ) e radiação solar ( $\text{MJ/m}^2$ ).

Os diversos dados climáticos exigidos pelo modelo foram obtidos através dos sites do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<https://portal.inmet.gov.br/>) e do *Global Weather Data for SWAT* (<https://globalweather.tamu.edu/>), que disponibiliza dados originários do *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR). Para esta pesquisa foram utilizados dados de três estações meteorológicas do INMET (Caruaru, Recife e Surubim) e de três estações do CFSR. Foram utilizadas as duas fontes de dados

climáticos para que todo o período de simulação definido pelos dados de precipitação fosse abrangido. A localização das seis estações dentro da bacia é mostrada no Mapa 10. Os dados referentes às variáveis climáticas médias mensais das estações utilizadas são exibidos no Apêndice C.



### 3.3 FUNDAMENTAÇÃO MATEMÁTICA E METODOLOGIA DE APLICAÇÃO DOS MODELOS

#### 3.3.1 SWAT

##### 3.3.1.1 Equacionamento

A simulação do ciclo hidrossedimentológico no modelo é fundamentada em duas divisões principais: a fase da terra e a da água. A fase terrestre comanda a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas que chegam ao canal principal de cada sub-bacia, enquanto a fase da água comanda a propagação desses pela rede de canais até à descarga no corpo receptor (NEITSCH *et al.*, 2011).

As equações envolvidas em cada uma das fases são descritas, separada e sucintamente, nesse item. As equações relacionadas a nutrientes e pesticidas não são apresentadas por não serem o objeto de estudo do presente trabalho. A descrição completa das equações pode ser conferida no manual do SWAT apresentado por Neitsch *et al.* (2011).

### 3.3.1.1.1 Fase da terra

#### *Balanço Hídrico*

A base principal do ciclo hidrossedimentológico simulado pelo SWAT é a equação geral do balanço hídrico (1) que considerada quatro volumes de controle, representados pelo reservatório superficial, reservatório subsuperficial, reservatório subterrâneo raso e reservatório subterrâneo profundo.

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

Na Equação (1)  $SW_t$  representa a quantidade de água no solo no fim do dia (mm),  $SW_0$  a quantidade de água no início do dia (mm),  $t$  é o intervalo de tempo (dias);  $P_d$  é a precipitação no dia (mm),  $Q_{sup}$  o escoamento superficial (mm),  $E_a$  a evaporação diária (mm),  $W_a$  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).

#### *Escoamento Superficial*

O escoamento superficial é avaliado no modelo através do método da Curva Número (CN) (SCS, 1972) ou o método da infiltração de Green e Ampt (1911). O segundo método só é utilizado para o caso de simulações envolvendo dados de entrada de precipitação sub-diários. Logo, como as estações pluviométricas utilizadas forneciam dados diários de precipitação, o SWAT estima o escoamento superficial através do método CN.

A equação para cálculo do escoamento superficial do método CN é descrita pela Equação (2).

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(P_{\text{dia}} - 0,2S)^2}{(P_{\text{dia}} + 0,8S)} \quad (2)$$

Onde  $Q_{\text{sup}}$  é o escoamento superficial (mm),  $P_{\text{dia}}$  a precipitação (mm) no dia e  $S$  a capacidade máxima de armazenamento (mm). Através dessa equação, é percebido que a geração de escoamento no modelo ocorre somente quando a precipitação supera a capacidade de armazenamento.

A quantidade de  $0,2S$  é a estimativa de perdas iniciais devido à interceptação e o armazenamento em depressões.

O parâmetro  $S$  possui variação espacial, lidando com questões relativas à mudanças no tipo, uso e cobertura, manejo e declividade do solo, além de condições prévias de umidade (NEITSCH *et al.*, 2011). Para determiná-lo é necessário definir o fator CN, dado pela Equação (3).

$$S = 25,4 \left( \frac{1000}{\text{CN}} - 10 \right) \quad (3)$$

O fator CN é um valor adimensional calculado sistematicamente em função da umidade do solo. Varia numericamente de 1 a 100, sendo o limite inferior representativo de um solo no ponto de murcha e o limite superior de um solo saturado (NEITSCH *et al.*, 2011).

O valor de CN ainda considera a umidade antecedente do solo através da definição de três condições. Na primeira condição,  $\text{CN}_1$ , o solo se encontra seco (ponto de murcha). Já na segunda,  $\text{CN}_2$ , o solo está na condição normal de umidade média. Na terceira condição,  $\text{CN}_3$ , o solo é encontrado úmido. O cálculo para as condições 1 e 3, que utilizam o valor da condição 2, é feito conforme as Equações (4) e (5), respectivamente.

$$\text{CN}_1 = \text{CN}_2 - \frac{20 * (100 - \text{CN}_2)}{(100 - \text{CN}_2 + \exp[2,533 - 0,0636 * (100 - \text{CN}_2)])} \quad (4)$$

$$\text{CN}_3 = \text{CN}_2 * \exp[0,0636 * (100 - \text{CN}_2)] \quad (5)$$

A taxa máxima de escoamento superficial, ou vazão de pico, é o fluxo máximo de escoamento que ocorre em determinado evento de precipitação, sendo um indicador do potencial erosivo usado para prever a perda de sedimentos (NEITSCH *et*

*al.*, 2011). No SWAT esse valor é calculado para cada sub-bacia através do método Racional Modificado, dado pela Equação (6):

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

Na qual  $q_{\text{pico}}$  é a vazão de pico ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $Q_{\text{sup}}$  o escoamento superficial (mm),  $A$  é a área da sub-bacia ( $\text{km}^2$ ),  $\alpha_{\text{tc}}$  representa a fração da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração,  $t_{\text{conc}}$  o tempo de concentração (h) e 3,6 é fator de conversão.

### *Evapotranspiração*

A evapotranspiração é o conjunto de processos que leva à perda de água do solo e das plantas (transpiração). O modelo SWAT predispõe a realização do cálculo da evapotranspiração potencial através de três métodos: Penman-Monteith (ALLEN, 1986; ALLEN *et al.*, 1989; MONTEITH, 1965), Priestley-Taylor (PRIESTLEY e TAYLOR, 1972) e Hargreaves (HARGREAVES, HARGREAVES e RILEY, 1985). Neste trabalho a evapotranspiração potencial foi estimada pelo método de Penman-Monteith.

Já a evapotranspiração real é calculada, após à determinação da evapotranspiração potencial, por meio de três processos: demanda evaporativa da precipitação interceptada pelo dossel da planta, transpiração dos vegetais e evaporação do solo.

O armazenamento na copa das árvores trata da primeira subtração da demanda evaporativa (CARVALHO NETO, 2018). O máximo armazenado nas copas é calculado a partir do índice de área foliar, conforme a equação a seguir.

$$\text{cop}_{\text{dia}} = \text{cop}_{\text{mx}} * \frac{\text{IAF}}{\text{IAF}_{\text{mx}}} \quad (7)$$

Sendo  $\text{cop}_{\text{dia}}$  a quantidade máxima de água armazenada na copa em um dado dia,  $\text{cop}_{\text{mx}}$  a quantidade máxima de água armazenada na copa quando esta está

completamente desenvolvida, IAF o índice de área foliar para um determinado dia e  $IAF_{mx}$  é o índice de área foliar quando o desenvolvimento vegetal está completo.

O modelo remove o máximo de água possível do armazenamento da copa ao calcular a evaporação real, considerando duas condições (NEITSCH *et al.*, 2011):

- I. Se a evapotranspiração potencial for menor que a umidade armazenada na copa da vegetação, um volume de água permanece e será contabilizada no dia seguinte.
- II. Se a evapotranspiração potencial for maior que a quantidade de água armazenada na copa, toda a água será evaporada e o restante da demanda evaporativa é dividida entre a vegetação e solo.

Quanto à transpiração da planta, o SWAT a calcula considerando as condições ideais de crescimento, relacionando esse índice à área foliar.

A evaporação do solo é estimada através de uma função exponencial que relaciona a profundidade do solo à quantidade existente de água, permitindo a avaliação da demanda evaporativa entre diferentes camadas de solo. Esse valor pode ser calculado pela Equação (8):

$$E_{solo,z} = E_z^n * \frac{z}{(z + \exp(2,374 - 0,00713z))} \quad (8)$$

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

O coeficiente de compensação da evaporação do solo (ESCO) é incorporado ao modelo para garantir uma melhor estimativa de distribuição da evaporação. O valor do coeficiente varia entre 0,01 a 1, onde quanto menor seu valor mais o modelo é capaz de extrair mais demanda evaporativa para níveis baixos. Seu cálculo é dado seguindo a Equação (9):

$$E_{solo,cm} = E_{solo,ci} - E_{solo,cs}ESCO \quad (9)$$

Na qual  $E_{solo,cm}$  é a demanda evaporativa de determinada camada de solo,  $E_{solo,ci}$  a demanda evaporativa na parte inferior da camada de solo e  $E_{solo,cs}$  a demanda evaporativa na parte superior da camada de solo.

### Percolação

A percolação dá-se quando a quantidade de água ultrapassa a capacidade de retenção de uma camada de solo e sua camada imediatamente inferior não está saturada.

No modelo SWAT esse processo é calculado por meio da propagação do escoamento combinado com um modelo de fluxo em fendas no solo para simular o escoamento através de cada camada de solo (TAVEIRA, 2012).

O volume de água disponível para percolação é calculado por meio das condições:

$$\text{I. } SW_{\text{cam,excesso}} = SW_{\text{cam}} = FC_{\text{cam}} \quad \text{se } SW_{\text{cam}} > FC_{\text{cam}} \quad (10)$$

$$\text{II. } SW_{\text{cam,excesso}} = 0 \quad \text{se } SW_{\text{cam}} \leq FC_{\text{c}} \quad (11)$$

Onde  $SW_{\text{cam,excesso}}$  é a quantidade de água disponível para percolar no dia (mm),  $SW_{\text{cam}}$  a quantidade diária de água em determinada camada do solo (mm) e  $FC_{\text{cam}}$  é a capacidade de retenção da camada (mm).

O volume efetivo percolado para a camada superior é dado por:

$$w_{\text{perc,cam}} = SW_{\text{cam,excesso}} * \left( 1 - \exp\left[\frac{-\Delta T}{TT_{\text{perc}}}\right] \right) \quad (12)$$

No qual  $w_{\text{perc,cam}}$  é a quantidade de água efetiva percolada no dia (mm),  $\Delta T$  é a duração do intervalo de tempo (h) e  $TT_{\text{perc}}$  o tempo de percolação entre as camadas (h).

Esse fluxo é controlado pela condutividade hidráulica saturada, como é mostrado na Equação (13):

$$TT_{\text{perc}} = \frac{SAT_{\text{cam}} - FAC_{\text{cam}}}{K_{\text{sat}}} \quad (13)$$

$SAT_{\text{cam}}$  é a quantidade de água no solo completamente saturado (mm) e  $K_{\text{sat}}$  a condutividade hidráulica saturada.

### *Escoamento Sub-Superficial Lateral*

O escoamento sub-superficial lateral é de suma relevância para bacias que possuem alta condutividade hidráulica em sua camada superficial e camada impermeável ou semi-impermeável pouco profunda. Sua estimativa é realizada através da Equação (14):

$$Q_{lat} = 0,024 * \left( \frac{2SW_{cam, excesso} K_{sat} slp}{\phi_d} \right) \quad (14)$$

Na qual  $Q_{lat}$  é o escoamento lateral (mm/dia),  $K_{sat}$  a condutividade hidráulica do solo saturada (mm/h),  $slp$  é a declividade da encosta (m/m), e  $\phi_d$  porosidade efetiva do solo (mm/mm).

### *Água Subterrânea*

A recarga dos aquíferos, raso e profundo, é feita a partir do volume de água que percola caso não ascenda através das franjas capilares (SANTOS, 2015). Esse volume é dado pela seguinte equação:

$$W_{rec} = \left( 1 - \exp \left[ \frac{1}{\delta_{aq}} \right] \right) * W_{seep} + \exp \left[ \frac{1}{\delta_{aq}} \right] * W_{rec,i-1} \quad (15)$$

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

A partir disso, o modelo regula a quantidade de água que recarrega cada aquífero através das Equações (16) e (17), mostradas a seguir.

$$W_{prf} = \beta_{prf} * W_{rec} \quad (16)$$

$$W_{rec,rs} = W_{rec} * W_{prf} \quad (17)$$

Nas quais  $W_{prf}$  e  $W_{rec,rs}$  é a quantidade de água (mm) que entra no aquífero profundo e raso, respectivamente, no dia “i” e  $\beta_{prf}$  o coeficiente de percolação do aquífero.

O volume de água que ascende através das franjas capilares é considerado no modelo através do processo denominado “REVAP”. O processo é realizado quando um volume de água nas camadas inferiores do solo evapora, considerando ainda o volume que é retirado dos aquíferos por raízes profundas. A Equação (18) calcula a máxima quantidade de água que pode ser retirada através do REVAP ( $W_{revap,mx}$ ).

$$W_{revap,mx} = \beta_{rev} E_o \quad (18)$$

Onde  $\beta_{rev}$  o coeficiente de REVAP e  $E_o$  a evapotranspiração (mm) no dia.

A quantidade efetiva de água que passa por esse processo é determinada seguindo três condições, dadas pelas Equações (19) a (21).

$$I. \quad W_{revap} = 0 \quad \text{se } aq_{rs} \leq aq_{lim.rv} \quad (19)$$

$$II. \quad W_{revap} = W_{revap,mx} - aq_{lim.rv} \quad \text{se } aq_{lim.rv} < aq_{rs} < (aq_{lim.rv} + W_{revap,mx}) \quad (20)$$

$$III. \quad W_{revap} = W_{revap,mx} \quad \text{se } aq_{lim.rv} \geq (aq_{lim.rv} + W_{revap,mx}) \quad (21)$$

Nas quais  $W_{revap}$  é a quantidade de água que ascende (mm),  $aq_{rs}$  é a quantidade de água armazenada no aquífero raso (mm) e  $aq_{lim.rv}$  é o valor limite do nível de água a ser superado para ocorrer o processo de REVAP (mm).

### *Crescimento Vegetal*

O conhecimento das condições de cobertura vegetal é de fundamental importância para estimar o desprendimento e arraste das partículas do solo (NUNES, 2018). O modelo SWAT faz uso de um modelo de crescimento vegetal único para simular todos os tipos de cobertura de terreno (NEITSCH *et al.*, 2011). A simulação do crescimento diário das plantas é realizada através da simplificação do modelo EPIC (*Environmental Policy Integrated Climate Model*), desenvolvido por Williams (1995).

No EPIC são utilizados conceitos do desenvolvimento fenológico da planta baseado na umidade de calor acumulada por dia, do índice de colheita, do potencial de biomassa e do ajuste do estresse causado pela água e temperatura.

### *Produção de Sedimentos*

No modelo SWAT a estimativa da erosão do solo é feita através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MEUPS). O fator de erosividade da equação original foi substituído por um fator de escoamento superficial, que possibilita a aplicação do modelo para eventos isolados, estimando a erosão e a carga de sedimentos na bacia (WILLIAMS, 1975). O cálculo é feito por meio da Equação (22):

$$\text{sed} = 11,8(Q_{\text{sup}} \cdot q_{\text{pico}} \cdot \text{área}_{\text{URH}})^{0,56} \cdot K_{\text{EUPS}} \cdot C_{\text{EUPS}} \cdot LS_{\text{EUPS}} \cdot P_{\text{EUPS}} \cdot \text{CFRG} \quad (22)$$

Onde sed é a produção de sedimento, após evento de precipitação, no dia (ton),  $Q_{\text{sup}}$  o escoamento superficial (mm H<sub>2</sub>O/ha),  $q_{\text{pico}}$  a taxa de escoamento de pico (m<sup>3</sup>/s),  $\text{área}_{\text{URH}}$  é a área da unidade de resposta hidrológica na qual é estimada o aporte de sedimentos (ha),  $K_{\text{EUPS}}$  é o fator de erodibilidade do solo,  $C_{\text{EUPS}}$  o fator de uso e manejo,  $LS_{\text{EUPS}}$  o fator topográfico,  $P_{\text{EUPS}}$  é o fator das práticas conservacionistas e CFRG o fator de fragmentação esparsa.

O fator  $K_{\text{EUPS}}$  busca destacar a facilidade com que o solo é erodido, através do impacto da chuva e/ou do escoamento superficial, sendo, dessa forma, estimado a partir de características intrínsecas ao tipo de solo e suas propriedades físicas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012). Wischmeier e Smith (1978) o definem como um índice de perda de solo por unidade de índice de erosão de um tipo de solo calculado para uma unidade padrão.

Williams (1995) desenvolveu uma equação para cálculo do fator  $K_{\text{USLE}}$  descrita pela expressão (23).

$$K_{\text{USLE}} = f_{\text{areia,gr}} \cdot f_{\text{ar-si}} \cdot f_{\text{corg}} \cdot f_{\text{areia,fn}} \quad (23)$$

Na qual  $f_{\text{areia,gr}}$  é o fator que representa o conteúdo de areia grossa,  $f_{\text{ar-si}}$  representa a fração do solo que contem argila e silte,  $f_{\text{corg}}$  trata da estimativa da

contribuição do carbono orgânico e  $f_{\text{areia,fn}}$  é o fator que representa o conteúdo de areia fina. Cada um desses fatores é calculado separadamente através das expressões (24) a (27), propostas pelo mesmo autor.

$$f_{\text{areia,gr}} = \left( 0,2 + 0,3 \exp \left[ -0,256 m_s \left( 1 - \frac{m_{\text{silte}}}{100} \right) \right] \right) \quad (24)$$

$$f_{\text{ar-si}} = \left( \frac{m_{\text{silte}}}{m_C + m_{\text{silte}}} \right)^{0,3} \quad (25)$$

$$f_{\text{corg}} = \left( 1 - \frac{0,25 \text{orgC}}{\text{orgC} + \exp[3,72 - 2,95 \text{orgC}]} \right) \quad (26)$$

$$f_{\text{areia,fn}} = \left( 1 - \frac{0,7 \left( 1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left( 1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp[5,51 + 22,9 \left( 1 - \frac{m_s}{100} \right)]} \right) \quad (27)$$

Nas quais  $m_s$  é a percentagem de areia com partículas de diâmetro entre 0,05 e 2 mm,  $m_{\text{silte}}$  a percentagem de partículas de silte com diâmetro entre 0,002 a 0,05 mm,  $m_C$  é a percentagem de argila com partículas cujo diâmetro é inferior a 0,002 mm e orgC a fração de carbono orgânico para cada camada do solo.

Wischmeier e Smith (1978) também conceituam o fator de uso e manejo do solo (C) da MEUPS. Segundo os autores, o fator  $C_{\text{EUPS}}$  corresponde a relação entre as perdas de solo de determinado terreno cultivado sob uma dada condição e as perdas correspondentes desse mesmo solo na parcela padrão.

O modelo SWAT atualiza o fator  $C_{\text{EUPS}}$  diariamente através da expressão demonstrada em (28), já que a cobertura vegetal varia de acordo com o ciclo e crescimento das plantas.

$$C_{\text{EUPS}} = \exp([\ln(0,8) - \ln(C_{\text{EUPS,mn}})] * \exp[-0,00115 * \text{rsd}_{\text{surf}}] + \ln[C_{\text{EUPS,mn}}]) \quad (28)$$

Onde  $C_{\text{EUPS,mn}}$  é o valor mínimo para o fator de uso e manejo, e  $\text{rsd}_{\text{surf}}$  é a quantidade de resíduo na superfície do solo (kg/ha). O C mínimo pode ser estimado seguindo a equação proposta por Arnold e Williams (1995) descrita pela expressão (29).

$$C_{\text{EUPS,mn}} = 1,463 \ln[C_{\text{EUPS,aa}}] + 0,1034 \quad (29)$$

Na qual  $C_{\text{EUPS,aa}}$  é a média anual do fator  $C_{\text{EUPS}}$  para a cobertura do solo.

O fator topográfico ( $LS_{EUPS}$ ) representa a relação entre o comprimento de declive (L) e o grau de declive (S). Esse fator é inserido no modelo para considerar a influência da topografia na erosão dentro da bacia, sendo calculado a partir das informações espaciais de relevo inseridas na simulação.

O fator de práticas conservacionista ( $P_{EUPS}$ ) é definido como a relação da perda de solo para uma cultura específica, de uma determinada prática de conservação do solo com a plantação no sentido do declive (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Essas práticas mudam o padrão, grau e direção do fluxo e conseqüentemente as taxas de erosão, sendo as áreas que não possuem tais práticas proporcionam que a erosão ocorra sem obstáculos, tornando o fator igual a 1 (TAVEIRA, 2012).

Por último, o fator de fragmentação esparsa (CFRG) considera o afloramento de rochas na área, expressado por (30), onde rochas refere-se à fração da área de afloramento rochoso.

$$CFRG = \exp(-0,053 \text{rochas}) \quad (30)$$

### 3.3.1.1.2 Fase da água

#### *Propagação da Vazão Líquida*

A propagação do fluxo no canal é obtida através do método de coeficiente de acúmulo variável proposto por Williams (1969). O método considera o canal de seção trapezoidal com sua velocidade e vazão calculadas através da equação de Manning, onde o tempo de propagação é calculado pela divisão do comprimento do curso d'água pela velocidade.

O volume armazenado ( $V_{arm}$ ) no trecho para um determinado intervalo de tempo é dado considerando a equação da continuidade, como visto na Equação (31).

$$V_{arm} = V_{ent} - V_{saida} \quad (31)$$

Onde  $V_{ent}$  é o volume de entrada no trecho ( $m^3$ ) e  $V_{saida}$  o volume de saída ( $m^3$ ). O volume de água de saída é calculado considerando um coeficiente de armazenamento adimensional, através da Equação (32).

$$V_{\text{saída},2} = SC \cdot (V_{\text{ent}} - V_{\text{arm},1}) \quad (32)$$

Sendo  $V_{\text{saída},2}$  o volume que saí do trecho no fim do intervalo de tempo ( $\text{m}^3$ ),  $SC$  o coeficiente de armazenamento,  $V_{\text{ent}}$  o volume de água que entra no início do intervalo de tempo ( $\text{m}^3$ ) e  $V_{\text{arm},1}$  o volume armazenado no início do intervalo de tempo ( $\text{m}^3$ ). O coeficiente de armazenamento é obtido pela expressão descrita na Equação (33).

$$SC = \frac{2 \cdot \Delta T}{2 \cdot TT + \Delta T} \quad (33)$$

Na qual  $\Delta T$  é o intervalo de tempo e  $TT$  o tempo de viagem, ambos em segundos. O tempo de viagem é calculado pela razão constante entre o volume armazenado e o fluxo de saída.

### *Propagação da Vazão Sólida*

O transporte de sedimentos é considerado através da operação simultânea dos processos de deposição e degradação. Williams (1980) adaptou o método proposto por Bagnold (1977). Tal método ficou conhecido como Equação de Bagnold Simplificada. Nele a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada de um curso d'água é função da velocidade mais alta do canal. A Equação (34) descreve essa consideração.

$$\text{conC}_{\text{sed},\text{mx}} = c_{\text{sp}} \cdot v_{\text{pc}}^{\text{spexp}} \quad (34)$$

Onde  $\text{conC}_{\text{sed},\text{mx}}$  é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água ( $\text{ton}/\text{m}^3$  ou  $\text{kg}/\text{L}$ ),  $c_{\text{sp}}$  e  $\text{spexp}$  são coeficientes de ajuste, e  $v_{\text{pc}}$  é a maior velocidade do canal ( $\text{m}/\text{s}$ ).

Os valores de  $c_{\text{sp}}$  e  $\text{spexp}$  podem variar entre 0,0001 a 0,01 e 1 e 2, respectivamente.

A concentração máxima de sedimento é calculada comparando-se a concentração de sedimento no curso d'água no início do tempo. Caso o processo de

deposição for o dominante no curso d'água o calculo de sedimento é realizado através da expressão a seguir:

$$\text{sed}_{\text{dep}} = (\text{conc}_{\text{sed,ch,i}} - \text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}) * V_{\text{ch}} \quad (35)$$

Na qual  $\text{sed}_{\text{dep}}$  é a quantidade de sedimento depositado no curso d'água (ton),  $\text{conc}_{\text{sed,ch,i}}$  é a concentração de sedimento inicial (kg/L ou ton/m<sup>3</sup>),  $\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$  é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (kg/L ou ton/m<sup>3</sup>), e  $V_{\text{ch}}$  é o volume de água no curso d'água (m<sup>3</sup>).

Para o caso de a degradação ser o processo dominante, a quantidade de sedimentos é calculada pela expressão mostrada em (36).

$$\text{sed}_{\text{deg}} = (\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}} - \text{conc}_{\text{sed,ch,i}}) * V_{\text{ch}} * K_{\text{CH}} * C_{\text{CH}} \quad (36)$$

Onde  $\text{sed}_{\text{deg}}$  é a quantidade de sedimentos carreados no curso (ton),  $K_{\text{CH}}$  é o fator de erosão do canal e  $C_{\text{CH}}$  é o fator de cobertura. Uma vez que a quantidade de sedimentos depositada e degradada são calculadas, a quantidade de sedimento final no curso d'água pode ser determinada por:

$$\text{sed}_{\text{ch}} = \text{sed}_{\text{ch,i}} - \text{sed}_{\text{deg}} + \text{sed}_{\text{dep}} \quad (37)$$

Na qual  $\text{sed}_{\text{ch}}$  é a quantidade de sedimento suspenso no curso d'água (ton) e  $\text{sed}_{\text{ch,i}}$  a quantidade de sedimento suspenso no curso no começo do período de tempo (ton). A quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água é dada por:

$$\text{sed}_{\text{out}} = \text{sed}_{\text{ch}} * \frac{V_{\text{out}}}{V_{\text{ch}}} \quad (38)$$

Em que  $\text{sed}_{\text{out}}$  é a quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água (ton),  $V_{\text{out}}$  é o volume de fluxo no passo de tempo (m<sup>3</sup>) e  $V_{\text{ch}}$  é o volume de água no curso d'água (m<sup>3</sup>).

### 3.3.1.2 QSWAT

O QSWAT é a interface do SWAT compatível com o *software* de geoprocessamento QGIS, isto é, a interface que relaciona o SIG com o modelo SWAT, servindo de ferramenta de pré e pós-processamento de dados para sua execução.

Primeiramente, é realizada a delimitação da bacia hidrográfica e definição de sua rede de drenagem a partir dos dados topográficos obtidos com a inserção de um Modelo Digital de Terreno ou de Elevação (MDT ou MDE). Em seguida, os arquivos geoespaciais referentes aos mapas de uso e ocupação do solo e tipos de solo, além das características específicas de cada solo e faixas de declividade, são inseridos para geração das Unidades de Respostas Hidrológicas (URH). É na esfera das URH que o SWAT realiza os cálculos das variáveis simuladas.

Por fim, são inseridos os dados climáticos referentes à velocidade do vento, radiação solar, temperatura, umidade do ar e precipitação. A simulação pode ser executada após à realização dessas etapas. A interface do QSWAT ainda é capaz de atuar com uma organização estrutural dos resultados, promovendo uma visualização objetiva com diversos arquivos de saída.

### 3.3.1.3 SWAT-CUP

A calibração dos parâmetros do modelo pode ser realizada de maneira automática através do *SWAT Calibration and Uncertainty Programs* (SWAT-CUP), desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007), executado de maneira independente do SWAT.

O *software* realiza a leitura dos dados de saída do modelo, em formato “.txt”, e uma vez definidos os parâmetros e sua amplitude de variação, bem como o período de tempo considerado, a calibração automática pode ser executada. São disponibilizados cinco algoritmos de otimização e análise de sensibilidade e incertezas: *Sequential Uncertainty Fitting 2* (SUFI-2), *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE), *Parameter Solution* (ParaSol), *Mark Chain Monte Carlo* (MCMC), e *Particle Swarm Optimization* (PSO).

Nesse estudo foi utilizada a versão 5.2.1.1 de 2019 do SWAT-CUP e o algoritmo SUFI-2. Uma breve descrição do algoritmo é realizada no item a seguir. Para

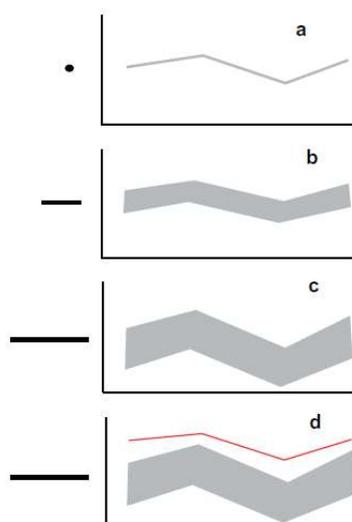
mais detalhes indica-se a consulta de Abbaspour, Johnson e Van Genuchten (2004), Abbaspour *et al.* (2007) e Abbaspour (2012).

### 3.3.1.3.1 SUFI-2

No SUFI-2 a incerteza nos parâmetros, expressa como faixas de distribuição uniformes, é responsável por todas as fontes de incertezas, como as presentes nas variáveis, nos parâmetros do modelo e nos dados observados (ABBASPOUR, 2012).

De acordo com Abbaspour *et al.* (2004) as iterações acontecem até que (i) a incerteza de previsão de 95% (95PPU) entre os percentis 2,5 e 97,5 ultrapassem mais de 90% dos dados observados e (ii) a distância média entre os percentis 2,5 e 97,5 seja menor que o desvio padrão dos dados observados. Esse conceito é melhor explicado graficamente através da Figura 5. Em 5a é ilustrado que um único valor de parâmetro leva a uma única resposta do modelo, enquanto uma faixa de valores leva a uma faixa de resultados, o 95PPU, mostrado em 5b. Quanto maior for a faixa de valores dos parâmetros, maior é a incerteza da saída (Figura 5c). Contudo, se a incerteza dessa faixa de valores dos parâmetros não corresponder à faixa de resultados do 95PPU, situação representada na Figura 5d onde a linha vermelha retrata os dados observados, a concepção da simulação está errada e precisa ser refeita.

Figura 5 – Representação conceitual da relação entre incerteza de parâmetro e previsão de incerteza.



Fonte: Abbaspour *et al.* (2007).

A quantificação da qualidade do ajuste é dada pelos valores do P-factor e R-factor. O P-factor indica a porcentagem dos dados observados que estão agrupados na 95PPU. O R-factor varia entre 0 e infinito e representa o raio da distância média entre a banda do 95PPU pelo desvio padrão dos dados mensurados. O modelo ainda possibilita a utilização de várias funções-objetivo, como o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) e o PBIAS.

Segundo Viana (2019), para realizar a calibração utilizando o SUFI-2 é necessário estabelecer algumas definições básicas por parte do usuário:

- I. Escolher os parâmetros que serão otimizados;
- II. Estabelecer as faixas mínimas e máximas fisicamente significativas para cada parâmetro selecionado, assim como os métodos matemáticos indicados para a variação dos valores dos parâmetros;
- III. Estabelecer o número de simulações e iterações a serem realizadas;
- IV. Escolher as variáveis a serem verificadas, assim como a sua série histórica;
- V. Escolher a função objetivo a ser utilizada como referência.

A sensibilidade de cada parâmetro é calculada através de um sistema de regressão múltipla de encontro aos valores da função objetivo escolhida (ABBASPOUR *et al.*, 2007).

#### 3.3.1.4 Etapas de execução

A execução do SWAT pode ser resumida na realização de três etapas: a discretização da bacia, a definição das unidades de respostas hidrológicas (URHs) e a entrada dos dados hidroclimáticos.

Após a criação do projeto, onde são armazenados todos os processos e resultados gerados pelo modelo, é inserido o MDE da área de estudo. O SWAT utiliza as informações de altimetria para definir a rede de drenagem, delimitar a bacia e as sub-bacias.

A delimitação da bacia do rio Capibaribe foi realizada utilizando o recorte do MDE, do formato da delimitação adotada pela APAC (2020a) para a bacia com *buffer* de 1000m. A rede de drenagem foi definida levando em consideração uma área mínima de 30 hectares, gerando uma densa rede e uma grande quantidade de sub-bacias.

Ainda dentro dessa primeira etapa foram inseridos nove pontos de monitoramento (exutórios), sendo quatro deles referentes às estações fluviométricas e cinco aos reservatórios estudados. Em sequência, foi definido o exutório da bacia. Depois das definições desses pontos, as sub-bacias com áreas menores que 60 km<sup>2</sup> foram unidas, para simplificação da simulação.

Após esses processos realizou-se a delimitação final das sub-bacias e o cálculo de seus respectivos parâmetros físicos. Esse processo gerou o total de 101 sub-bacias.

A segunda etapa consiste na definição das URHs, iniciando a partir da inserção dos mapas de uso e ocupação do solo (Figura 10) e tipos de solo da área (Figura 6). Os mapas são associados às informações constantes no banco de dados do projeto, que pode ser o padrão do modelo ou o inserido pelo usuário. É também nessa etapa onde são definidos os intervalos de declividade. Seguiu-se a recomendação da Embrapa (1979), como relatado no item 3.2.1.

Nessa etapa ainda se definiu os níveis de sensibilidade do uso do solo, tipo de solo e declividade, como 10%, 20% e 20%, respectivamente. Esses limiares foram escolhidos seguindo a recomendação de Winchell *et al.* (2013). Dessa forma, apenas os tipos de solo com área superior a 10% da sub-bacia serão combinados para gerar URHs, enquanto os tipos com área inferior serão substituídos por classes de maior representatividade. O análogo ocorre para o uso do solo e declividade.

Na terceira etapa são inseridos os dados diários das variáveis hidroclimáticas exigidas pelo modelo: precipitação (mm), temperaturas máximas e mínimas (°C), umidade relativa (%), radiação solar (MJ/m<sup>2</sup>) e velocidade do vento (m/s). As médias mensais dessas variáveis também são inseridas no gerador climático (WXGEN), visando o fornecimento das informações faltantes nas séries dos dados diários das variáveis. Nessa pesquisa, todas as variáveis hidroclimáticas e médias mensais exigidas para a simulação foram obtidas por meio das estações citadas no item 3.2.4.

Após à finalização dessas três etapas é iniciada a modelagem inicial, sem calibração. Os resultados iniciais de vazão são comparados aos dados observados de acordo com a série de cada posto fluviométrico. A modelagem inicial indica se o modelo apresenta valores satisfatórios, dispensando o processo de calibração, ou se necessita de ajustes na parametrização, buscando resultados aceitáveis para a bacia (VIANA, 2019).

### 3.3.1.5 Análise de sensibilidade dos parâmetros

Após à modelagem inicial foi realizada a análise de sensibilidade, para se definir os parâmetros mais sensíveis no processo de modelagem hidrológica da bacia.

Para esta bacia, a partir da análise da modelagem inicial e baseado nas recomendações de (ABBASPOUR, 2012), foram selecionados 15 parâmetros do SWAT (Tabela 5) que mais possuem influência na dinâmica dos processos que ocorrem dentro da bacia.

Tabela 5 - Parâmetros definidos para análise de sensibilidade no SWAT-CUP.

Parâmetro	Descrição	Método	Intervalos de variação
CN2	SCS Curva Número	r	-0.1 a 0.1
ALPHA_BF	Constante de recessão de retorno do fluxo subterrâneo	v	0 a 1
GW_DELAY	Atraso da contribuição do aquífero subterrâneo (dias)	a	-30 a 60
GWQMN	Profundidade limite de água no aquífero raso requisitada para o escoamento de retorno ocorrer (mm)	a	-100 a 100
EPCO	Fator de compensação de retirada de água pelos vegetais	v	0 a 1
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo	v	0 a 1
CH_N2	Coeficiente de Manning do canal principal	v	0.0 a 0.3
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva dos canais	v	0.0 a 5.0
SOL_AWC	Capacidade de armazenamento de água no solo (mm de água/mm de solo)	r	-0.25 a 0.25
USLE_P	Fator relativo as práticas de conservação do solo	r	-0.25 a 0.25
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h)	r	-25 a 25
GW_REVAP	Revap do aquífero subterrâneo	v	0 a 0.2
REVAPMN	Profundidade limite de água no aquífero raso para ocorrer revap (mm)	v	0 a 10
SLSUBBSN	Comprimento da declividade média (m)	r	0 a 0.2
RCHRG_DP	Fração de percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo	r	-0.05 a 0.05

Fonte: A Autora (2020).

As faixas de variação e os métodos de alteração foram definidos a partir das pesquisas de Carvalho Neto (2011; 2018), Castro (2013) e Viana (2019). Os métodos de alteração são: substituição direta (v), adição (a) e multiplicação (r). Segundo Abbaspour (2012), o método de substituição (v) não é indicado para parâmetros que possuem variação espacial e parâmetros do solo, pois o método uniformiza os parâmetros na bacia e faz com que informações espaciais importantes sejam perdidas.

A análise de sensibilidade foi realizada através do *software* SWAT-CUP, de forma automática, por meio da ferramenta *Sensitivity Analysis*, considerando uma análise global para os 15 parâmetros. A sensibilidade dos parâmetros é determinada por meio da aplicação de um sistema de regressão múltipla, em que os parâmetros gerados são relacionados com os valores das funções-objetivo (VIANA, 2019).

A avaliação da análise de sensibilidade global pode ser realizada através dos indicadores t-stat e p-value. De acordo com Abbaspour (2012), o t-stat identifica a significância relativa de cada parâmetro, estimando-se através do reflexo das mudanças de valor do determinado parâmetro nas funções objetivas utilizadas, indicando que quanto maior seu valor absoluto, mais sensível é o parâmetro. Por outro lado, p-value determina a significância da sensibilidade e valores próximos a zero indicam que o parâmetro apresenta elevada sensibilidade à resposta do modelo (ABBASPOUR, 2012).

Para avaliar os parâmetros mais sensíveis, no presente trabalho, são considerados os valores de p-value iguais ou inferiores a 0,1, baseando-se nas pesquisas de Santos (2015) e Viana (2019). A análise de sensibilidade dos parâmetros foi obtida após uma simulação de 500 iterações para cada posto fluviométrico, conforme sugestão de Abbaspour *et al.* (2007), com o valor 0,6 para ser superado pela função-objetivo de Nash-Sutcliffe.

#### 3.3.1.6 Calibração e validação

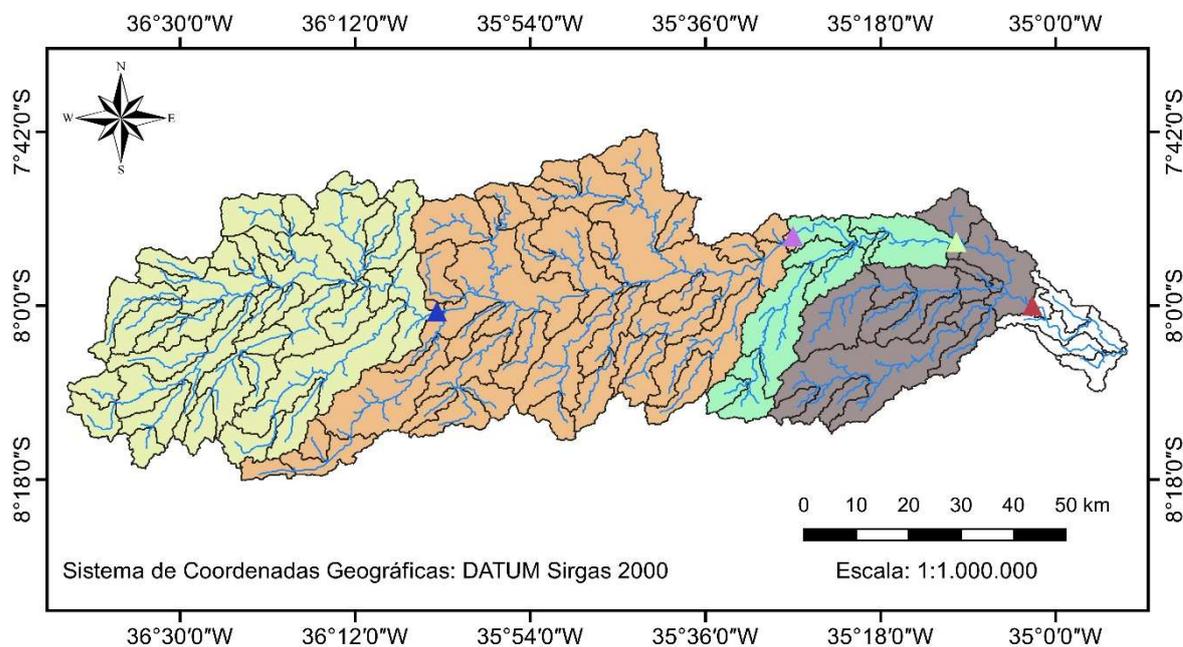
A calibração do SWAT pode ser feita manual ou automaticamente. A calibração manual é baseada na alteração dos valores dos parâmetros, de maneira individual, para analisar as mudanças nas respostas geradas pelo modelo, repetindo esse procedimento até que os valores simulados se aproximem dos valores medidos.

O SWAT-CUP é responsável pela realização da calibração automática do modelo e também o meio de calibração escolhido para este trabalho. Por ser um modelo semi-distribuído, é possível considerar a variação espacial das variáveis, ajustando-as para cada área de contribuição de cada estação fluviométrica.

Dessa forma, os parâmetros foram calibrados de acordo com a área de contribuição, representado pelo conjunto de sub-bacias a jusante de cada estação fluviométrica. Assim, a sequência de áreas de contribuição ajustadas foi a: estação de Toritama (sub-bacia 97), estação de Limoeiro (sub-bacia 38), estação de Paudalho (sub-bacia 57) e estação de São Lourenço da Mata (sub-bacia 77). A divisão das áreas de contribuição de cada estação fluviométrica é ilustrada no Mapa 11.

Nesse processo é necessário definir o intervalo de variação e o método de alteração de cada parâmetro. Os intervalos de variação e métodos para cada parâmetros são dispostos na Tabela 7 do item 4.1. Esses parâmetros foram escolhidos de acordo com os resultados obtidos no processo de análise de sensibilidade.

Mapa 11 - Áreas de contribuição das estações fluviométricas calibradas.



#### Legenda

Estações Fluviométricas	Sub-bacias de contribuição	— Rede de drenagem
▲ Paudalho	■ Limoeiro	
▲ Limoeiro	■ Paudalho	
▲ Toritama	■ São Lourenço da Mata	
▲ São Lourenço da Mata	■ Toritama	

Fonte: A Autora (2020).

Da mesma forma que na análise de sensibilidade, o número de iterações utilizadas para cada simulação foi de 500, conforme sugestão de Abbaspour *et al.* (2007). O passo de tempo de saída, assim como o dos dados observados de vazão, foi mensal.

Quando calibrados, os valores ajustados dos parâmetros foram inseridos manualmente no SWAT para realizar a validação. A resposta também foi analisada com frequência mensal.

### 3.3.2 CAWM IV

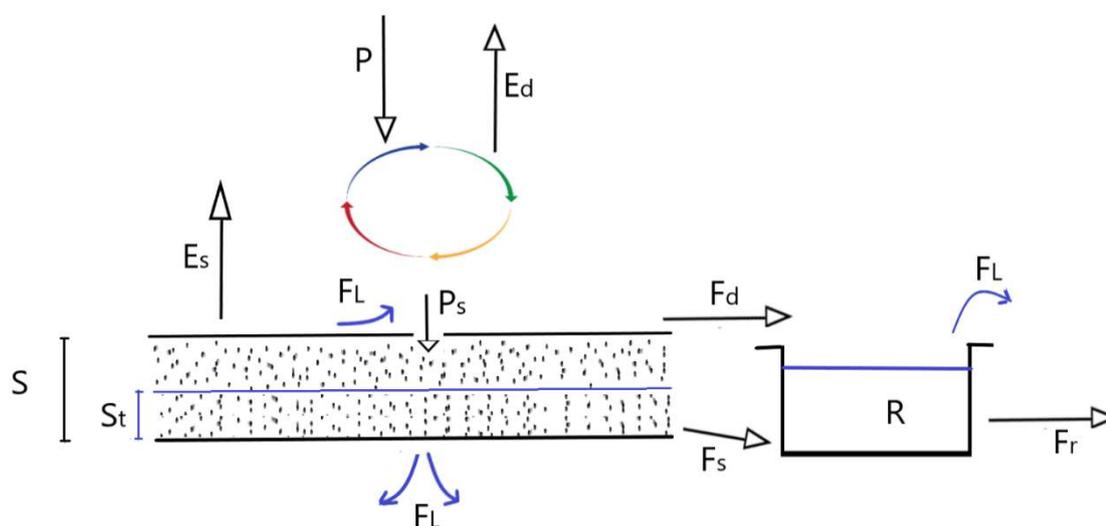
#### 3.3.2.1 Equacionamento

O modelo Campus Agreste Watershed Model em suas duas versões, CAWM IV e CAWM V, realiza o balanço precipitação-*evapotranspiração* com passo de tempo diário. A sequência de procedimentos é descrita a seguir para a versão CAWM IV, formulada para modelar os processos do balanço hídrico em regiões semiáridas (CIRILO *et al.*, 2020). Trata-se de modelo concentrado que, embora simplifique os processos físicos como a maioria dos modelos desse tipo (diferente do SWAT), busca relacionar seus parâmetros e equações com características físicas da bacia.

Os processos físicos representados no modelo CAWM IV estão indicados na Figura 6.

Iniciando pela relação precipitação-*evaporação*: se a precipitação for suficiente, a *evapotranspiração* potencial ( $E$ ) é descontada de forma imediata, sendo o excesso do volume precipitado considerado como precipitação efetiva ( $P_n$ ). Quando não, toda a precipitação é colocada como *evapotranspiração* direta ( $E_d$ ) e a parcela não atendida ( $E_n$ ) pode ser total ou parcialmente extraída do reservatório do solo se dispuser de água suficiente para isso.

Figura 6 – Representação esquemática do modelo CAWM IV.



Fonte: Cirilo *et al.* (2020).

O balanço precipitação-evapotranspiração é descrito pelas seguintes expressões:

$$\text{Se } P \geq E, \text{ então } P_n = P - E \quad (39)$$

$$\text{Se } P \leq E, \text{ então } E_d = P \text{ e } E_n = E - E_d \quad (40)$$

Sendo a precipitação efetiva dividida entre três componentes: a recarga do solo ( $P_s$ ), a evapotranspiração suplementar ( $E_s$ ) e o escoamento direto na superfície do terreno ( $F_d$ ). A primeira é baseada no conceito apresentado por Edijatno e Michel (1989), conforme a Equação (41), explicitada a seguir.

$$P_s = \frac{S * \left(1 - \left(\frac{S_t}{S}\right)^2\right) * \tanh\left(\frac{P_n}{S}\right)}{1 + \frac{S_t}{S} * \tanh\left(\frac{P_n}{S}\right)} \quad (41)$$

Na qual:  $S_t$  é a quantidade de água acumulada no solo a cada tempo e  $S$  sua capacidade máxima de retenção. O conceito de  $P_s$  é usado na formulação do modelo concentrado GR4J (NASONOVA, 2011; PERRIN, MICHEL e ANDRÉASSIAN, 2003; TRAORE *et al.*, 2014).

A evapotranspiração suplementar ( $E_s$ ) é limitada à evapotranspiração não atendida  $E_n$ , desde que haja água suficiente. Sua magnitude depende de um valor

atribuído a um parâmetro  $\alpha$  como mostrado na Equação 42. De acordo com Cirilo *et al.* (2020), o parâmetro foi introduzido devido às incertezas presentes na estimativa da evapotranspiração, inclusive pelo fato de que as condições de solo, cobertura vegetal e clima são variáveis no território da bacia. A Equação (42) mostra o cálculo de  $E_s$ .

$$E_s = \left(1 - e^{-\frac{\alpha S_t}{S}}\right) * E_n \quad (42)$$

A terceira componente, desde que positiva, representa o escoamento direto na superfície do terreno ( $F_d$ ) segundo a Equação (43).

$$F_d = P_n - P_s - E_s \quad (43)$$

Do reservatório de água no solo ocorre o fluxo sub-superficial  $F_s$  que percola até aumentar o volume de água na calha fluvial ( $R$ ), de acordo com a Equação (44).

$$F_s = K_s * S_t \quad (44)$$

Na qual:  $K_s$  é um parâmetro a ser calibrado e representa a permeabilidade do solo;  $F_s$  indica a percolação no sentido da calha fluvial.

O volume de água retido na calha fluvial é incrementado pelos fluxos  $F_s$  e  $F_d$ . O escoamento na calha fluvial  $F_r$  é calculado como uma função não-linear do volume armazenado  $R$ , de acordo com a Equação (45), sendo  $b$  uma constante determinada a seguir e  $K$  um parâmetro que depende de características da bacia.

$$F_r = K * R^b \quad (45)$$

Considerando que o volume do reservatório da calha fluvial  $V_{sup}$  pode ser representado pela capacidade do conjunto de rios que compõem a bacia com extensão total  $L_T$  e área de seção equivalente  $A_e$ , tem-se:

$$V_{sup} = A_e * L_T \quad (46)$$

Como nos modelos hidrológicos os volumes são representados em milímetros por unidade de área da bacia hidrográfica em Km<sup>2</sup>, a acumulação R é dada por:

$$R = \frac{V_{\text{sup}}}{c * A_b} = \frac{A_e * L_T}{c * A_b} \quad (47)$$

Sendo a constante  $c = 1000$  utilizada para compatibilizar as unidades utilizadas.

Considerando o escoamento na calha equacionado pela Fórmula de Manning com as simplificações de seção retangular de largura equivalente  $B_e$ , trecho de extensão  $L_T$  e declividade  $S_0$ , assim como raio hidráulico aproximadamente igual à lâmina escoada:

$$Q = \frac{1}{n} * A_e * R_h^{2/3} * S_0^{1/2} \cong \frac{1}{n} * \frac{A_e^{5/3}}{B_e^{2/3}} * S_0^{1/2} \quad (48)$$

Onde  $A_e = B_e * y$  e  $R_h \cong y$ .

Considerando a Equação (46), o volume de água acumulado na calha fluvial em um trecho de extensão  $L_T$  e área equivalente  $A_e$ , obtém-se, substituindo na Equação (49).

$$Q = \frac{S_0^{1/2}}{n * L_T^{5/3} * B_e^{2/3}} V^{5/3} = K * V^{5/3} \quad (49)$$

Por similaridade, a equação (45) sugere  $b = 5/3$  quando se compara com a Equação 49. A relação entre a vazão (m<sup>3</sup>/s) e a lâmina escoada (mm) é dada por:

$$Q = \frac{F_r * c * A_b}{\Delta t} \quad (50)$$

Onde  $\Delta t$  é o passo de tempo em segundos. Combinando a Equação (50) com o último termo da Equação (48), tem-se a expressão:

$$\frac{F_r * c * A_b}{\Delta t} = \frac{1}{n} * \frac{A_e^{5/3}}{B_e^{2/3}} * S_0^{1/2} \quad (51)$$

Explicitando a área equivalente da Equação 47 e substituindo na Equação 51, atinge-se a:

$$\frac{F_r * c * A_b}{\Delta t} = \frac{1}{n} * \left( \frac{c * A_b * R}{L_T} \right)^{5/3} * \frac{S_0^{1/2}}{B_e^{2/3}} \quad (52)$$

Através da Equação 45 com  $b=5/3$ , tem-se:

$$K = \frac{\Delta t}{n} * \left( \frac{c^2 * A_b^2}{B_e^2 * L_T^5} \right)^{1/3} * S_0^{1/2} \quad (53)$$

A relação não linear indicada na equação (53) é utilizada no CAWM para representar o escoamento na calha fluvial, diferente da concepção usual de reservatório linear (CIRILO *et al.*, 2020). A dedução desenvolvida sinaliza para expressão que pode permitir o cálculo do parâmetro K e considerar  $b = 5/3$ , embora sejam muitas as simplificações realizadas no desenvolvimento matemático. O valor  $b = 5/3$  tem-se ajustado bem à simulação para dezenas de bacias hidrográficas simuladas.

As perdas de água no sistema podem ser devidas a diversas causas: volumes de retenção nas depressões do solo e pela vegetação, gradativamente evaporados; volumes de extravasamento que não retornam à calha fluvial, igualmente evaporados; infiltração nas fendas do embasamento cristalino (CIRILO *et al.*, 2020). Essa perda é extraída do escoamento superficial direto. Utiliza-se para cálculo das perdas a expressão:

$$F_L = K_L * R^p \quad (54)$$

O expoente p varia nas aplicações feitas de 1 a 1,2. Na maior parte dos casos o valor 1 mostra-se mais adequado, sendo o *default* do modelo: somente em áreas de grandes extravasamentos valor um pouco maior tem-se mostrado mais adequado.  $K_L$  é um parâmetro a calibrar do modelo.

Portanto, os parâmetros a calibrar do modelo CAWM IV são  $K_s$ ,  $K_L$  e eventualmente S. O parâmetro K mostra-se adequado para variação entre 0,01 e 0,06, com valor de referência de 0,025. Os valores menores têm sido obtidos para grandes

bacias. No caso de rios com declividades acentuadas o valor calculado a partir da Equação 53 pode se mostrar mais elevado. Nesses casos, é recomendada a exclusão dos trechos mais abruptos do curso do rio no cálculo da declividade. Isso também ocorre quando a extensão total da rede de rios é subdimensionada (baixa discretização do MDT/MDE). No outro extremo, em bacias muito grandes o comprimento total da rede de rios  $L_T$  pode levar a valores de  $K$  bem abaixo da faixa de valores que leva a melhores resultados. Isso também pode acontecer com a discretização do MDT LiDAR, quando há demasiado detalhamento da rede de rios: resolução espacial de 1m leva a considerar valas com menos de 100m, por exemplo, como um curso d'água. Em testes realizados pela equipe do GEOLAB (Laboratório de Geoprocessamento da UFPE Campus Agreste) observa-se que o MDE obtido da base de dados SRTM com limiar de 300 (quantidade mínima de células para compor o processo de formação da rede de rios) leva a resultados adequados.

Nas situações em que o valor do parâmetro sai da faixa de valores recomendados é utilizado  $K = 0,025$ .

O parâmetro  $S$  é estimado como sendo igual à capacidade de retenção de água no solo, calculada a partir do *Curve Number* médio da bacia (CN):

$$S=254 * \left(\frac{100}{CN}-1\right) \quad (55)$$

Para cálculo de CN tem sido utilizados mapeamentos de solos da EMBRAPA (EMBRAPA, 2001) e imagens de satélite classificadas do uso e ocupação do solo nas bacias. Um *plugin* foi desenvolvido para realização desse cálculo, incorporado ao *software* QGIS. Na ausência das informações necessárias,  $K$  e  $S$  ainda podem ser calibrados. Deve ser registrado que o CAWM utiliza o valor de  $S$  para realizar o balanço de água no solo e só quando ocorre a saturação o excesso passa a percolar. Portanto, o modelo não utiliza a fórmula clássica do SCS para cálculo do escoamento superficial, indicada na Equação (2), como ocorre em grande parte dos modelos concentrados disponíveis na literatura e também no SWAT. Para isso são utilizadas as Equações (45) e (53).

Para representar o “*lag time*”, quando o tempo de concentração da bacia supera o passo  $\Delta t$  utilizado, o CAWM utiliza dois procedimentos possíveis: adoção de histograma sintético de Clark aplicado às precipitações ou redistribuição temporal das

precipitações de cada posto pluviométrico a partir de isócronas calculadas na bacia (CIRILO *et al.*, 2020).

### 3.3.2.2 Etapas de execução

No caso do CAWM IV, o pré-processamento dos dados de entrada é responsável pela maior parcela de tempo do processo de modelagem hidrológica. Por se tratar de um modelo concentrado, os dados de entrada têm que ser médias representativas para toda a bacia em estudo.

Os dados de precipitação foram tratados utilizando os algoritmos desenvolvidos por Gomes (2019), assim como a realização do cálculo da chuva média através do Método de Thiessen. Sendo o tempo de concentração da bacia do Capibaribe da ordem de 1 dia não foi aplicado nenhum procedimento à redistribuição temporal das precipitações.

Para os dados de evapotranspiração foram realizadas as médias aritméticas com os dados das normais climatológicas dos postos do INMET localizados dentro da área de cada sub-bacia ou do posto mais próximo localizado em área de clima predominante.

A subdivisão da bacia é realizada através da ferramenta GRASS presente no *software* QGIS, a partir da execução da seguinte sequência de algoritmos: 1- *R.fill.dir* (retira as depressões do MDE); 2- *R.watershed* (Gera os arquivos matriciais da rede de drenagem, sub-bacias e direção de drenagem); 3- *R.to.vect* (Vetorização dos arquivos matriciais gerados); 4- *R.water.outlet* (Delimitação das sub-bacias a partir da direção de drenagem e localização dos postos fluviométricos); e 5- *R.to.vect* (Vetorização dos arquivos matriciais gerados).

O parâmetro S é calculado a partir da média ponderada do valor do CN de cada unidade de área da bacia (Eq. 55), como mostrado no item 3.3.2.1. Um *plug in* foi desenvolvido para executar esta etapa no QGIS, utilizando mapeamento de solos de Pernambuco na escala 1:100.000 elaborado pela EMBRAPA.

Finalizada a fase de pré-processamento, o modelo CAWM IV é executado utilizando planilhas de cálculo do *Microsoft Office Excel* ou programa desenvolvido em linguagem Python. Para evitar período de aquecimento do modelo é necessário ajustar o estado inicial dos reservatórios a partir da observação dos dados de vazão

registradas nos primeiros dias do período analisado. No caso de rios temporários a inicialização no período de vazão nula é recomendada.

### 3.3.2.3 Calibração

A calibração no CAWM IV é feita utilizando a ferramenta Solver, presente no *Microsoft Office Excel*, ou biblioteca disponibilizada com diferentes métodos de otimização para a versão programada em Python. O Solver dispõe de três algoritmos de otimização, sendo o GRG Não Linear (*Generalized Reduced Gradient*) o utilizado pelo modelo. Esse algoritmo é comumente utilizado para a otimização de problemas não-lineares. Em geral a calibração tem sido alcançada em até 20 iterações (CIRILO *et al.*, 2020). O fato de que o método GRG não necessariamente levar ao ótimo global recomenda que se faça análise de sensibilidade da solução obtida. A alternativa de utilizar o algoritmo *Evolutionary*, baseado em processos genéticos, não acrescentou ganho na otimização quando tentada, de modo que o GRG tem sido o procedimento padrão. Quanto à versão programada em *Python* ainda se encontra em aprimoramento das rotinas de calibração e não foi utilizada neste trabalho.

A otimização é realizada no Solver a partir da inserção da função-objetivo (função a ser maximizada, minimizada ou de valor fixo determinado), células variáveis (variáveis de decisão, no caso os parâmetros que serão modificados em prol da função-objetivo) e restrições (limites máximos e mínimos das variáveis de decisão).

A função-objetivo recomendada por Cirilo *et al.* (2020), indicada na Equação (56) procura maximizar o valor do coeficiente de Nash-Stucliffe (NSE) e minimizar o somatório das diferenças entre a vazão observada ( $Q_{obs}$ ) e a vazão calculada ( $Q_{calc}$ ):

$$F = \frac{NSE_{sqrtQ} \cdot 10^6}{\sum_{abs}(Q_{obs} - Q_{calc})} \quad (56)$$

As variáveis de decisão consideradas são os parâmetros calibráveis  $K_s$  e  $K_L$ . Como restrições, esses valores devem ser menores que um e maiores que zero.

### 3.4 COEFICIENTES DE EFICIÊNCIA

A performance dos modelos SWAT e CAWM IV se deu por meio de análise gráfica dos hidrogramas e dos coeficientes de eficiência que foram definidos. Essa análise visa avaliar a qualidade dos resultados na calibração e validação, comparando-se dados de vazão gerados pelos modelos quando comparados com os dados observados.

Dessa forma, tomando como base estudos indicados na literatura (CARVALHO NETO, 2018; DJEBOU, 2019; VIANA, 2019; YANG *et al.*, 2019), o modelo foi avaliado através dos seguintes indicadores de eficiência: Percentual de Tendência – PBIAS, Equação (57); Coeficiente de Nash-Stucliffe – NSE, Equação (58); e Coeficiente de determinação -  $R^2$ , Equação (59). Cirilo *et al.* (2020) utilizaram mais alguns indicadores de performance, como transformadas do NSE.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q^{obs} - Q^{sim})}{\sum_{i=1}^n (Q^{obs})} \times 100 \quad (57)$$

$$NSE = 1 - \left( \frac{\sum_{i=1}^n (Q^{obs} - Q^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q^{obs} - \overline{Q^{obs}})^2} \right) \quad (58)$$

$$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}}) \times (Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{sim} - \overline{Q_i^{sim}})^2}} \right)^2 \quad (59)$$

Onde  $Q^{obs}$  é a vazão observada,  $\overline{Q^{obs}}$  é a média da vazão observada,  $Q^{sim}$  é a vazão simulada e  $\overline{Q^{sim}}$  é a média da vazão simulada.

O PBIAS mede a tendência média de cada período simulado, seja maior ou menor que sua contraparte observada (MORIASI *et al.*, 2007). Quanto menor o valor, melhor o ajuste, com o zero representando uma simulação perfeita do evento observado. Os valores positivos dessa função objetivo indicam uma tendência de subestimação dos dados simulados, enquanto os negativos indicam superestimação (VENZON, PINHEIRO e KAUFMANN, 2018).

O NSE é um medidor estatístico adimensional que indica o quanto a simulação é melhor predictor que a média dos valores observados (MEDIERO, GARROTE e

MARTÍN-CARRASCO, 2011). Pode variar de  $-\infty$  a 1, onde 1 representa um ajuste perfeito.

O  $R^2$  varia entre 0 e 1, sendo quanto mais próximo de um maior indicativo de linearidade da relação entre dados observados e simulados. Apresentando grande sensibilidade em eventos extremos, o  $R^2$  se mostra insensível a diferenças proporcionais entre os eventos observados e simulados (MORIASI *et al.*, 2007).

A faixa de valores considerados satisfatórios para avaliar o desempenho dos modelos SWAT e CAWM IV seguiu a classificação sugerida por Moriasi *et al.* (2007), que leva em consideração a avaliação da modelagem em uma frequência mensal. A classificação de eficiência é exposta na Tabela 6. Para simulações diárias valores de NSE superiores a 0,36 ainda podem ser considerados satisfatórios.

Tabela 6 - Classificação dos coeficientes de eficiência da modelagem realizada pelo SWAT e CAWM IV.

<b>Classificação</b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>NSE</b>	<b>PBIAS</b>
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	$R^2 \leq 0,60$	$NSE \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

Fonte: A Autora (2020).

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

### 3.5 COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS

A comparação das performances entre os modelos CAWM IV e SWAT no presente trabalho se dá por meio da calibração de seis eventos, dispostos na Tabela 7, entre as quatro estações fluviométricas estudadas nesse trabalho.

A escolha dos eventos se baseia em análise realizada nos trabalhos de Cirilo *et al.* (2020) e Gomes (2019) para a bacia do Capibaribe. Ambos os estudos avaliaram a performance do CAWM IV para diversos eventos de cheia. Foram escolhidos, dentre esses, aqueles que alcançaram melhores coeficientes estatísticos entre o intervalo disponível para simulação no SWAT (1986-2019). Os resultados apresentados nesses trabalhos são utilizados para realizar a comparação entre os modelos.

A calibração dos eventos com o SWAT é feita através do SWAT-CUP em escala diária, de maneira independente entre os eventos, com os mesmos dados de entrada e parâmetros calibráveis utilizados para a simulação mensal anteriormente realizada.

Tabela 7 - Eventos avaliados, em escala diária, com os modelos CAWM IV e SWAT.

<b>Evento</b>	<b>Início</b>	<b>Fim</b>
Toritama	15/05/1989	12/10/1989
Limoeiro (a)	11/01/1986	11/7/1986
Limoeiro (b)	12/02/2004	02/12/2004
Paudalho (a)	21/05/1986	26/10/1986
Paudalho (b)	13/10/2003	16/11/2004
São Lourenço da Mata	12/09/2003	15/08/2004

Fonte: A autora (2020).

### 3.6 APORTE DE SEDIMENTOS NAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO DOS RESERVATÓRIOS

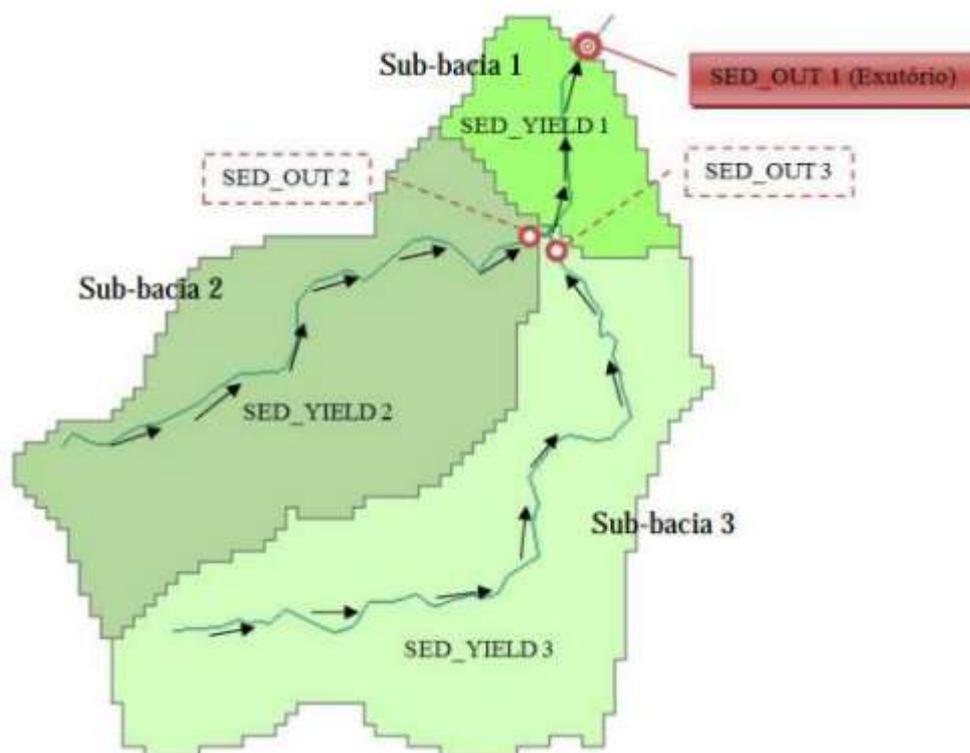
O aporte de sedimentos é estimado pelo SWAT na bacia através da Equação Universal Modificada de Perda do Solo (a Eq. 22 do item 3.3.1.1.1), como descrito nos trabalhos de Arnold *et al.* (2012), Uzeika (2009) e Viana (2019) e será brevemente discutido nesse item.

A equação é aplicada para cada URH que compõe as sub-bacias. O somatório do aporte em cada URH da sub-bacia compõe o aporte de sedimentos total dessa sub-bacia. Em sequência, baseado na teoria de Transporte de Carga no leito (BAGNOLD, 1977), esses sedimentos gerados nas URHs chegam ao canal de drenagem da sub-bacia e são propagados. Essa propagação considera os processos de erosão e deposição na calha fluvial. Quando alcança o canal principal, a carga de sedimentos produzida é somada até chegar no exutório final, que pode ser o exutório da própria bacia, uma barragem ou um posto de monitoramento. Essa soma é a produção total de sedimentos para aquele ponto.

Uzeika (2009) ilustrou o processo de aporte e produção de sedimentos realizados pelo modelo SWAT (Figura 7). De acordo com o exemplo do autor, o aporte de sedimentos para a sub-bacia 2 é o SED\_YIELD 3. Logo após encontrar o canal de drenagem ocorre a propagação desse aporte até o exutório. No entanto, na saída de cada sub-bacia existem pontos de controle intermediários que estimam a produção de

sedimentos em cada sub-bacia. Voltando ao exemplo, para a sub-bacia 3 essa estimativa é o SED\_OUT 3. Na sub-bacia 1 o canal principal tem quatro fontes de contribuição de sedimentos: as produções de sedimentos das sub-bacias 2 e 3 (SED\_OUT 2 e SED\_OUT 3), o aporte de sedimentos da sub-bacia 1 (SED\_YIELD 1) e a erosão do canal. O aporte de sedimentos é dado em toneladas por hectare (t/ha) e a produção de sedimentos em toneladas.

Figura 7 - Esquema dos processos de aporte e produção de sedimentos realizado pelo SWAT.



Fonte: Uzeika (2009).

A estimativa do aporte de sedimentos total e anual dos reservatórios de Poço Fundo, Jucazinho, Carpina, Tapacurá e Goitá foi realizada a partir da análise das estimativas de produção de sedimentos de cada sub-bacia localizada dentro das áreas de contribuição de cada reservatório, tendo como base o fator de transporte de sedimentos, constituído da relação entre a quantidade de sedimentos que sai e entra na sub-bacia, dado pela Equação 59.

$$F = \frac{\text{SED\_OUT}}{\text{SED\_IN}} \quad (59)$$

A área de contribuição de cada reservatório leva em consideração a existência do reservatório a montante, sendo desconsideradas no reservatório a jusante as sub-bacias que já pertencem a área de contribuição ao reservatório situado a montante. O exutório final definido para cada reservatório é a área onde está localizada a barragem.

Dessa forma, foram consideradas as estimativas anuais de produção de sedimentos para todo o período de existência do reservatório entre os anos simulados pelo SWAT. Os dados anuais das estimativas de vazão e precipitação da área também foram levados em consideração, visto que a carga de sedimentos transportada pode ser diretamente relacionada com essas duas componentes.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

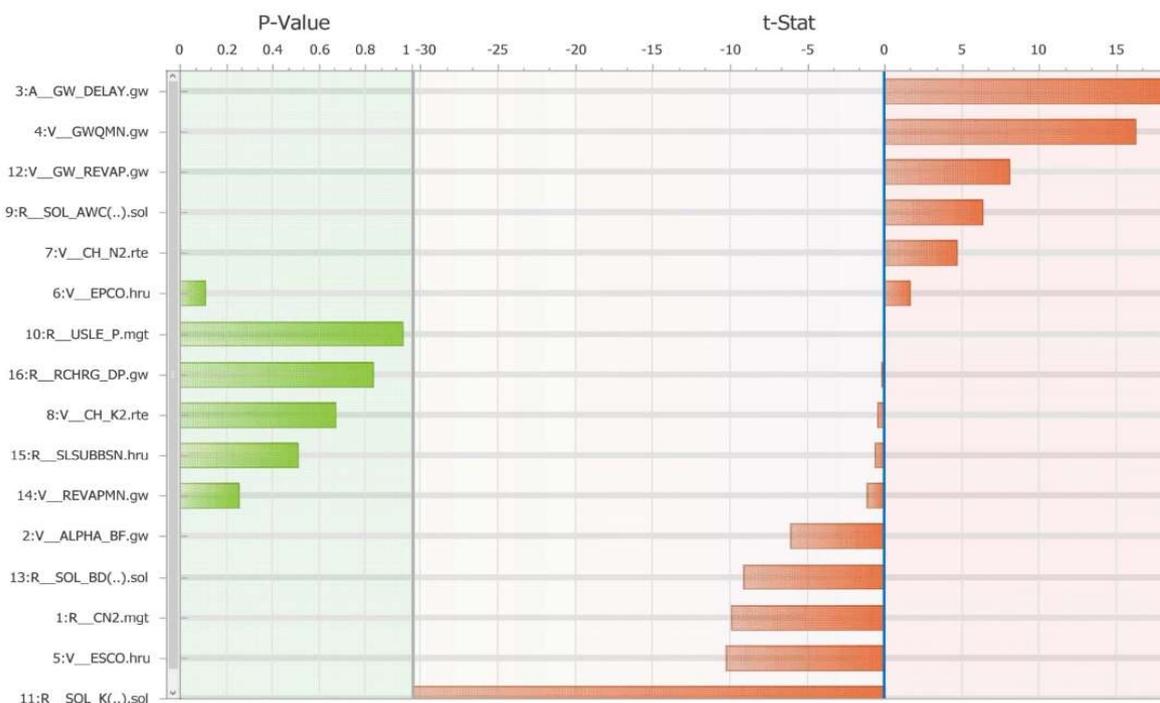
No presente capítulo são apresentados os resultados obtidos para a análise de sensibilidade obtida através do SWAT-CUP, a calibração e validação das estações em escala mensal com o SWAT, a comparação do desempenho, em escala diária, dos modelos SWAT e CAWM IV, além da estimativa do aporte de sedimentos depositados nos reservatórios em estudo. As devidas discussões sobre os resultados também se encontram neste capítulo.

### 4.1 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

O resultado da análise de sensibilidade considerando todas as sub-bacias que compõe a bacia do Capibaribe, realizada pelo SWAT-CUP através da ferramenta *Sensitivity Analysis*, para a simulação não calibrada é mostrada na Figura 8. Essa análise considerou todos os 15 parâmetros definidos no item 3.3.1.5 e, conforme ilustrado na figura, indica a ordem de acordo com o grau de sensibilidade de cada um.

A partir dela, foram identificados 11 parâmetros relevantes para o caso de estudo, para realização da calibração da vazão na bacia (Tabela 8).

Figura 8 - Sensibilidade dos parâmetros obtida através do SWAT-CUP.



Fonte: A Autora (2020).

Apesar de não ter apresentado alta sensibilidade, o parâmetro GWQMN foi considerado para calibração, visto a relevância desse parâmetro para estudos realizados em bacias da região Nordeste (ARAGÃO *et al.*, 2013; CARVALHO NETO, 2018; CASTRO, 2013; PAZ *et al.*, 2018; SANTOS, 2015; VIANA, 2019).

Tabela 8 - Parâmetros utilizados para a calibração da vazão.

Parâmetro	Método	Intervalos de variação
CN2	r	-0.1 a 0.1
ALPHA_BF	v	0 a 1
GW_DELAY	a	-30 a 60
GWQMN	a	-100 a 100
EPCO	v	0 a 1
ESCO	v	0 a 1
CH_N2	v	0.0 a 0.3
CH_K2	v	0.0 a 5.0
SOL_AWC	r	-0.25 a 0.25
SOL_K	r	-25 a 25
GW_REVAP	v	0 a 0.2

Fonte: A Autora (2020).

A análise de sensibilidade pode ser realizada também de forma concomitante à calibração, sendo a função-objetivo definida pelo usuário aplicada a cada parâmetro em cada simulação realizada. Dessa forma, pode-se avaliar a sensibilidade dos 11 parâmetros em cada sub-bacia processada, levando em consideração as sub-bacias pertencentes à região de influência de cada estação. Os valores de *t-status* e *p-value* correspondentes às sub-bacias onde as estações fluviométricas estão localizadas são indicados nas Tabelas 9 e 10.

Em cada sub-bacia a ordem de sensibilidade mostrou diferentes resultados para o conjunto de parâmetros considerados. Isso indica que cada sub-bacia possui características próprias.

Os parâmetros GW\_DELAY e GW\_REVAP, relacionados aos aquíferos rasos e subterrâneos, são mais significativos nas sub-bacias das estações de Toritama e Limoeiro. O GW\_REVAP apresenta também alta significância para a sub-bacia da estação de Paudalho. Já o parâmetro ALPHA\_BF se mostra sensível nas quatro sub-bacias.

O CH\_N2, relacionado ao coeficiente de Manning do canal, é um dos parâmetros mais sensíveis nas quatro sub-bacias, com alto grau de sensibilidade, de acordo com os valores de *p-value*. O parâmetro de condutividade hidráulica efetiva do canal (CH\_K2) apresenta baixa sensibilidade apenas em uma das sub-bacias.

O CN2 influencia na estimativa do escoamento superficial e apresentou *p-value* maior do que o limite considerado para esse trabalho apenas na sub-bacia referente à estação de São Lourenço da Mata. A presença do CN2 no conjunto de parâmetros de maior sensibilidade já é esperada, visto que dificilmente os valores *default* do SWAT se enquadram às características dos solos brasileiros.

Os parâmetros SOL\_AWC e SOL\_K, relacionados a características físicas do solo, desempenham função semelhante ao CN2, possuindo significativa relevância nas quatro sub-bacias.

A sensibilidade apresentada pelo parâmetro ESCO distingue a importância do processo de evaporação do solo. Por outro lado, a relevância do EPCO salienta a significância da retirada de água pelos vegetais das camadas inferiores do solo para a estimativa de vazão.

Tabela 9 - Sensibilidade dos parâmetros selecionados após análise do modelo SWAT para as estações de Toritama e Limoeiro.

Parâmetro	Toritama		Limoeiro	
	t-status	p-value	t-status	p-value
CN2	-14.897988	0.000000	-7.132284	0.000000
ALPHA_BF	-4.121187	0.000044	-5.224627	0.000000
GW_DELAY	2.386613	0.017388	5.803713	0.000000
GWQMN	0.209305	0.834298	-0.483302	0.629100
ESCO	-7.585613	0.000000	-6.214216	0.000000
EPCO	3.047428	0.002435	2.698952	0.007200
CH_N2	5.620775	0.000000	-7.132284	0.000000
CH_K2	-1.298967	0.194575	-7.818715	0.000000
SOL_AWC	1.145925	0.252394	2.397403	0.016891
SOL_K()	-34.568847	0.000000	-34.794607	0.000000
GW_REVAP	18.393859	0.000000	14.191828	0.000000

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 10 - Sensibilidade dos parâmetros selecionados após análise do modelo SWAT para as estações de Paudalho e São Lourenço da Mata

Parâmetro	Paudalho		São Lourenço	
	t-status	p-value	t-status	p-value
CN2	-7.181290	0.000000	-1.379425	0.168402
ALPHA_BF	-6.037845	0.000000	-3.881151	0.000118
GW_DELAY	-1.103680	0.270282	-0.416865	0.676962
GWQMN	-0.113011	0.910069	-0.678422	0.497829
ESCO	-1.630668	0.103612	-0.085470	0.931923
EPCO	3.881716	0.000118	1.008880	0.313537
CH_N2	9.953521	0.000000	9.774773	0.000000
CH_K2	0.058692	0.953221	2.219344	0.026927
SOL_AWC	6.114890	0.000000	2.451695	0.014572
SOL_K()	-40.211997	0.000000	-36.767608	0.000000
GW_REVAP	10.783802	0.000000	-0.314332	0.753405

Fonte: A Autora (2020).

## 4.2 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

### 4.2.1 Parâmetros ajustados

A seleção de parâmetros definida através da análise de sensibilidade foi utilizada para a calibração automática pelo SWAT-CUP. Esse processo parte do ajuste desse conjunto de parâmetros para ajustar a vazão simulada à observada.

Os parâmetros ajustados foram obtidos após algumas simulações, entre uma e duas, com 500 iterações para os dados de cada uma das quatro estações fluviométricas. A cada simulação, novos rankings e intervalos dos parâmetros eram sugeridos pelo modelo. Os valores ajustados para os parâmetros ao final do processo de calibração nas áreas de contribuição de cada estação são mostrados nas Tabela 11 e 12.

O processo de calibração automática para a estação de São Lourenço da Mata originou valores mais divergentes em alguns parâmetros em comparação com as demais estações, a exemplo do observado com ALPHA\_BF, GWQMN, EPCO e GW\_REVAP. O aumento do CN2 indica o acréscimo do escoamento superficial em toda a região de contribuição dessa estação. O mesmo comportamento ocorre na região de contribuição de Limoeiro. Isso é esperado por se tratar da transição entre o Agreste, mais seco, e a Mata Norte, região mais úmida.

Tabela 11- Parâmetros ajustados para as áreas de contribuição das estações fluviométricas para os anos de 1986 a 1998.

<b>Parâmetro</b>	<b>Toritama</b>	<b>Limoeiro</b>	<b>Paudalho</b>	<b>São Lourenço da Mata</b>
CN2	-0.002600	0.069478	0.092600	0.104517
ALPHA_BF	0.363000	1.016720	0.747000	0.307739
GW_DELAY	44.790005	-31.542976	37.230003	11.604406
GWQMN	-92.599998	-82.751091	-95.400002	23.451265
ESCO	0.205000	0.057836	0.129000	0.183346
EPCO	0.163000	0.639185	0.495000	1.041550
CH_N2	0.198900	0.210804	0.029700	0.362579
CH_K2	2.275000	2.879776	4.375000	7.118314
SOL_AWC	0.189500	0.341534	0.070500	-0.032382
SOL_K ( )	-0.750000	-17.096769	24.350000	20.120796
GW_REVAP	0.144200	0.240700	0.081400	-0.030693

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 12 - Parâmetros ajustados para as áreas de contribuição das estações fluviométricas para os anos de 1999 a 2019.

<b>Parâmetro</b>	<b>Toritama</b>	<b>Limoeiro</b>	<b>Paudalho</b>	<b>São Lourenço da Mata</b>
CN2	-0.188152	0.008727	-0.005536	0.092200
ALPHA_BF	-0.111454	-0.142974	0.450243	0.095000
GW_DELAY	-7.368871	6.391771	38.576271	38.310001
GWQMN	128.942535	-19.483246	126.298958	-28.999998
ESCO	0.594118	-0.290455	0.247631	0.601000
EPCO	0.583788	0.464968	-0.009185	0.035000
CH_N2	0.177063	0.149053	0.289867	0.290100
CH_K2	2.395401	2.842496	3.905274	4.595000
SOL_AWC	0.414109	-0.343554	-0.075990	-0.089500
SOL_K ( )	-27.367779	-5.683979	-10.236201	-9.349999
GW_REVAP	0.160454	0.162891	0.175568	0.018600

Fonte: A Autora (2020).

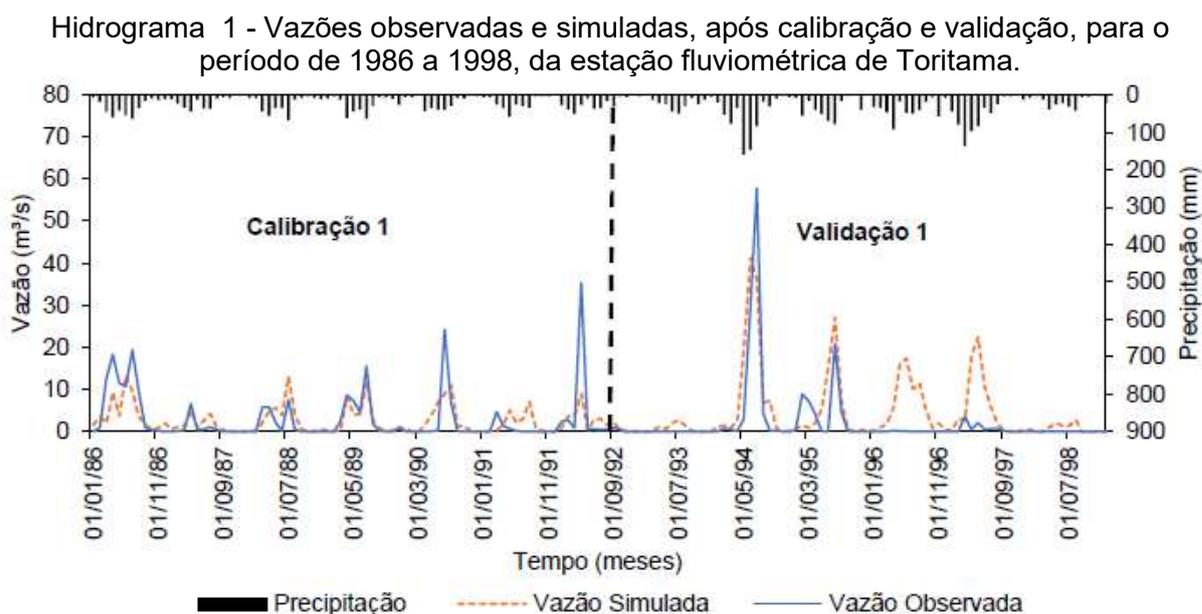
O aumento dos valores de ALPHA\_BF, GW\_DELAY, GWQMN e GW\_REVAP indicam a intensificação do retardo e armazenamento do fluxo de base na região de contribuição das estações. Já o aumento do parâmetro ESCO, que ocorre em três das quatro estações, contribui para a intensificação da evapotranspiração. A redução dos parâmetros SOL\_AWC e SOL\_K contribui para diminuição dos picos dos valores simulados. Os valores de CH\_K2 mostram uma representatividade da perda de água por infiltração ao longo da calha fluvial.

Através dos ajustes dos parâmetros citados, foi possível a melhora do hidrograma simulado em relação ao observado. Os hidrogramas das vazões simuladas e observadas, após calibração e validação, são apresentados nos itens que se seguem.

#### 4.2.2 Estação fluviométrica de Toritama

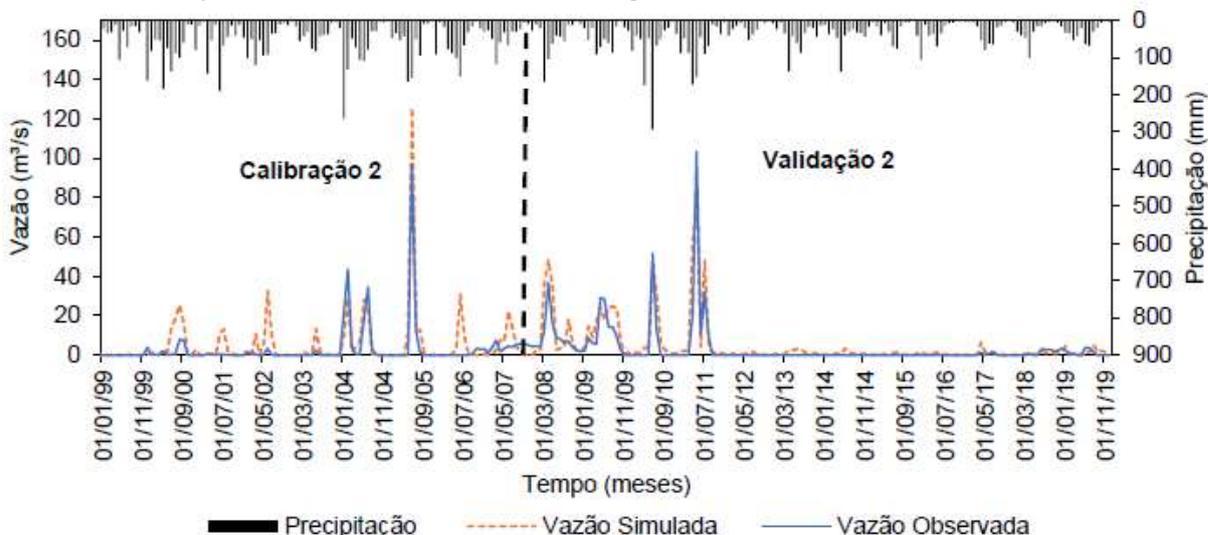
As vazões observadas e simuladas para a área de contribuição da estação fluviométrica de Toritama, após calibração e validação com o SWAT, podem ser observados nos Hidrogramas 1 (1986-1998) e 2 (1999-2019).

O ajuste se mostrou satisfatório para o período de calibração 1. Entretanto, como pode ser observado através do Gráfico 1(a) de dispersão, para as vazões maiores que  $5\text{m}^3/\text{s}$  houve uma alta dispersão, onde a simulação resultou em vazões ora superestimadas e ora subestimadas. Já o comportamento durante a validação mostrou-se adequado para grandes valores de vazão. Porém, fica saliente, pela observação do Hidrograma 1, a superestimativa dos meses de Maio a Outubro de 1996 e Abril e Setembro de 1997. O Gráfico 1(b) também aponta a tendência da simulação na superestimativa de baixas vazões.



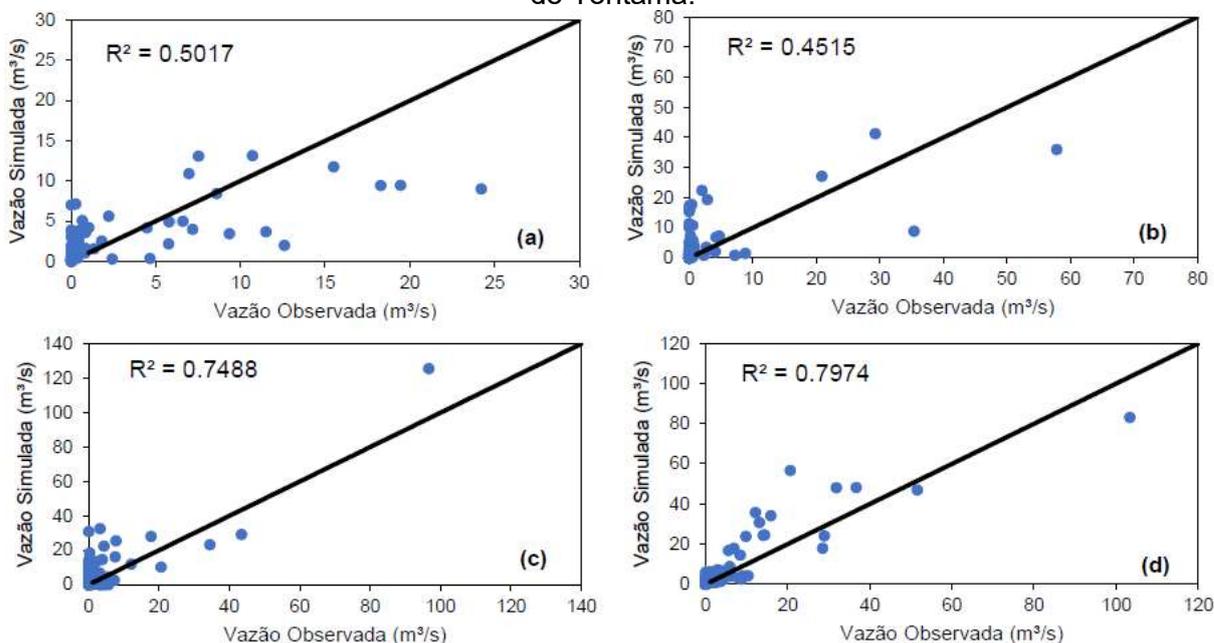
Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 2 -Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Toritama.



Fonte: A Autora (2020).

Gráfico 1 - Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Toritama.



Fonte: A Autora (2020).

Os coeficientes de eficiência estatística obtidos após a calibração e validação dos períodos analisados estão dispostos na Tabela 13. Em ambos os períodos de calibração os coeficientes apresentaram valores dentro dos intervalos de satisfatoriedade para  $R^2$ , 0.502 e 0.749 para a calibração 1 e calibração 2, respectivamente, e para NSE, 0.499 e 0.743 para calibração 1 e calibração 2,

respectivamente. O mesmo comportamento é observado para a validação 2. Já na validação 1, a resposta do modelo mostrou valores insatisfatórios.

O PBIAS negativo aponta a tendência de superestimativa do modelo de muitos pontos de vazões observadas, especialmente nos períodos de validação 1 e calibração 2.

Deve ser registrado que o reservatório de Poço Fundo, estando localizado a montante da estação fluviométrica, afeta as vazões registradas nesta estação a partir do ano de 1987, quando a barragem entrou em operação. Assim, é natural que os indicadores estatísticos tenham valores de qualidade inferior a partir de então.

Tabela 13 - Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Toritama.

<b>Período</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NSE</b>	<b>PBIAS</b>
Calibração 1	0.502	0.499	0.900
Validação 1	0.452	0.321	-85.903
Calibração 2	0.749	0.541	-73.900
Validação 2	0.797	0.743	-43.803

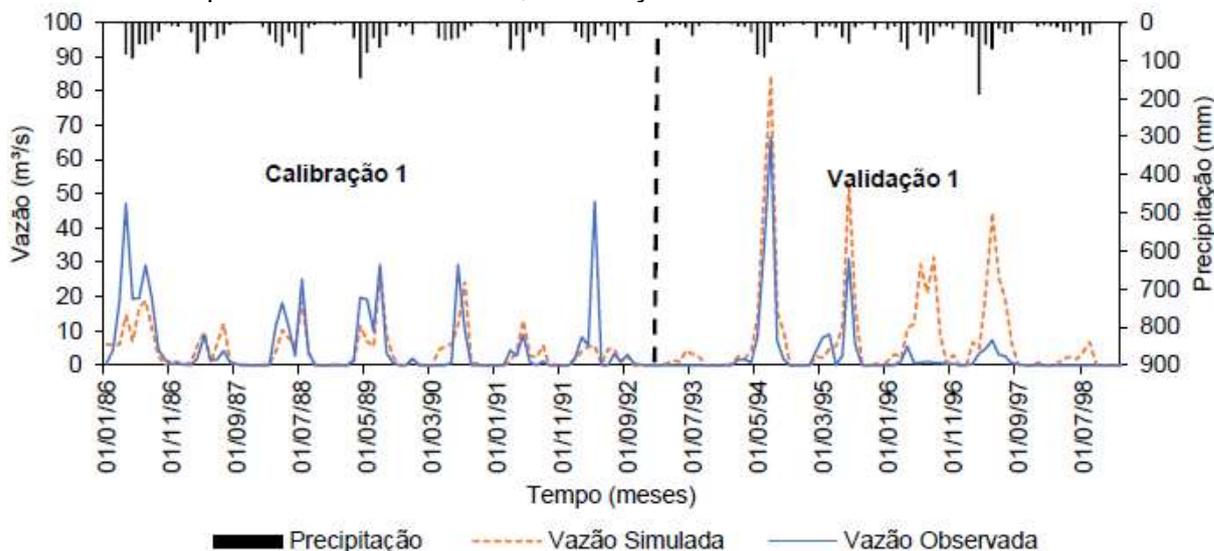
Fonte: A Autora (2020).

#### 4.2.3 Estação fluviométrica de Limoeiro

O ajuste realizado para a área de contribuição da estação de Limoeiro é mostrado através dos Hidrogramas 3 e 4, para os períodos de 1986 a 1998 e 1999 a 2019, respectivamente. Ambos apresentam as vazões simuladas e observadas após a calibração e validação do modelo.

No Hidrograma 3 percebe-se a subestimativa dos picos de vazão pelo modelo após calibração. Essa constatação se confirma através da análise do gráfico de dispersão do período (Gráfico 2(a)), onde é demonstrado, com exceção de poucos pontos, a tendência do modelo em subestimar a vazão observada durante o período. Na validação, ainda no Hidrograma 3, a tendência contrária é observada. Percebe-se que o modelo superestimou tanto as vazões máximas quanto alguns períodos de vazões mínimas. Através do Gráfico 2(b), é visto que boa parte dos valores entre 0 e 10 m<sup>3</sup>/s são superestimados, assim como o pico de vazão do período, representado pelo ponto mais distante do gráfico.

Hidrograma 3 - Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de Limoeiro.

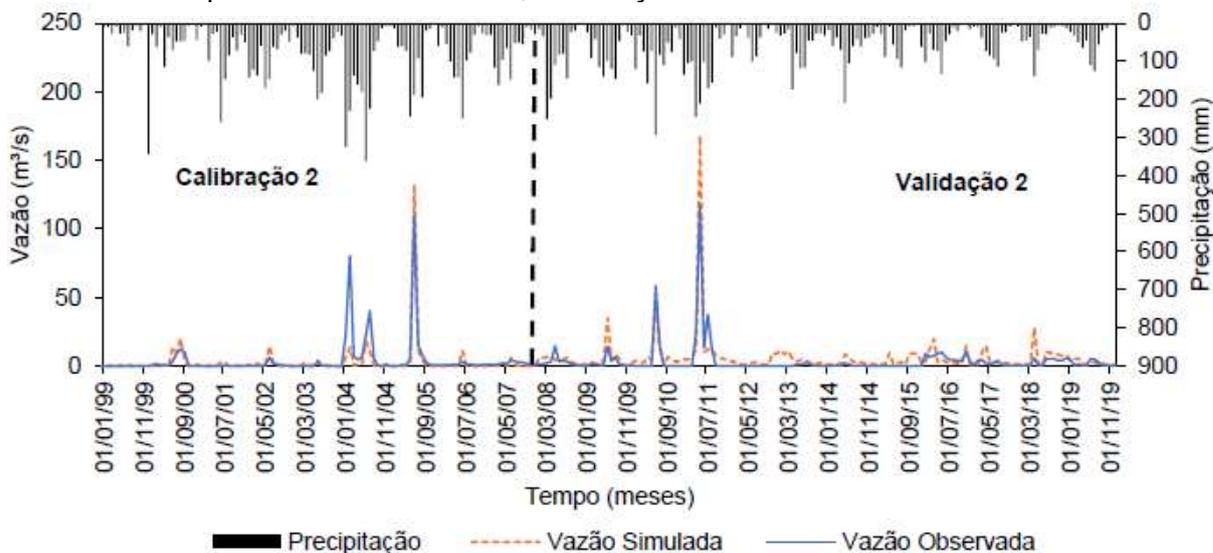


Fonte: A Autora (2020).

O período de calibração mostrado no Hidrograma 4 apresentou boa conformidade entre as vazões observadas e simuladas. Conforme nota-se no Gráfico 2(c), existe baixa dispersão entre os dados. No entanto, alguns picos de vazão, como do mês de Junho de 2005, foram superestimados. Na validação, o comportamento de superestimativa dos picos de vazão de mantiveram. A exemplo dos meses de Junho de 2009 e Maio de 2011. As baixas vazões também, no geral, foram superestimadas pelo modelo, como pode ser observado pelo final do período de validação do Hidrograma 4. Porém, a densidade de pontos próximos a origem do Gráfico 2(d) indica um baixo grau de dispersão entre os valores de vazão observados e simulados na validação.

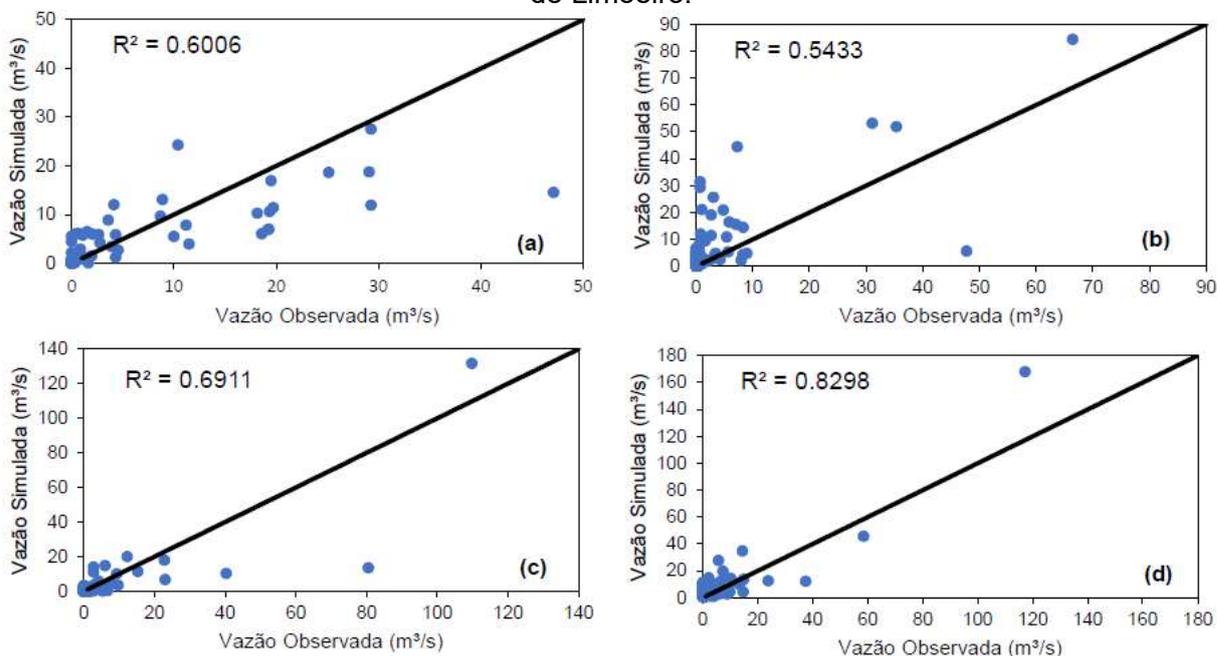
Dois aspectos devem ser observados a respeito das vazões mais baixas. O primeiro é que os modelos generalistas normalmente têm dificuldade de representar as vazões baixas e nulas. O 2º. é o efeito dos reservatórios, que no semiárido retêm essas vazões mais reduzidas. No caso da estação Limoeiro o efeito de armazenamento preponderante ocorre no reservatório de Jucazinho, que pelo seu porte afeta também as vazões de cheia a partir do início da operação em 1999.

Hidrograma 4 - Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Limoeiro.



Fonte: A Autora (2020).

Gráfico 2 - Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Limoeiro.



Fonte: A Autora (2020).

Os coeficientes estatísticos para a estação de Limoeiro (Tabela 14) apresentaram valores satisfatórios, exceto para o período de validação 1, onde o NSE obtido foi de 0.014. O resultado de NSE para a validação 1 evidencia a dificuldade do

modelo de simular as altas vazões, e juntamente com o valor do PBIAS negativo indica a tendência do modelo se superestimar os dados observados.

Tabela 14 - Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Limoeiro.

<b>Período</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NSE</b>	<b>PBIAS</b>
Calibração 1	0.601	0.571	17.969
Validação 1	0.543	0.014	-106.235
Calibração 2	0.691	0.672	25.765
Validação 2	0.830	0.646	-73.886

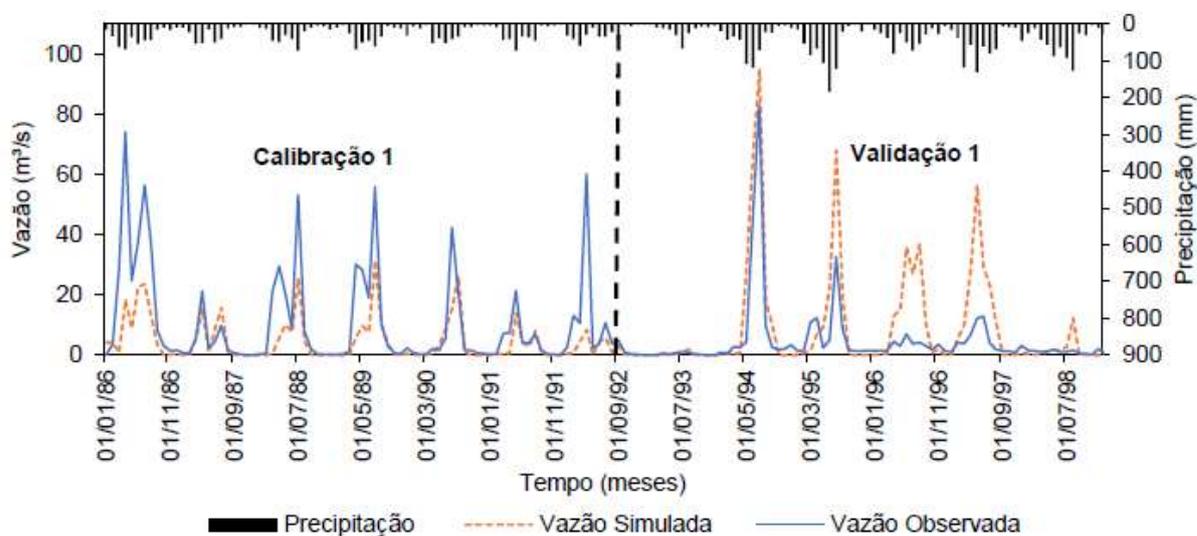
Fonte: A Autora (2020).

#### 4.2.4 Estação fluviométrica de Paudalho

Os períodos de calibração e validação ajustados para a área de contribuição da estação de Paudalho são dispostos nos Hidrogramas 5 e 6. No primeiro período de calibração (Hidrograma 5), é observada forte tendência à subestimativa dos picos de vazão. Este fato é confirmado ao se notar a dispersão dos valores no Gráfico 3(a). Já na validação, houve superestimativa das baixas vazões. No Gráfico 3(b) percebe-se que boa parte dos dados entre 0 e 20 m<sup>3</sup>/s são superestimados pelo modelo.

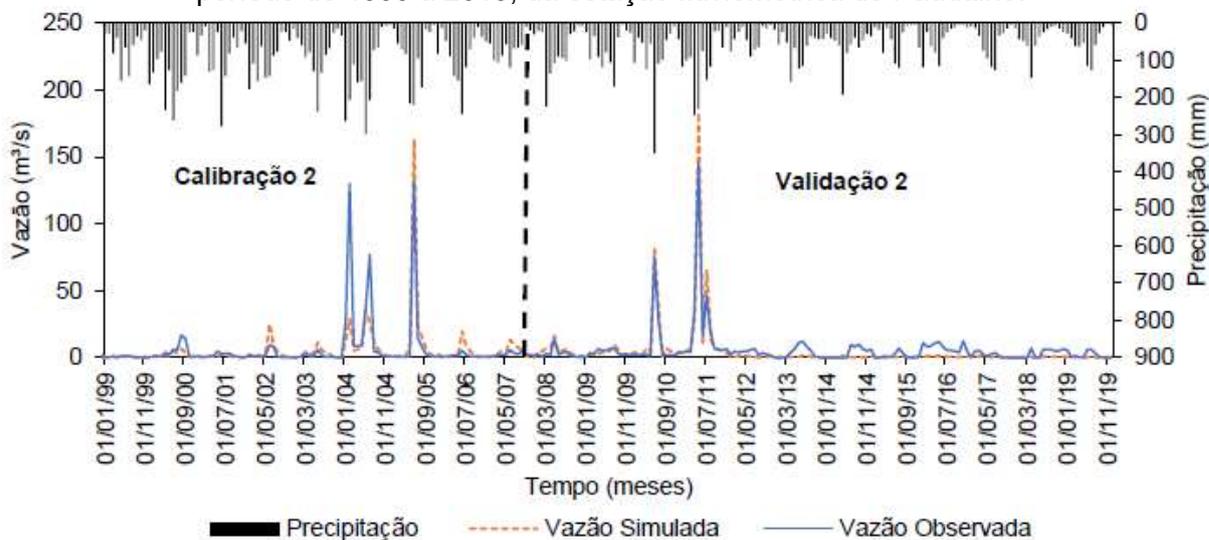
O segundo período de ajustes, apresentado no Hidrograma 6, mostra que as vazões simuladas variam relativamente bem tanto na calibração quanto na validação. No entanto, algumas superestimativas podem ser observadas na calibração, como em Junho de 2005. Na validação, o período das vazões entre os anos de 2012 e 2019 não foram bem representados pelo modelo. As vazões de pico do ano de 2011 foram superestimadas. Porém, os Gráficos 3(c) e 3(d) indicam uma baixa dispersão na calibração e validação, respectivamente, entre os valores de vazão simulados e observados.

Hidrograma 5 - Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1986 a 1998, da estação fluviométrica de Paudalho.



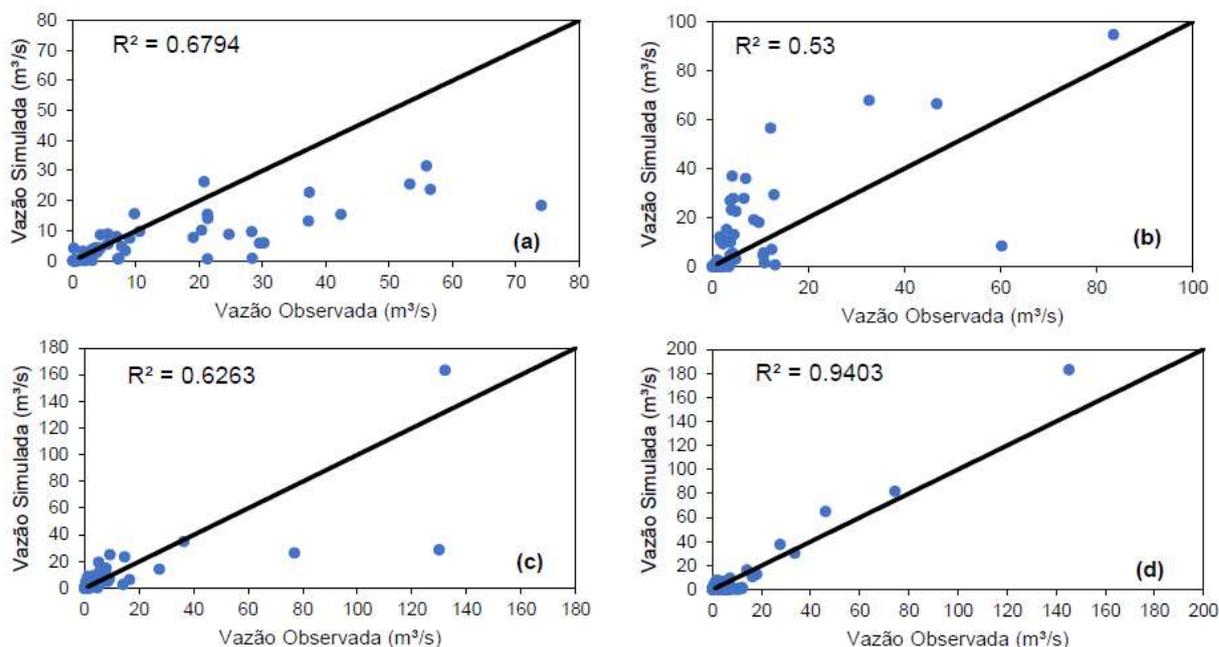
Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 6 - Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de Paudalho.



Fonte: A Autora (2020).

Gráfico 3 - dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de Paudalho.



Fonte: A Autora (2020).

Apesar da boa correlação obtida para os períodos de calibração 1 e validação 1, os valores de NSE alcançados são considerados insatisfatórios, segundo a classificação de Moriasi *et al.* (2007). O PBIAS positivo, para a calibração 1, reflete a tendência de subestimativa do modelo, enquanto o oposto ocorre na validação 1. Já na calibração e validação 2, todos os coeficientes estatísticos encontram-se nas faixas entre satisfatórios e muito bons. Os coeficientes de eficiência estatísticas para todos os períodos ajustados estão na Tabela 15.

Tabela 15 - Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de Paudalho.

Período	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS
Calibração 1	0.679	0.434	52.222
Validação 1	0.530	0.064	-53.700
Calibração 2	0.626	0.621	5.933
Validação 2	0.940	0.862	20.342

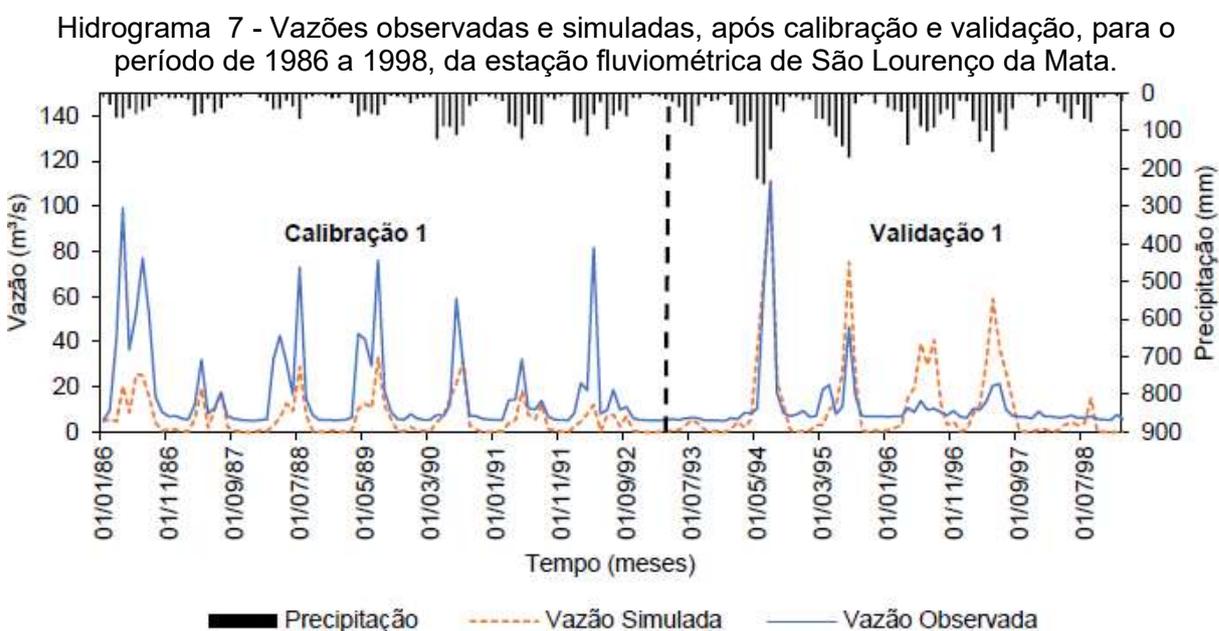
Fonte: A Autora (2020).

#### 4.2.5 Estação fluviométrica de São Lourenço da Mata

Os períodos de calibração e validação para ambas as séries ajustadas na área de contribuição da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata são apresentados

nos Hidrogramas 7 e 8. Bem como os gráficos de dispersão referentes a cada período estão representados no Gráfico 4.

No primeiro intervalo ajustado, o hidrograma de São Lourenço da Mata apresenta comportamento semelhante ao observado para a estação de Paudalho. Na calibração 1 (Hidrograma 6), o modelo tendeu a subestimar as altas vazões. Enquanto, mais uma vez, na validação 1, as baixas vazões do final do período foram superestimadas. O Gráfico 4(a) mostra significativa dispersão das estimativas realizadas para calibração, com forte tendência a subestimação. Já no Gráfico 4(b), é possível identificar a alta densidade de pontos superestimados entre as vazões observadas de 0 a 20m<sup>3</sup>/s.



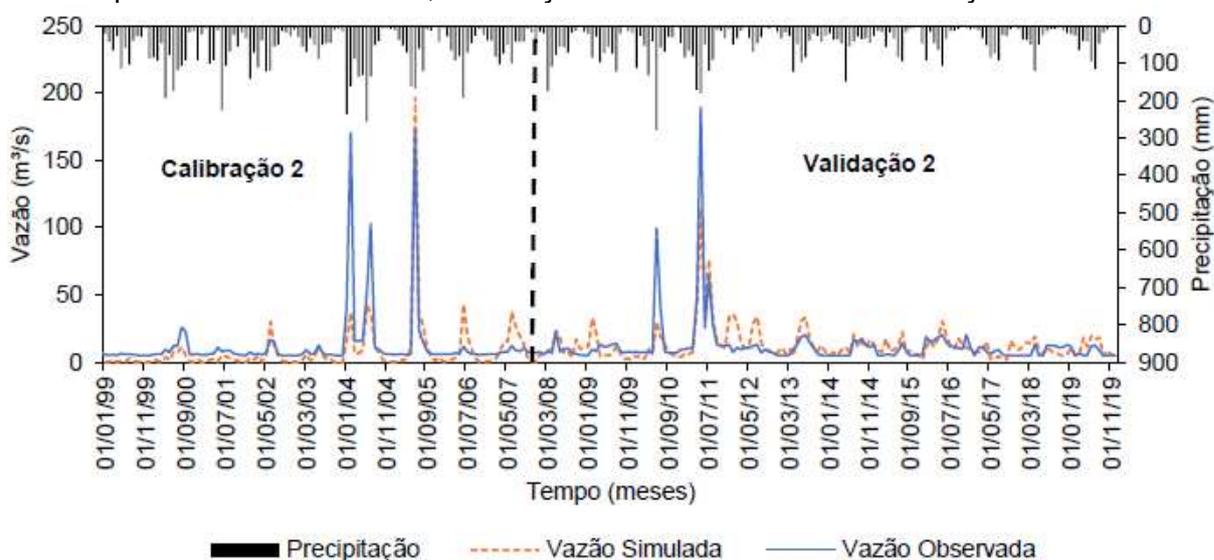
Fonte: A Autora (2020).

O período de calibração ilustrado no Hidrograma 8 apresenta, relativamente, bom ajuste entre os dados observados e simulados. No entanto, ocorreu significativa superestimativa das vazões de Junho de 2002 e 2006, Junho de 2005 e 2007. Também podem ser identificados, ainda na calibração, subestimativas das vazões de pico observadas em 2004. A dispersão mostrada no Gráfico 4(c) confirma essa análise.

A validação, ainda no Hidrograma 8, possuiu um relativo ajuste para os anos subsequentes a 2011. Porém, a alta densidade de pontos próximo a origem no Gráfico

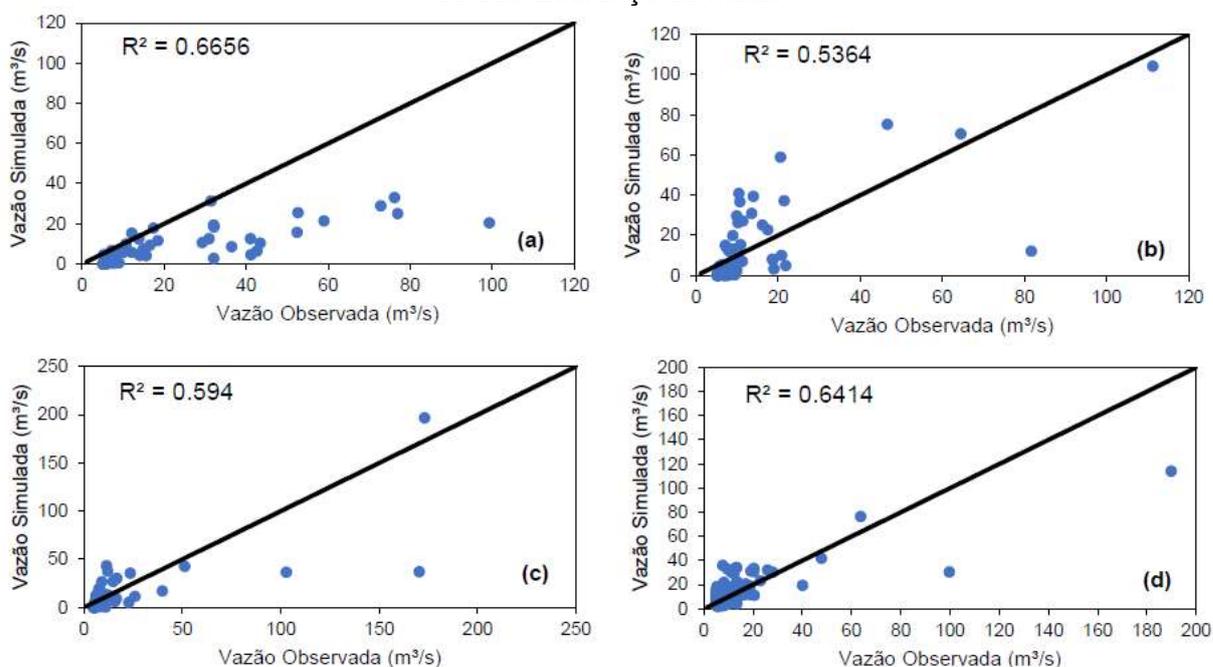
4(d) ressalta a tendência a boa estimativa as baixas vazões nesse período, com valores ajustados relativamente próximos aos observados.

Hidrograma 8 - Vazões observadas e simuladas, após calibração e validação, para o período de 1999 a 2019, da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata.



Fonte: A Autora (2020).

Gráfico 4 - Dispersão entre as vazões observadas e simuladas para os períodos de (a) calibração 1, (b) validação 1, (c) calibração 2 e (d) validação 2 para a estação fluviométrica de São Lourenço da Mata.



Fonte: A Autora (2020).

Os valores de NSE para os períodos de calibração e validação 1, 0.175 e 0.338, respectivamente, são considerados insatisfatórios segundo Moriasi *et al.* (2007). Porém, os bons valores obtidos para o  $R^2$  para calibração 1 e validação 1, 0.666 e 0.536, respectivamente, indicam boa correlação entre as séries de vazão simuladas e observadas. Já a calibração 2 e validação 2 resultam em valores de  $R^2$  e NSE (Tabela 15) dentro da faixa considerada satisfatória, de acordo com o mesmo autor. As estatísticas obtidas nos quatro períodos avaliados estão dispostas na Tabela 16.

Os baixos valores de NSE para os períodos de calibração e validação 1 podem estar relacionados às falhas existentes na série de dados dessa estação, que possuía dados de medição de vazão apenas a partir de 1996 e todo o período anterior da série de vazões foi obtida através de regressão linear com base em vazões específicas e precipitações ocorridas.

Tabela 16 - Coeficientes de eficiência para a estação fluviométrica de São Lourenço da Mata.

<b>Período</b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>NSE</b>	<b>PBIAS</b>
Calibração 1	0.666	0.175	63.680
Validação 1	0.536	0.338	12.415
Calibração 2	0.594	0.560	33.735
Validação 2	0.641	0.630	-8.132

Fonte: A Autora (2020).

A interpretação dos resultados obtidos para as vazões nos postos de Paudalho e São Lourenço da Mata é mais complexa porque as vazões registradas nestas estações sofrem a influência dos cinco reservatórios situados a montante. Uma análise mais detalhada é apresentada por Gomes (2019), que considerou as simulações hidrológicas a cada reservatório, o balanço hídrico nos mesmos e a simulação das vazões incrementais até cada estação a jusante.

#### 4.3 COMPARAÇÃO ENTRE CAWM IV E SWAT

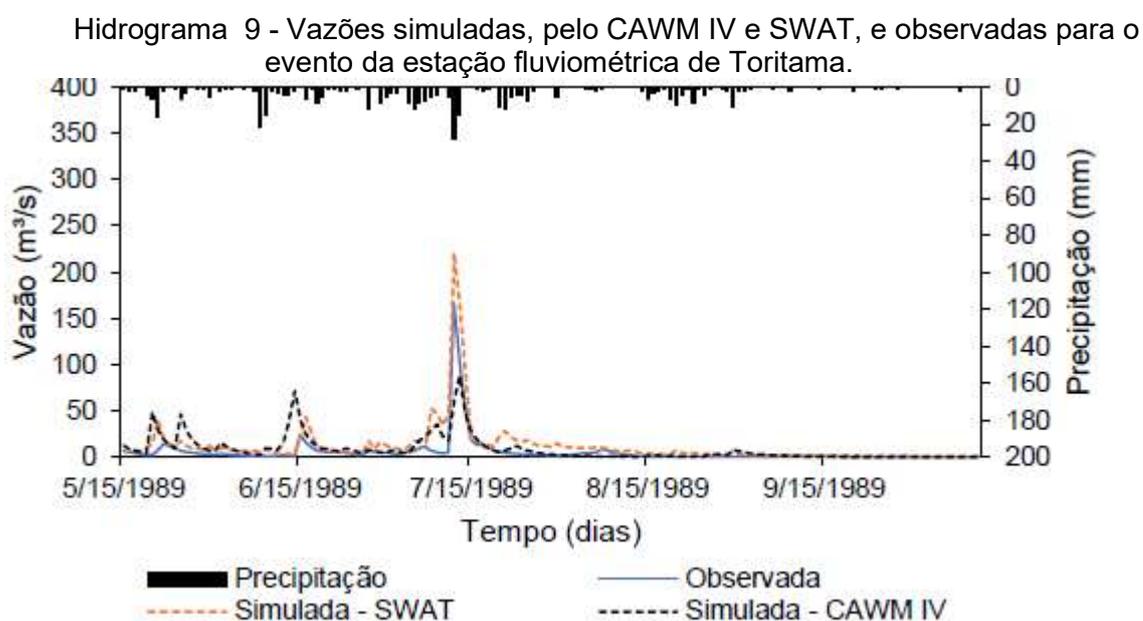
A avaliação de performance entre os modelos se deu por meio da comparação de seis eventos simulados entre as quatro estações: um evento na estação fluviométrica de Toritama (Hidrograma 9), dois eventos na estação de Limoeiro (Hidrogramas 10 e 11), dois eventos na estação de Paudalho (Hidrogramas 12 e 13) e um evento na estação de São Lourenço da Mata (Hidrograma 14). Nestes casos o passo de tempo da simulação foi diário.

Para o evento de Toritama, observou-se que ambos os modelos apresentaram dificuldade na representação dos dados observados. Enquanto a simulação com o SWAT superestimou o pico de vazão existente durante o período, o CAWM IV apresentou o comportamento contrário.

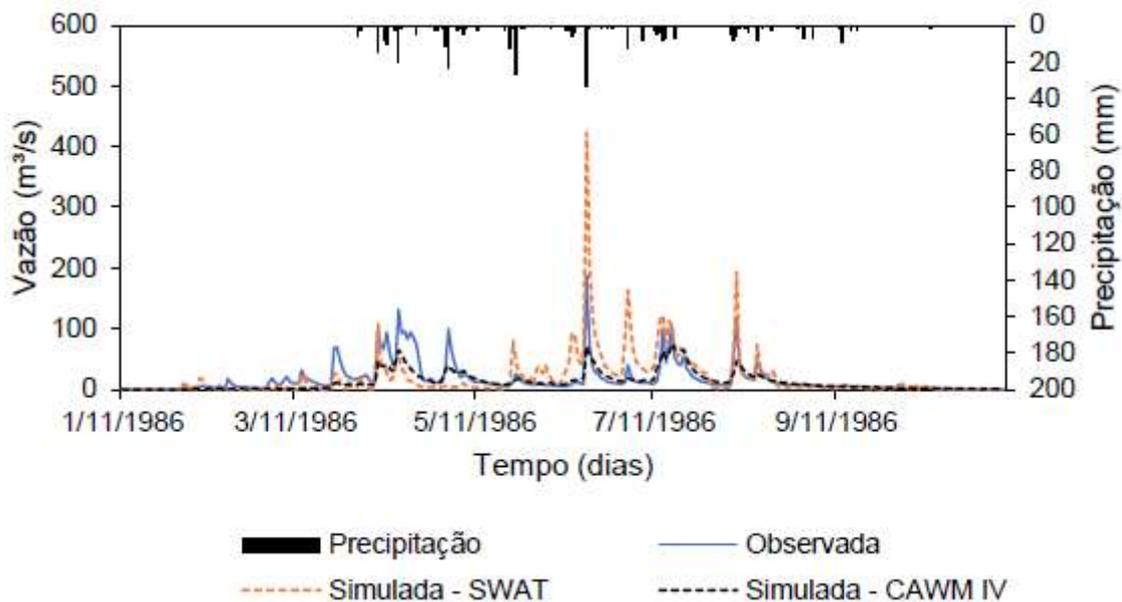
Apesar da boa correlação entre as vazões simuladas e observadas, o SWAT apresentou novamente tendência a superestimar vazões altas em ambos os eventos de Limoeiro. Nota-se que o CAWM IV apresentou uma relação mais condizente entre a série simulada e observada.

No primeiro evento simulado para a estação de Paudalho (Hidrograma 12), nota-se, mais uma vez, a superestimativa da simulação com o modelo SWAT. A má adaptação do modelo a períodos de seca já foi observada anteriormente. Deb e Kiem (2020) obtiveram performances insatisfatórias com o SWAT quando avaliações em estações secas de algumas sub-bacias de sua área de estudo. Os pesquisadores atribuíram o comportamento à natureza estática do índice de separação de fluxo do modelo. Como a saturação da bacia hidrográfica possui natureza dinâmica (processo que é considerado no balanço de água no solo pelo CAWM), o SWAT falha na estimativa precisa da umidade do solo em zonas vadozas e, por consequência, no escoamento superficial (DEB *et al.*, 2019; VEREECKEN *et al.*, 2008).

Por outro lado, o CAWM IV obteve resultados satisfatórios para os dois eventos avaliados na estação de Paudalho, especialmente durante o evento de menor presença de precipitação.

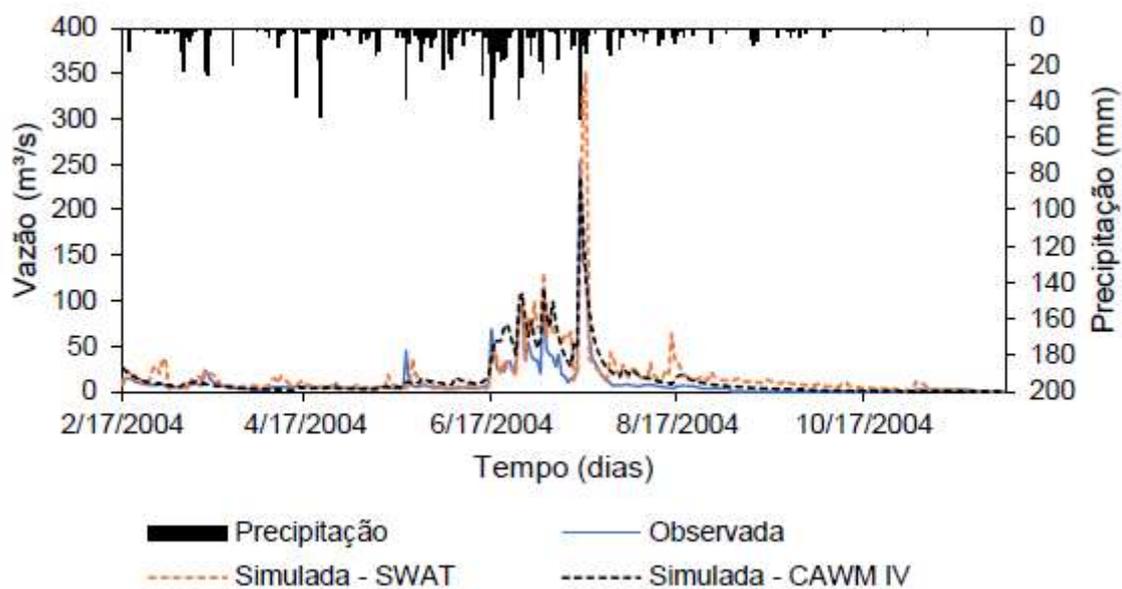


Hidrograma 10 - Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (a) da estação fluviométrica de Limoeiro.



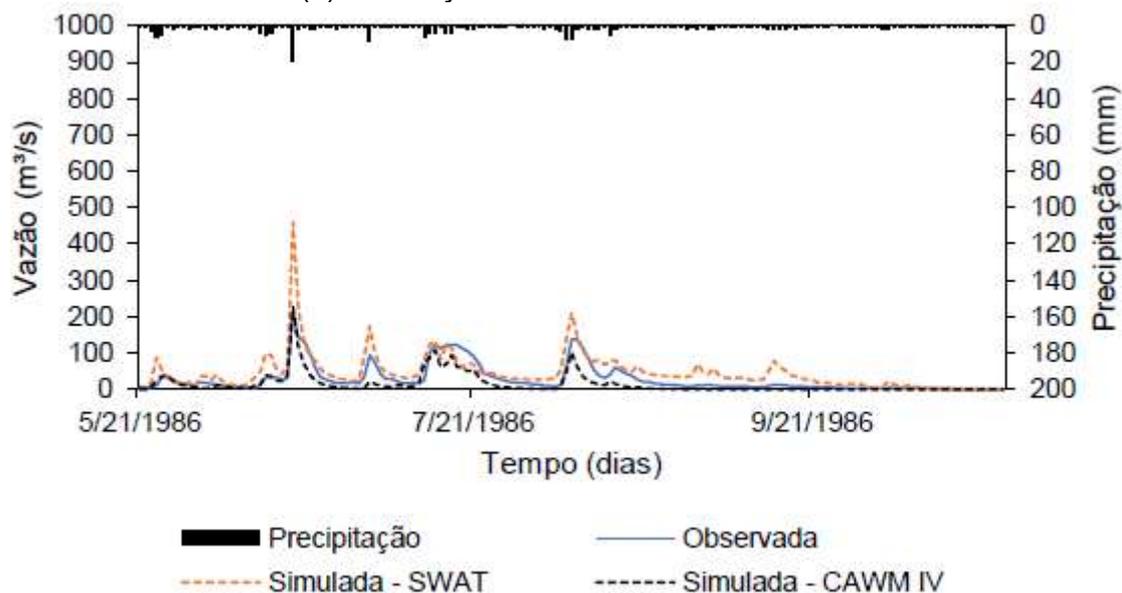
Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 11 - Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (b) da estação fluviométrica de Limoeiro.



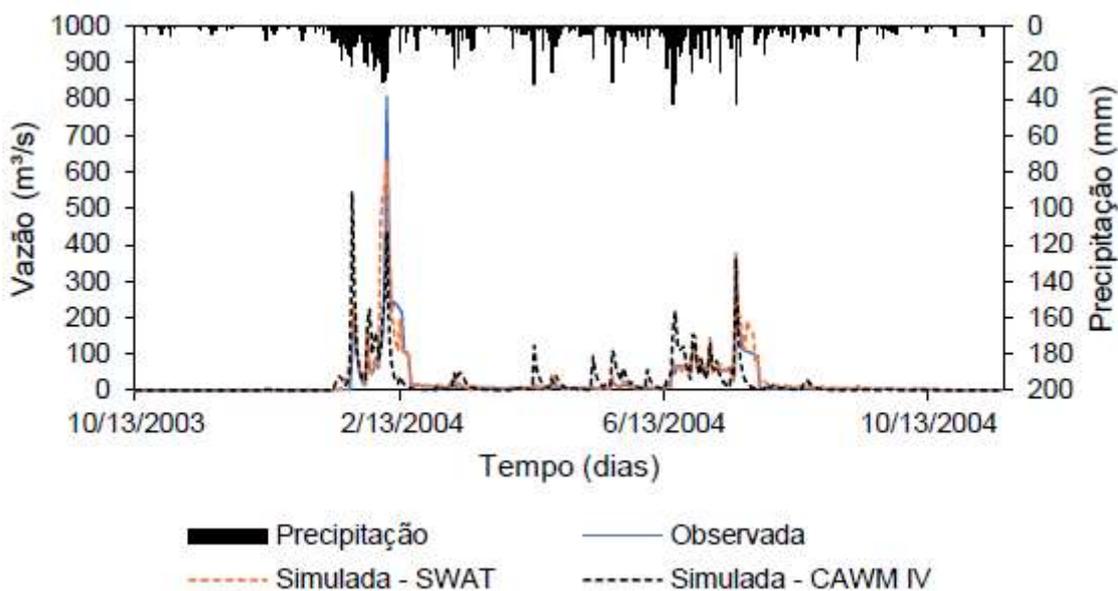
Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 12 - Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (a) da estação fluviométrica de Paudalho.



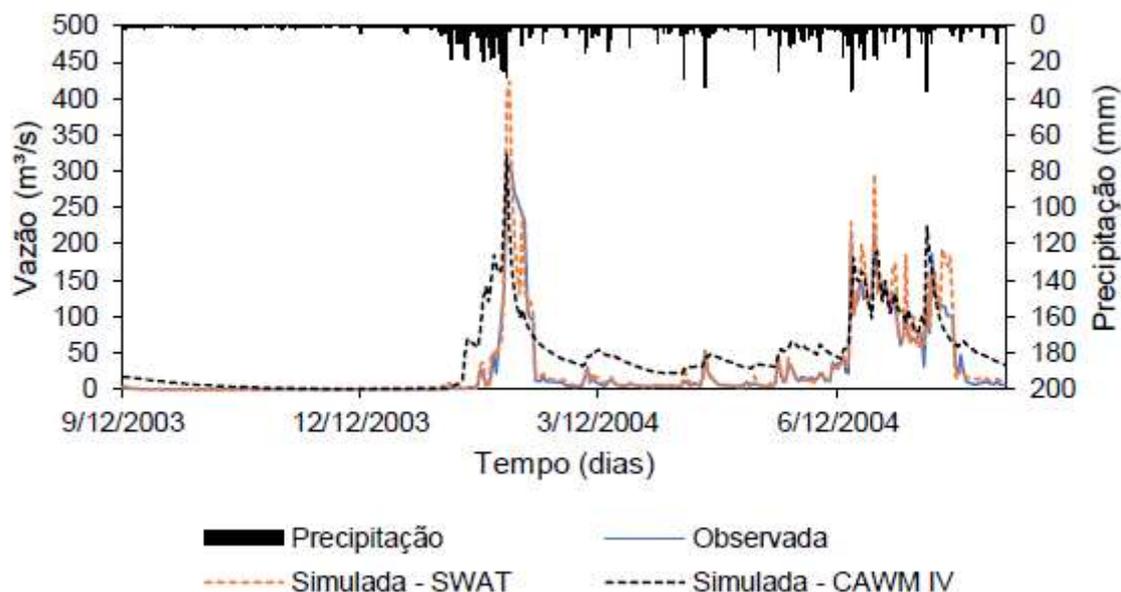
Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 13 - Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento (b) da estação fluviométrica de Paudalho.



Fonte: A Autora (2020).

Hidrograma 14 - Vazões simuladas, pelo CAWM IV e SWAT, e observadas para o evento da estação fluviométrica de São Lourenço da Mata.



Fonte: A Autora (2020).

A simulação da estação de São Lourenço da Mata atingiu níveis satisfatórios com o CAWM IV, porém, o SWAT apresentou melhor performance, como pode ser visto no Hidrograma 14. Nesta porção mais baixa da bacia as condições físicas e climáticas são diferentes daquelas características da região semiárida mais a montante, o que pode explicar a performance inferior do CAWM IV.

Os coeficientes de eficiência estatísticos obtidos a partir das simulações com ambos os modelos encontram-se na Tabela 17. Nota-se que o valor de correlação não atingiu o valor satisfatório em apenas um evento em cada modelo: o evento Toritama, no caso do CAWM IV, e o evento Limoeiro (a), no caso do SWAT. O NSE apresentou valores acima do considerado satisfatório para dois dos seis eventos, no caso do SWAT, tendo sua melhor performance no evento São Lourenço da Mata. Já o CAWM IV atingiu valores acima da faixa satisfatória em quatro eventos.

Tabela 17 - Coeficientes de eficiência para os eventos simulados nos modelos CAWM IV e SWAT.

Evento	R <sup>2</sup>		NSE	
	SWAT	CAWM IV	SWAT	CAWM IV
Toritama	0.897	0.458	0.464	0.428
Limoeiro (a)	0.420	0.646	-0.352	0.656
Limoeiro (b)	0.651	0.833	0.068	0.824
Paudalho (a)	0.711	0.995	0.218	0.516
Paudalho (b)	0.757	0.956	0.684	0.452
São Lourenço da Mata	0.903	0.607	0.883	0.557

Fonte: A Autora (2020).

Os resultados obtidos na presente pesquisa são coerentes com avaliações de outros autores em diferentes regiões. Estudos mostram que modelos conceituais/concentrados superestimam consistentemente o escoamento durante os períodos de seca, especialmente quando são calibrados em períodos não secos (CHIEW *et al.*, 2014; SAFT *et al.*, 2016). O CAWM IV, por ser um modelo desenvolvido para as condições específicas do semiárido, onde os períodos de seca são mais frequentes, não seguiu esse comportamento, como apresentado por Cirilo *et al.* (2020) para as bacias hidrográficas estudadas em diferentes regiões de Pernambuco.

No SWAT, simulação de baixas vazões costuma ser um ponto fraco da simulação, assim como outros modelos hidrológicos usuais (DE GIROLAMO *et al.*, 2014). A discrepância entre o fluxo simulado e observado obtida em rios temporários, com condições extremas de fluxo baixo tendem a ser superestimadas pela maioria dos modelos hidrológicos Kirkby *et al.* (2011), fato que pode ser observado em diversos pontos existentes nos eventos avaliados.

A título de comparação, Sadeghi *et al.* (2007) comparou as performances entre os modelos SWAT e AnnAGNPS, obtendo uma baixa performance do SWAT frente ao outro modelo na simulação de vazão. Ferreira (2002), comparou as vazões mínimas de referência oriundas dos dados de modelagem a partir do SWAT com outras geradas a partir de metodologias de regionalização de vazão, obtendo valores superestimados gerados pelo modelo quando comparados com aquelas obtidas através dos dados observados.

Hoan, Khoi e Nhi (2020) compararam os modelos SWAT, HEC-HMS e ANN na simulação de vazão da bacia do rio Srepok, no Vietnã. Os três modelos foram eficientes em suas performances, porém observou-se melhores resultados na

modelagem com o ANN, com valores de  $R^2$  e NSE de 0.97 e 0.95, respectivamente no período calibrado em escala diária. O SWAT obteve o segundo melhor conjunto de indicadores estatísticos no período analisado, com  $R^2$  e NSE de 0.92 e 0.68, respectivamente.

Outro aspecto prejudicial à modelagem hidrológica relaciona-se com a qualidade das séries de vazões observadas, que via de regra apresentam falhas e inconsistências apontadas nos estudos de Gomes (2019) e Cirilo *et al.*(2020).

#### 4.4 ESTIMATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS NOS RESERVATÓRIOS DO CAPIBARIBE

A quantificação do transporte de sedimentos é particularmente importante para a gestão dos recursos hídricos, visto que a operação dos reservatórios, seja para controle de cheia, geração de energia ou usos consuntivos depende essencialmente da capacidade de acumulação de água nos mesmos. A realização periódica de batimetria no manancial é uma forma de avaliar a perda de capacidade com o tempo, decorrente do assoreamento.

A partir da produção de sedimentos estimada pelo SWAT nas áreas das sub-bacias que compõem a bacia do rio Capibaribe realizou-se a estimativa da produção de sedimentos nas áreas de contribuição dos reservatórios de Poço Fundo, Jucazinho, Carpina, Goitá e Tapacurá. Também foi avaliada a fração de sedimentos transportada por cada trecho do rio.

De acordo com a delimitação das sub-bacias do modelo, a região de contribuição de Poço Fundo possui uma área drenável de 899,6km<sup>2</sup>, o que representa 11,96% da área total da bacia, estando inserida nas sub-bacias 10, 18, 36, 44, 51, 53, 64, 74, 83, 85, 87, 89 e 96 (Mapa 12(a)). A maior porcentagem da área alagável do reservatório de Poço Fundo, conforme pode ser observado na Mapa 12(a), ocupa parte da área da sub-bacia 36, mas o reservatório também está presente na sub-bacia 74.

No geral, a área de contribuição de Poço Fundo está localizada em porções da bacia do Capibaribe que possuem uma baixa produção de sedimentos. Isso pode ser diretamente relacionado com a precipitação e a vazão. As médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos para a rede de contribuição desse reservatório, para o período 1986 a 2019, são apresentadas na Tabela 18. Os maiores valores de

produção de sedimentos foram calculados para os anos 1989, 1994, 1999, 2000 e 2004, com estimativas de 0,51, 0,50, 0,42, 0,44 e 0,77 ton/ha, respectivamente. Com exceção do ano de 1999, esses anos apresentaram altos índices de precipitação e vazão. Já nos anos de ocorrência de períodos de seca a produção de sedimentos alcançaram os menores valores. Durante os anos da última seca registrada no semiárido, entre 2012 e 2018, foram calculados valores menores que 0,10 ton/ha. Durante o pior ano de seca, 2012, a produção de sedimentos na região de Poço Fundo foi avaliada em somente 0,06 ton/ha. De acordo com as estimativas anuais, a média de sedimentos produzidos anualmente nessa área é de 0,20 ton/ha.

Análise semelhante é feita para a área de contribuição do reservatório de Jucazinho, inserida em 39 sub-bacias (4, 6, 7, 9, 11, 12, 17, 20, 21, 22, 23, 25, 26, 28, 30, 33, 40, 41, 42, 49, 54, 59, 62, 63, 65, 69, 72, 75, 76, 78, 81, 86, 88, 90, 91, 93, 97, 98 e 99). A bacia incremental até Jucazinho tem área drenável de 3.277,5 km<sup>2</sup>, o que representa 43,59% da área total da bacia do Capibaribe. A área alagável do reservatório está localizada nas sub-bacias 12, 17 e 72. Isso pode ser observado na Mapa 12(b).

A produção média anual de sedimentos para Jucazinho, bem como as médias anuais de precipitação e vazão são mostradas na Tabela 19 para os anos de 1998 a 2019. A estimativa realizada reflete, como ocorreu em Poço Fundo, a maior produção de sedimentos em anos de precipitação elevada. Os anos de 2000, 2004 e 2010 apresentaram os maiores valores de produção de sedimentos observadas para a região de contribuição de Jucazinho, com valores de 9,78, 13,12 e 7,71 ton/ha, respectivamente. O menor valor ocorreu no ano de 2011 (0,17 ton/ha). Também foi registrado baixa produção de sedimentos durante os anos da última seca do semiárido (2012-2018). A média anual estimada da produção de sedimentos no período foi de 3,77 ton/ha.

A área da bacia incremental da região do reservatório de Carpina, a partir de Jucazinho, possui 1.846,0 km<sup>2</sup>, representando 24,55% da área total da bacia. É composta por 24 sub-bacias delimitadas pelo modelo SWAT (3, 13, 16, 27, 31, 32, 35, 37, 38, 39, 46, 48, 52, 55, 58, 60, 66, 67, 68, 71, 92, 95, 100 e 101), que podem ser visualizadas Mapa 12(c). A área alagável do reservatório está disposta entre as sub-bacias 3, 39 e 66.

No ano de 2004 foi observada a maior estimativa de produção de sedimentos para Carpina (15,27 ton/ha). Também nesse ano ocorreram a maior média de

precipitação e vazão. Os menores valores foram observados nos últimos nove anos simulados, onde a produção de sedimentos se manteve abaixo de 1 ton/ha em todos os anos, sendo o menor valor, 0,15 ton/ha, obtido no ano de 2011. A média anual durante todo o período, 1988 a 2019, para Carpina foi estimada em 2,53 ton/ha. As médias de cada ano para a precipitação, vazão e produção de sedimento estimadas são mostradas na Tabela 20.

A área de contribuição do reservatório de Goitá possui 399,7 km<sup>2</sup> e engloba as sub-bacias 2, 5, 24, 47, 50 e 61, ocupando 5,32% da área modelada da bacia do Capibaribe. O lago do reservatório é localizado nas sub-bacias 2 e 5, como mostra a Mapa 12(d).

A estimativa de produção de sedimento durante todo o período analisado foi relativamente pequena. Dezoito dos 33 anos apresentaram valores menores que 1 ton/ha. O ano de 1999 possui o maior valor de sedimentos produzidos, 17,18 ton/ha. Pode-se relacionar o valor elevado às altas declividades dessa região da bacia, associadas à presença de uma forte atividade antrópica e a relativa elevação da precipitação após a ocorrência de alguns anos de seca, como pode ser observado na Tabela 21. A média anual estimada de produção de sedimentos foi de 1,93 ton/ha.

O último reservatório a ser analisado é Tapacurá. A sua área de contribuição cobre 389,15 km<sup>2</sup>, representando 5,10% da área total da bacia. É localizada nas sub-bacias 34, 45 e 70, e toda sua área alagável se encontra na sub-bacia 70. Essas informações podem ser confirmadas ao analisar a Mapa 12(e).

A média anual da produção de sedimentos para a área de contribuição de Tapacurá é de 1,43 ton/ha, como pode ser visto na Tabela 22. Na mesma tabela também podem ser visualizadas as médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos para cada ano entre 1986 e 2019. As maiores estimativas de produção de sedimentos ocorrem nos anos de 1997 e 2004, onde foram estimados 9,85 e 8,14 ton/ha, respectivamente. Os anos de 2011 e 2012 apresentaram as menores estimativas, com 0,03 ton/ha em ambos os anos.

Considerando as áreas de influência dos cinco reservatórios, que representam 90,52% da área total da bacia do Rio Capibaribe, a média anual da produção de sedimentos da região para o período entre 1986 e 2019 é de 1,82 ton/ha.

Tabela 18 - Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Poço Fundo.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha)</b>
1986	1121.38	11.34	0.31
1987	537.67	2.13	0.08
1988	548.88	1.65	0.10
1989	1121.50	11.48	0.51
1990	765.05	5.50	0.12
1991	657.80	3.42	0.11
1992	671.08	3.03	0.14
1993	500.86	2.36	0.17
1994	1345.79	14.84	0.50
1995	907.83	8.75	0.20
1996	1096.84	7.60	0.20
1997	975.48	7.12	0.18
1998	555.02	2.02	0.10
1999	806.41	3.33	0.42
2000	1630.70	17.54	0.44
2001	985.73	8.64	0.21
2002	1056.63	6.89	0.25
2003	1044.15	7.48	0.22
2004	1574.03	19.84	0.77
2005	1063.33	9.80	0.21
2006	1084.88	9.75	0.23
2007	832.11	3.68	0.16
2008	895.30	6.44	0.29
2009	883.94	5.09	0.25
2010	1079.78	8.35	0.30
2011	157.44	10.06	0.02
2012	87.11	1.44	0.06
2013	139.02	4.27	0.11
2014	134.39	4.01	0.03
2015	130.98	1.42	0.06
2016	106.79	1.76	0.07
2017	128.97	1.25	0.03
2018	107.65	0.89	0.04
2019	170.58	1.67	0.04
<b>Média Total</b>	<b>732.50</b>	<b>6.32</b>	<b>0.20</b>

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 19 - Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Jucazinho.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha)</b>
1998	1075.27	5.00	1.22
1999	1911.27	9.46	7.23
2000	3943.05	50.43	9.78
2001	2517.79	27.37	4.21
2002	2761.20	25.33	5.90
2003	2295.12	20.22	5.46
2004	3878.66	60.70	13.12
2005	2966.23	34.86	6.36
2006	2937.65	33.60	5.94
2007	2291.15	16.74	4.81
2008	2614.43	28.78	3.60
2009	2534.16	26.89	2.86
2010	3916.20	56.83	7.71
2011	471.88	59.59	0.17
2012	236.09	11.29	0.46
2013	379.85	19.64	0.60
2014	362.73	20.17	0.32
2015	301.46	9.44	0.30
2016	283.87	15.23	0.47
2017	342.50	11.70	0.31
2018	280.08	8.23	0.32
2019	586.94	22.31	1.90
<b>Média Total</b>	<b>1767.62</b>	<b>26.08</b>	<b>3.77</b>

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 20 - Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Carpina.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha)</b>
1988	739.22	2.26	0.85
1989	1342.04	17.16	2.25
1990	959.62	12.79	0.85
1991	1030.86	8.37	1.78
1992	1094.38	11.76	2.56
1993	627.96	3.55	1.40
1994	1702.90	34.67	4.77
1995	1266.89	22.44	2.44
1996	1570.81	20.76	2.37
1997	1509.01	26.85	5.41
1998	809.61	5.17	1.25
1999	1522.92	9.32	8.98
2000	2533.44	65.48	5.04
2001	1675.73	36.34	1.44
2002	1948.24	34.80	5.60
2003	1738.36	24.86	2.16
2004	3000.32	87.37	15.27
2005	1908.48	40.90	1.94
2006	1837.06	37.70	1.75
2007	1438.76	17.30	1.74
2008	1533.84	35.17	2.08
2009	1503.74	35.65	1.19
2010	2029.63	73.78	3.91
2011	301.60	87.23	0.15
2012	139.33	17.08	0.57
2013	230.50	25.63	0.63
2014	227.02	27.77	0.38
2015	185.00	14.00	0.49
2016	177.49	24.22	0.57
2017	184.19	18.30	0.17
2018	155.81	12.46	0.38
2019	191.71	24.31	0.51
<b>Média Total</b>	<b>1159.89</b>	<b>28.61</b>	<b>2.53</b>

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 21 - Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Goitá.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha)</b>
1986	213.92	1.35	0.82
1987	116.58	0.58	0.48
1988	104.32	0.33	0.56
1989	223.28	1.37	1.49
1990	177.86	1.17	0.44
1991	200.36	1.31	1.75
1992	220.98	1.44	1.69
1993	98.25	0.37	0.32
1994	332.79	2.95	4.39
1995	225.09	1.92	0.87
1996	241.82	1.51	1.09
1997	286.37	2.85	5.14
1998	133.14	0.67	0.67
1999	290.87	2.23	17.18
2000	524.06	6.93	3.87
2001	331.88	3.92	0.91
2002	321.69	3.27	3.30
2003	256.66	1.77	1.36
2004	504.39	6.52	8.38
2005	390.94	4.77	1.38
2006	340.95	4.11	1.16
2007	305.70	2.99	2.19
2008	319.62	3.25	2.46
2009	313.19	2.84	1.03
2010	427.71	5.06	1.16
2011	55.57	5.23	0.08
2012	28.43	1.06	0.29
2013	45.71	2.27	0.28
2014	40.54	2.09	0.16
2015	36.23	1.41	0.12
2016	35.62	2.38	0.28
2017	39.63	1.33	0.08
2018	35.87	1.13	0.25
2019	42.16	1.46	0.14
<b>Média Total</b>	<b>213.59</b>	<b>2.47</b>	<b>1.93</b>

Fonte: A Autora (2020).

Tabela 22 - Médias anuais de precipitação, vazão e produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório de Tapacurá.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha)</b>
1986	134.69	0.99	0.57
1987	69.23	0.43	0.42
1988	69.76	0.30	0.32
1989	107.26	0.71	0.59
1990	71.97	0.46	0.37
1991	112.73	0.75	1.23
1992	90.88	0.66	1.69
1993	60.46	0.72	0.78
1994	211.05	4.64	2.87
1995	139.86	2.83	0.71
1996	152.96	3.04	0.91
1997	184.15	3.74	9.85
1998	68.08	0.91	0.33
1999	118.87	1.31	3.50
2000	227.18	3.98	2.59
2001	155.81	3.28	0.46
2002	205.27	5.24	3.83
2003	135.68	2.01	1.17
2004	300.77	8.89	8.14
2005	184.63	5.04	0.95
2006	182.80	4.74	1.30
2007	127.39	3.08	1.18
2008	134.31	3.51	2.09
2009	142.27	3.99	0.94
2010	209.00	7.31	1.10
2011	21.39	4.80	0.03
2012	10.43	1.05	0.03
2013	21.82	2.34	0.10
2014	21.57	2.45	0.07
2015	18.42	1.42	0.12
2016	15.83	1.92	0.10
2017	18.87	1.18	0.04
2018	16.61	1.11	0.10
2019	22.08	1.66	0.11
<b>Média Total</b>	<b>110.71</b>	<b>2.66</b>	<b>1.43</b>

Fonte: A Autora (2020).

Vale ressaltar que a estimativa realizada é baseada no mapa de uso e ocupação dos solos do ano de 2016, mostrado no Mapa 6. Tecnicamente, isso provocaria uma superestimativa na produção de sedimentos dos anos anteriores a 2016 visto a tendência de aumento da degradação do solo ao longo do tempo.

A fração de sedimentos produzida por cada trecho do rio anualmente, mostrada na Figura 38, permite observar a relação entre o que foi depositado e transportado na área de contribuição de cada reservatório. Nota-se que grande parte dos trechos do rio encontra-se nas faixas de valores entre 0.87 – 1.03 e 1.03 – 1.24, principalmente na região de Jucazinho (Mapa 12(c)), indicando a pouca ou nenhuma ocorrência de deposição no trecho. Por outro lado, sub-bacias com menores declividades se enquadram em faixas que indicam alta ocorrência de deposição. É o que acontece nas regiões dos reservatórios de Goitá (Mapa 12(d)) e Tapacurá (Mapa 12(e)).

Assim, por meio da relação quantidade de sedimento/área, multiplicando-se pela área da bacia hidráulica de cada reservatório obteve-se a estimativa de sedimentos que seriam depositados durante o período analisado.

Em Poço Fundo, a taxa de deposição foi calculada em 2%. A taxa de deposição também é baixa em Carpina, com valor de 5,5%. Em Jucazinho, é estimado que 30% do sedimento transportado na área de contribuição do reservatório é depositado a montante. Nos reservatórios de Goitá e Tapacurá essa estimativa é de 85 e 90%, respectivamente.

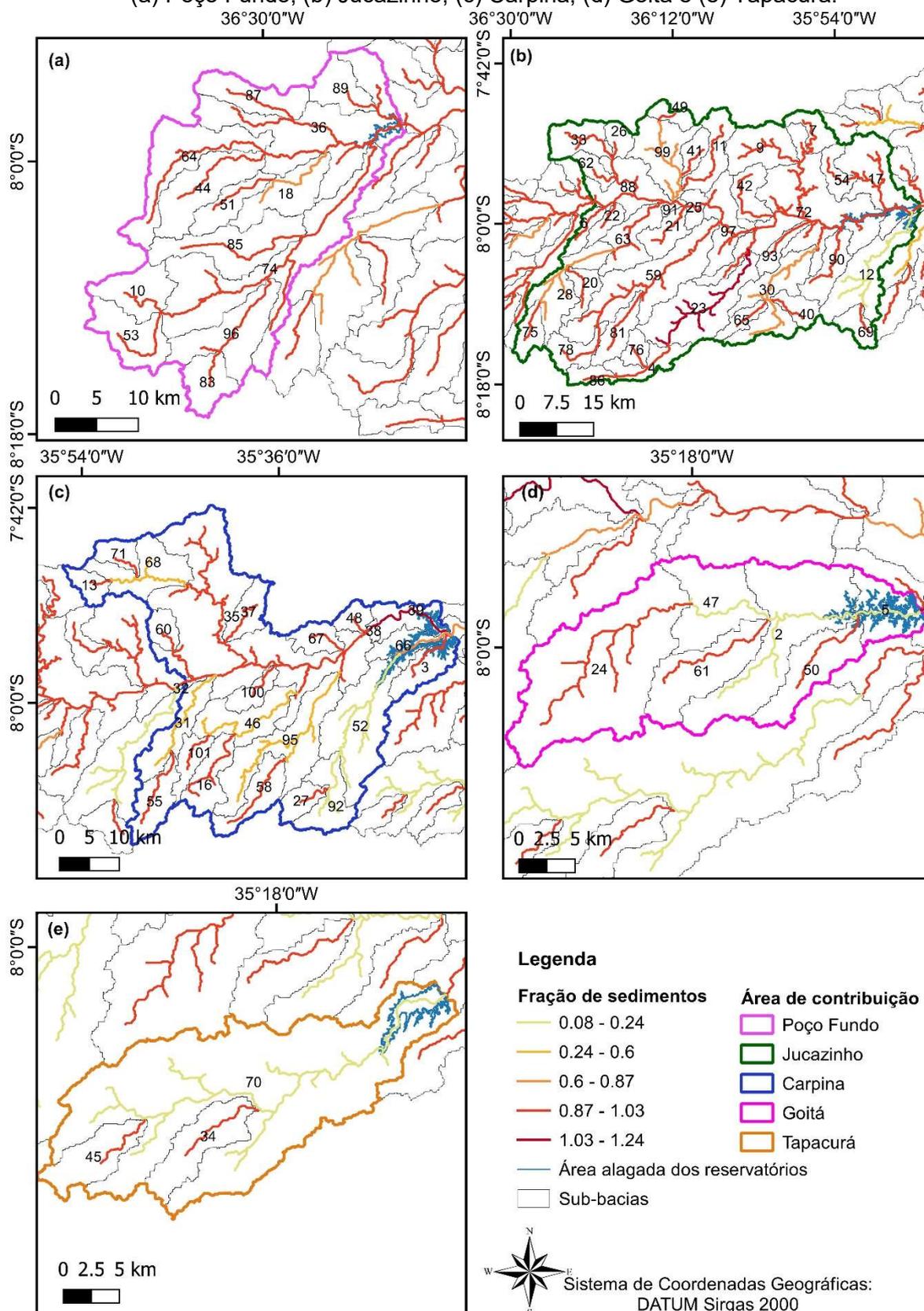
Considerando o peso específico do sedimento utilizado por Crispim *et al.* (2015) de valor 2,65 ton/m<sup>3</sup>, transformou-se o peso total dos sedimentos depositados em volume e a partir dele obteve-se a equivalência do volume assoreado em cada reservatório. Estas informações estão indicadas na Tabela 23.

Tabela 23 - Estimativa do volume assoreado total dos reservatórios.

Reservatório	Produção total de sedimentos		Sedimento depositado		Volume assoreado (%)
	(ton/ha)	(ton)	(ton)	(m <sup>3</sup> )	
Poço Fundo	6.90	620544	12411	4683	0.02%
Jucazinho	83.04	27215377	8164613	3080986	0.94%
Carpina	80.86	14926387	820951	309793	0.11%
Goitá	65.77	2628707	2234401	843170	1.62%
Tapacurá	48.57	1545286	1390758	524814	0.56%

Fonte: A Autora (2020).

Mapa 12 - Média anual da fração de sedimentos transportada, por trecho do rio, em toneladas, para o período de 1986 a 2019, nas áreas de contribuição dos reservatórios de (a) Poço Fundo, (b) Jucazinho, (c) Carpina, (d) Goitá e (e) Tapacurá.



Fonte: A Autora (2020).

De acordo com a Tabela 23, as perdas da capacidade de armazenamento nos reservatórios são baixas. Goitá apresentou a maior porcentagem de volume assoreado, com 1,62%. Jucazinho, o maior entre os reservatórios analisados, perderia apenas 0,92% de seu volume desde o início de sua operação. Carpina e Poço Fundo teriam as menores estimativas de assoreamento, com 0,11 e 0,02 % de volume perdido. Tapacurá perderia 0,56% de seu volume para o assoreamento, cerca de 525 mil m<sup>3</sup> de capacidade de armazenamento.

As baixas estimativas relacionadas à produção de sedimento nas regiões dos reservatórios, como também na bacia como um todo visto que os reservatórios possuem influência em quase toda a área da mesma, pode indicar tendência de subestimativa do comportamento da sedimentação. A ausência de dados de transporte de sedimentos impede a comprovação.

Uma das maiores limitações na modelagem de erosão e transporte de sedimentos com o SWAT, assim como a complexidade conceitual do modelo, é a grande quantidade de parâmetros (BEVEN, 1996). Isso pode causar problemas de não exclusividade de parâmetros e dificuldades em verificar o resultado da fonte de sedimentos, caminhos e entregas a montante das sub-bacias que, portanto, podem ser afetadas por uma grande incerteza (ABDELWAHAB *et al.*, 2018).

Em vista do exposto, os modelos hidrológicos, embora já bastante aprimorados, ainda apresentam dificuldades na simulação dos sedimentos por conta das limitações das fórmulas empíricas que utilizam. Nesse contexto, os resultados são muito dependentes da calibração, processo que, assim, adquire uma função protagonista, quando deveria ser apenas auxiliar (FERNANDES, 2015).

Exemplo desse comportamento pode ser vislumbrado no trabalho de Ferreira (2016). Nele, os resultados obtidos para a estimativa da produção de sedimento na bacia do Ribeirão da Gama, no Distrito Federal, demonstram a necessidade da calibração da descarga sólida. O estudo mostrou que apesar de o modelo SWAT conseguir reproduzir o comportamento sedimentar da bacia, o mesmo subestima a produção de sedimentos tanto no período de estiagem, onde a subestimativa foi em quase vinte vezes do menor registro, quanto no período chuvoso, onde a subestimativa foi de duas vezes e meia em relação ao máximo valor registrado.

Uma das razões para essa tendência do modelo é a utilização da MEUPS, cuja base principal é o escoamento superficial, ou seja, a produção de sedimento só ocorrerá a partir da ocorrência de um evento chuvoso. Outra possível causa que pode

ser apontada é a representação do relevo pelo MDE utilizado nas regiões alagadas dos reservatórios, que contém incertezas atreladas às técnicas utilizadas para obter-se os níveis topográficos através do espelho d'água.

A tendência à subestimativa também foi observada por Zanin (2015) na avaliação da produção de sedimentos na represa Caunal. A calibração da vazão e da descarga sólida para a bacia do Rio Preto, em Santa Catarina, não foram suficientes para alcançar boas representações do comportamento sedimentar na represa.

Similarmente, Carvalho (2014) chegou a séries subestimadas de produção de sedimentos tanto com a calibração apenas da vazão quanto junto dessa com a calibração dos sedimentos. O estudo realizado na bacia do Alto Rio Jardim, no Distrito Federal, atingiu coeficientes estatísticos para a série de sedimentos NSE e  $R^2$  com valores -0,07 e 0,34, respectivamente, sem a calibração dos sedimentos, e NSE e  $R^2$  com valores de 0,26 e 0,48, após à calibração da descarga de sedimentos, ambos em escala mensal.

Embora os estudos citados acima não sejam de bacias nordestinas, percebe-se a dificuldade de alcançar resultados satisfatórios com o modelo SWAT para o transporte e deposição de sedimento sem a devida calibração dessas variáveis.

## 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Pode-se ressaltar, a partir dos resultados apresentados na pesquisa, as seguintes conclusões:

- As calibrações e validações mensais realizadas através do SWAT foram, de forma geral, satisfatórias. Entretanto, nenhuma das quatro estações avaliadas alcançou números de Nash-Sutcliffe satisfatórios durante o período considerado para a primeira validação do modelo (1993-1998). O segundo período avaliado (1999-2019), forneceu resultados considerados satisfatórios, bons e muito bons.
- A comparação entre o CAWM IV e o SWAT com passo de tempo diário mostrou bom desempenho geral em ambos os modelos. No entanto, as estimativas realizadas com o CAWM IV apresentaram melhores coeficientes de desempenho em quatro dos seis eventos analisados, enquanto o SWAT alcançou valores satisfatórios de NSE em dois.
- No que diz respeito à perda da capacidade de acumulação nos reservatórios, observa-se que a estimativa realizada pelo SWAT possivelmente subestimou o volume assoreado. A falta de dados de medição da vazão sólida não permitiu constatação mais segura. Essa tendência foi registrada por outros autores conforme discutido nos resultados.
- Os resultados mostrados nessa pesquisa corroboram o fato de que o SWAT é uma importante ferramenta para gestão dos recursos hídricos, capaz de gerar uma gama de informações especializadas sobre a bacia hidrográfica, auxiliando dessa forma o planejamento de médio e longo prazo e a tomada de decisão.
- Os resultados reforçam a aplicabilidade do CAWM IV como uma ferramenta de modelagem hidrológica mais simples para o cálculo das vazões, de forma mais fácil devido ao significado físico de seus parâmetros calibráveis. Contudo, a abrangência do SWAT vai muito além da simulação hidrológica, permitindo a simulação do impacto de mudanças de clima, uso e ocupação do solo e a quantificação de outros

processos relevantes para o acompanhamento das ações que ocorrem no território da bacia hidrográfica.

Como recomendações para trabalhos futuros, destaca-se como relevante, do ponto de vista da gestão, um estudo profundo das séries de vazões dos diferentes rios do estado, tendo em vista as falhas e inconsistências existentes em muitas delas. A ampliação da rede de monitoramento fluviométrico na porção semiárida é outra ação importante, visto que as melhorias da rede têm ficado restritas às regiões passíveis de inundações. Também a necessidade de promover a medição do transporte sólido, visto que sempre haverá a preocupação com o assoreamento nos reservatórios, e a batimetria dos mananciais onde houver indicação mais clara de assoreamento.

No que se refere ao modelo SWAT, os fóruns de discussão a respeito do modelo podem ser alimentados com proposições para adequações de sua formulação que possam tornar o modelo mais consistente nas simulações para bacias hidrográficas de rios intermitentes.

## REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual**. Duebendorf, Switzerland: Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2012.

ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 1352, p. 1340–1352, 2004.

ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 33, p. 413–430, 2007.

ABDELWAHAB, O. M. M.; RICCI, G. F.; GIROLAMO, A. M. De; GENTILE, F. Modelling soil erosion in a Mediterranean watershed: Comparison between SWAT and AnnAGNPS models. **Environmental Research**, v. 166, n. December 2017, p. 363–376, 2018.

AHMADI, M.; MOEINI, A.; AHMADI, H.; MOTAMEDVAZIRI, B.; ZEHTABIYAN, G. R. Comparison of the performance of SWAT, IHACRES and artificial neural networks models in rainfall-runoff simulation (case study: Kan watershed, Iran). **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 111, p. 65–77, 2019.

ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. J. S.; MAUAD, F. F. M. Cálculo do Volume e Análise da Deposição de Sedimentos do Reservatório de Três Irmãos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 4, p. 57–67, 2010.

ALLEN, R. G. A penman for all seasons. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 112, n. 4, p. 348–368, 1986.

ALLEN, R. G.; JENSEN, M. E.; WRIGHT, J. L.; BURMAN, R. D. Operational Estimates of Reference Evapotranspiration. **Agronomy Journal**, v. 81, p. 650–662, 1989.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Reservatórios do semiárido brasileiro:**

**Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo E.** Brasília: ANA, 2017.

ANDARYANI, S.; TROLLE, D.; REZAEI, M. R. N. M. H.; DAVOD, M. Forecasting near-future impacts of land use and climate change on the Zilbier river hydrological regime , northwestern Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 6, p. 1–14, 2019.

ANDRADE, C. W. L. De; IF, T. D.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; JONES, C. A. Soil moisture and discharge modeling in a representative watershed in northeastern Brazil using SWAT. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, p. 238–251, 2019.

ANNANDALE, G. W.; MORRIS, G. L.; KARKI, P. **Extending the Life of Reservoirs: Sustainable Sediment Management for Dams and Run-of-River Hydropower.** Washington, DC: World Bank, 2016.

APAC - AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Bacia do Rio Capibaribe.** Disponível em: <[http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page\\_id=5&subpage\\_id=14](http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=14)>. Acesso em: 8 abr. 2020a.

\_\_\_\_\_. **Monitoramento Hidrológico.** Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br/monitoramento/>>. Acesso em: 8 abr. 2020b.

APARECIDO, C. F. F.; VANZELA, L. S.; VAZQUEZ, G. H.; LIMA, R. C. Manejo de Bacias Hidrográficas e sua Influência sobre os Recursos Hídricos. **Irriga**, v. 21, n. 2, p. 239–256, 2016.

ARAGÃO, J. P. G. de V.; GOMES, E. T. A. Vulnerabilidades em manchas urbanas ao longo das margens fluviais do Capibaribe - Pernambuco / Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 31, p. 1–28, 2019.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 37, n. 4, p. 1091–1102, 2013.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; et al. SWAT: Model Use, Calibration and Validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. **Swat: Input/Output Documentation - Version 2012**. 2012. 650 f. Texas Water Resources Institute, 2012.

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; SRINIVASAN, R.; KING, K. W. **SWAT: Soil and Water Assessment Tool**. Temple, TX: USDA-ARS, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, 1996.

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

ARNOLD, J.; WILLIAMS, J. R. SWRRB - a watershed scale model for soil and water resources management. In **V.P. Singh (ed) Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications**, p. 847–908, 1995.

BAGNOLD, R. A. Bed Load Transport by Natural Rivers. **Water Resources Research**, v. 13, n. 2, p. 303–312, 1977.

BALDISSERA, G. C. APLICABILIDADE DO MODELO DE SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA SWAT ( SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL ), PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ / MT . 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8ª ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BEVEN, K. J. A discussion of distributed hydrological modelling. In: ABBOT, M. B.; REFSGAARD, J. C. (Org.). . **Distrib. Hydrol. Model**. [S.l.]: Kluwer Academic, 1996. p. 255–278.

BHATTA, B.; SHRESTHA, S.; SHRESTHA, P. K.; TALCHABHADEL, R. Science of the Total Environment Modelling the impact of past and future climate scenarios on stream flow in a highly mountainous watershed : A case study in the West Seti River. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140156, 2020.

BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte

catarinense. **Ambiente & Água**, v. 12, n. 2, p. 226–237, 2017.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrol. Ciência e Apl.** 4ª ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 2012. p. 947.

BRAGA, R. A. P.; FARIAS, C. R. de O. F.; SILVA, S. R. da; CAVALCANTI, E. R. **Gestão e Educação Socioambiental na Bacia do Capibaribe**. 1ª ed. Recife: Ed. Clã, 2015.

BRESSIANI, D. de A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **Int J Agri & Bio Eng**, v. 8, n. 3, p. 9–35, 2015.

BUARQUE, D. C. **SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO E DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EM GRANDES BACIAS : Estudo de caso do rio Madeira**. 2015. 182 f. Tese (Doutorado). Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

CARRARA, A. A.; ZAIDAN, R. T.; PAULA, L. P. de. Geoprocessamento aplicado à história agrária: o vínculo da Jaguará. **Revista de História**, n. 177, p. 1–28, 2018.

CARVALHO, F. H. DE. **Uso do Modelo SWAT na Estimativa da Vazão e da Produção de Sedimentos em Bacia Agrícola do Cerrado Brasileiro**. 2014. 152 f. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2014.

CARVALHO, N. D. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, N. D. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C. dos; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 2000

CARVALHO NETO, J. G. **MODELAGEM E VALORAÇÃO DE SERVIÇO AMBIENTAL HIDROLÓGICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA – PERNAMBUCO**. 2018.

205 f. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

\_\_\_\_\_. **SIMULAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA BACIA DO RIACHO DOS NAMORADOS COM O MODELO SWAT**. 2011. 216 f. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2011.

CASTRO, K. B. **AVALIAÇÃO DO MODELO SWAT NA SIMULAÇÃO DA VAZÃO EM BACIA AGRÍCOLA DO CERRADO INTENSAMENTE MONITORADA**. 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2013.

CHANAPATHI, T.; THATIKOND, S.; KEESARA, V. R.; PONGURU, N. S. Assessment of water resources and crop yield under future climate scenarios: A case study in a Warangal district of Telangana, India. **J. Earth Syst. Sci.**, v. 129, n. 20, p. 1–17, 2020.

CHIEW, F. H. S.; POTTER, N. J.; VAZE, J.; PETHERAM, C.; ZHANG, L.; TENG, J.; POST, D. A. Observed hydrologic non-stationarity in far south-eastern Australia: Implications for modelling and prediction. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 28, n. 1, p. 3–15, 2014.

CIRILO, J. A.; ALVES, F. H. B.; SILVA, L. A. C. da; CAMPOS, J. H. de A. L. Suporte de Informações Georreferenciadas de Alta Resolução para Implantação de Infraestrutura e Planejamento Territorial. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 4, p. 755–763, 2014.

CIRILO, J. A.; VERÇOSA, L. F. de M.; GOMES, M. M. de A.; FEITOZA, M. A. B.; FERRAZ, G. de F.; SILVA, B. de M. Development and application of a rainfall-runoff model for semi-arid regions. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 25, n. e15, p. 1–19, 2020.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 270 f. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para Engenharia e Ciências Ambientais**. Porto Alegre: ABRH, 2013.

CRAWFORD, N. H.; LINSLEY, R. K. **Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV**. Technical ed. [S.l.]: Department of Civil Engineering, Stanford University, 1996.

CRISPIM, D. L.; ISMAEL, L. L.; SOUSA, T. M. I. de; GARRIDO, J. W. A.; QUEIROZ, M. M. F. de. Transporte e caracterização de sedimentos de fundo no Rio Piranhas em uma seção de controle próximo à sede do município de Pombal-PB. **Holos**, v. 3, n. 31, p. 93–101, 2015.

DE GIROLAMO, A. M.; LO PORTO, A.; PAPPAGALLO, G.; TZORAKI, O.; GALLART, F. The Hydrological Status Concept: Application at a Temporary River (Candelaro, Italy). **River Research and Applications**, v. 30, p. 132–133, 2014.

DE ROO, A. P. J.; OFFERMANS, R. J. E. LISEM : a physically-based hydrological and soil erosion model for basin-scale water and sediment management. **IAHS Publication**, v. 231, p. 399–407, 1995.

DEB, P.; DEBNATH, P.; DENIS, A. F.; LEPCHA, O. T. Variability of soil physicochemical properties at different agroecological zones of Himalayan region: Sikkim, India. **Environment, Development and Sustainability**, v. 21, n. 5, p. 2321–2339, 2019.

DEB, P.; KIEM, A. S. Evaluation of rainfall–runoff model performance under non-stationary hydroclimatic conditions. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 10, p. 1667–1684, 2020.

DJEBOU, D. C. S. Streamflow Drought Interpreted Using SWAT Model Simulations of Past and Future Hydrologic Scenarios: Application to Neches and Trinity River Basins, Texas. **J. Hydrol. Eng.**, v. 24, n. 9, p. 1–12, 2019.

EDIJATNO; MICHEL, C. Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. **La Houille Blanche**, n. 2, p. 113–122, 1989.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Levantamento de Reconhecimento de Baixa e Média Intensidade dos Solos do Estado de Pernambuco**. Boletim de ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio.** Rio de Janeiro: [s.n.], 1979. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/sesmarias/MAPA-SESMARIA-EMBRAPA-90-60.pdf>>.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5ª ed. Brasília: Embrapa, 2018.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco.** . Recife: Embrapa Solos. , 2001

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Status of World's Soil Resources - Main report.** Roma: [s.n.], 2015.

FEDRA, K. Embedded GIS in environmental management. **GIS Development**, v. 7, n. 3/7, p. 16–22, 2006.

FERNANDES, J. G. **ESTIMATIVA DE VAZÃO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO, UTILIZANDO O MODELO SWAT Recife ESTIMATIVA DE VAZÃO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO , UTILIZANDO O MODELO.** 2015. 186 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

FERREIRA, R. S. **Análise da produção de carga líquida e sólida na bacia do ribeirão do Gama- DF através do modelo SWAT.** 2016. 144 f. 2016.

FERREIRA, T. G. **ESTUDO COMPARATIVO DA APLICAÇÃO DO MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT) E MÉTODOS USUAIS DE REGIONALIZAÇÃO DE VAZÕES MÍNIMAS DE REFERÊNCIA Q90.** 2002. 113 f. Dissertação (Mestrado Profissional). Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável. Universidade Federal do Espírito Santo, 2002.

FONTES JÚNIOR, R.; MONTENEGRO, A. IMPACT OF LAND USE CHANGE ON THE WATER BALANCE IN A REPRESENTATIVE WATERSHED IN THE SEMIARID OF THE STATE OF PERNAMBUCO USING THE SWAT MODEL. **Engenharia Agrícola**,

v. 39, n. 1, p. 110–117, 2019.

FURTUNATO, O. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANTONINO, A. C. D.; OLIVEIRA, L. M. M. de; SOUZA, E. S. de; MOURA, A. E. S. S. de. Variabilidade Espacial de Atributos Físico-hídricos de Solos em uma Bacia Experimental no Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 135–147, 2013.

GASSMAN, P. W.; SADEGHI, A. M.; SRINIVASAN, R. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, p. 1–8, 2014.

GOMES, M. M. de A. **ABORDAGEM INTEGRADA DE MODELAGEM HIDROLÓGICA E OPERAÇÃO DE BARRAGENS PARA AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO CONTROLE DE CHEIAS NA BACIA DO RIO CAPIBARIBE**. 2019. 155 f. Dissertação ( Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2019.

GREEN, W. H.; AMPT, G. A. STUDIES ON SOIL PHYSICS. Part 1 - The Flow of Air and Water Through Soils. **Journal of Agricultural Sciences**, v. 4, n. 11, p. 1–24, 1911.

GREGORY, I. N.; ELL, P. S. **Historical GIS: Technologies , Methodologies, and Scholarship**. [S.l.]: Cambridge University Express, 2007.

GRUSSON, Y.; ANCTIL, F.; SAUVAGE, S.; PÉREZ, J. M. S. Testing the SWAT Model with Gridded Weather Data of Different Spatial Resolutions. **Water**, v. 9, n. 54, p. 1–16, 2017.

GÜNTNER, A. **Large-Scale Hydrological Modelling in the Semi-Arid North-East of Brazil**. 2002. 148 f. Tese (Doutorado). Instituto de Geoecologia, Universidade de Potsdam, Alemanha., 2002.

HARGREAVES, G. L.; HARGREAVES, G. H.; RILEY, J. P. Agricultural benefits for senegal river basin. **Journal of Irrigation and Drainage Engeneering**, v. 111, n. 2, p. 113–124, 1985.

HOAN, N. X.; KHOI, D. N.; NHI, P. T. T. Uncertainty assessment of streamflow projection under the impact of climate change in the Lower Mekong Basin: a case study of the Srepok River Basin, Vietnam. **Water and Environment Journal**, v. 34, p. 131–142, 2020.

IBBIT, R. P. **Systematic parameter fitting for conceptual models of catchment hydrology**. 1970. 401 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia, Universidade de Londres, 1970.

ICOLD - INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS. **Sedimentation and Sustainable Use of Reservoirs and River Systems: Draft ICOLD Bulletin**. Paris: [s.n.], 2009.

\_\_\_\_\_. **Sedimentation Control of Reservoirs/Maitrise de l'alluvionnement des retenues**. Bulletin 6 ed. Paris: [s.n.], 1989.

JI, L.; DUAN, K. What is the main driving force of hydrological cycle variations in the semiarid and semi-humid Weihe River Basin, China? **Science of the Total Environment**, v. 684, p. 254–264, 2019.

KIRKBY, M. J.; GALLART, F.; KJELDSSEN, T. R.; IRVINE, B. J.; FROEBRICH, J.; LO PORTO, A.; DE GIROLAMO, A. Classifying low flow hydrological regimes at a regional scale. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 12, p. 3741–3750, 2011.

KLEMEŠ, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Processes**, v. 31, n. 1, p. 13–24, 1986.

KNISEL, W. G. **CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems**. [S.l.]: USDA, Conservation Research Rept. No. 26, 1980.

KORMAN, L. B.; GOLDSMITH, S. T.; WAGNER, E. J.; RODRIGUES, L. J. Spatially distributed simulations of dry and wet season sediment yields: A case study in the lower Rio Loco watershed, Puerto Rico. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 103, p. 102717, 2020.

LANNA, A. E. **MAG 1 - MODHAC 97: Modelo Hidrológico Auto-Calibrável**. Porto

Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, 1997.

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. **Transactions of the ASABE**, v. 30, n. 4, p. 1403–1418, 1987.

LIN, B.; CHEN, X.; YAO, H.; CHEN, Y.; LIU, M.; GAO, L.; JAMES, A. Analyses of landuse change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 55–63, 2015.

LOU, R. F. **MODELAGEM HIDROLÓGICA CHUVA-VAZÃO E HIDRODINÂMICA APLICADA NA BACIA EXPERIMENTAL DO RIO PIABANHA/RJ**. 2010. 174 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

LUDWIG, K.; BREMICKER, M. **The Water Balance Model LARSIM: Design, Content and Applications**. Freiburger Schriften zur Hydrologie: Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., 2006.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. de A.; ANDRADE, C. W. L. de; MONTENEGRO, S. M. G. L.; FONTES JÚNIOR, R. V. de P. Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Ambiente & Água**, v. 13, n. 6, p. e2204, 2018.

MARTIN, P. H.; LEBOEUF, E. J.; DOBBINS, J. P.; DANIEL, E. B.; ABKOWITZ, M. D. INTERFACING GIS WITH WATER RESOURCE MODELS: A STATE-OF-THE-ART REVIEW. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 6, p. 1471–1487, 2005.

MARTÍNEZ-SALVADOR, A.; CONESA-GARCÍA, C. Suitability of the SWAT Model for Simulating Water Discharge and Sediment Load in a Karst Watershed of the Semiarid Mediterranean Basin. **Water Resources Management**, v. 34, p. 785–802, 2020.

MEDIERO, L.; GARROTE, L.; MARTÍN-CARRASCO, F. J. Probabilistic calibration of a distributed hydrological model for flood forecasting. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 7, p. 1129–1149, 2011.

MELO, H. de A. **INTEGRAÇÃO ENTRE MODELOS HIDROLÓGICOS E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS: UMA AVALIAÇÃO METODOLÓGICA**. 2010. 106 f. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2010.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação**. 2ª ed. Porto Alegre: ABRH, 2013.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software**, v. 18, p. 761–799, 2003.

MONTEITH, J. L. Evaporation and Environment. **Symposia of the Society for Experimental Biology**, v. 19, p. 205–234, 1965.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

NASONOVA, O. N. Application of a Land Surface Model for Simulating Rainfall Streamflow Hydrograph: 2. Comparison with Hydrological Models. **Hydrological Processes**, v. 38, n. 3, p. 274–283, 2011.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool theoretical Documentation Version 2009**. Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas Agrilife Research: Texas A&M University System, College Station, 2011.

NUNES, F. M. S. **AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEM DADOS DE VAZÃO UTILIZANDO O MODELO SWAT**. 2018. 188 f. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2018.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Catena Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595–620, 2016.

PAZ, Y. M.; GALVÍNCIO, J. D.; HOLANDA, R. M.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A.

Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise.

**Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 1, p. 371–389, 2018.

PEREIRA, D. dos R.; MARTINEZ, M. M.; ALMEIDA, A. Q. de; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; ZONTA, J. H. HYDROLOGICAL SIMULATION USING SWAT MODEL IN HEADWATER BASIN IN SOUTHEAST BRAZIL. **Eng. Agríc.**, v. 34, n. 4, p. 789–799, 2014.

PERNAMBUCO. SECRETARIA INFRAESTRUTURA E RECURSOS HÍDRICOS (SIRH). **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Tomo I - Diagnóstico Hidroambiental**. Recife: [s.n.], 2010a. v. 01/03.

\_\_\_\_\_. **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Tomo I - Diagnóstico Hidroambiental**. Recife: [s.n.], 2010b. v. 02/03.

PERNAMBUCO. **Atlas de bacias hidrográficas de Pernambuco**. . Recife: SECTMA. Coord. Silva, S.R. , 2006

PERRIN, C.; MICHEL, C.; ANDRÉASSIAN, V. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 279, p. 275–289, 2003.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. **Monthly Weather Review**, v. 100, n. 2, p. 81–92, 1972.

RICCI, G. F.; GIROLAMO, A. M. De; ABDELWAHAB, O. M. M.; GENTILE, F. Identifying sediment source areas in a Mediterranean watershed using the SWAT model. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 1233–1248, 2018.

ROCKWOOD, D. M. Columbia Basin stream-flow routing by computer. **Journal of Waterways and Harbors Division**, v. 84, n. 1, 1958.

SADEGHI, A.; YOON, K.; GRAFF, C.; MCCARTY, G.; MCCONNELL, L.; SHIRMOHAMMADI, A.; HIVELEY, D.; SEFTON, K. A. Assessing the performance of SWAT and AnnAGNPS models in a coastal plain watershed, Choptank River, Maryland, U.S.A. **2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers**,

2007.

SAFT, M.; PEEL, M. C.; WESTERN, A. W.; PERRAUD, J. M.; ZHANG, L. Bias in streamflow projections due to climate-induced shifts in catchment response. **Geophysical Research Letters**, v. 43, p. 1574–1581, 2016.

SANTOS, C. A. S.; ALMEIDA, C.; RAMOS, T. B.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, R.; NEVES, R. Using a Hierarchical Approach to Calibrate SWAT and Predict the Semi-Arid Hydrologic Regime of Northeastern Brazil. **Water**, v. 10, n. 9, p. 1137–1154, 2018.

SANTOS, J. Y. G. dos. **ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DO RIO TAPACURÁ (PERNAMBUCO, BRASIL)**. 2015. 205 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 1569–1578, 2006.

SCHLEISS, A. J.; CESARE, G. De; ALTHAUS, J. J. Verlandung der Stauseen gefährdet die nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. **Wasser Energie Luft - Eau énérggie air Acqua energia aria**, v. 102, n. 1, p. 31–40, 2010.

SCS - SOIL CONSERVATION SERVICE. Section 4: Hydrology. **Natl. Eng. Handb.** [S.l: s.n.], 1972. p. 127.

SILVA JUNIOR, V. P. **INVESTIGAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA REPRESENTATIVA DO SEMIÁRIDO**. 2010. 95 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.

SOUZA, W. L. da S. **Produção de sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe para Zona Costeira da Região Metropolitana do Recife**. 2011. 136 f. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

STEFANI, H. I.; BURIOL, G. A.; MUTTI, L. S. M. Preparo da superfície em Planossolo

cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 12, n. 2, p. 111–117, 1990.

SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Dados Pluviométricos mensais do Nordeste**. . Recife: Estação de Pernambuco. , 1990

SUI, D. Z.; MAGGIO, R. C. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects. **Computer, Environment and Urban Systems**, v. 23, p. 33–51, 1999.

SURYAVANSHI, S.; PANDEY, A.; CHAUBE, U. C. Hydrological simulation of the Betwa River basin (India) using the SWAT model. **Hydrological Sciences Journal**, v. 62, n. 6, p. 960–978, 2017.

TADESSE, A.; DAI, W. Prediction of sedimentation in reservoirs by combining catchment based model and stream based model with limited data. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, p. 27–37, 2018.

TAN, M. L.; GASSMAN, P. W.; YANG, X.; HAYWOOD, J. A review of SWAT applications, performance and future needs for simulation of hydro-climatic extremes. **Advances in Water Resources**, v. 143, p. 103662, 2020.

TAN, M. L.; RAMLI, H. P.; TAM, T. H. Effect of DEM Resolution , Source , Resampling Technique and Area Threshold on SWAT Outputs. **Water Resources Management**, v. 32, p. 4591–4606, 2018.

TAVEIRA, I. M. L. de M. **AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE USO DO SOLO ATRAVÉS DA SIMULAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA BACIA REPRESENTATIVA DE SUMÉ COM O MODELO SWAT**. 2012. 159 f. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2012.

TRAORE, V. B.; SAMBOU, S.; TAMBA, S.; FALL, S.; DIAW, A. T.; CISSE, M. T. Calibrating the rainfall-runoff model GR4J and GR2M on the Koulountou river basin, a tributary of the Gambia river. **American Journal of Environmental Protection**, v. 3, n. 1, p. 36–44, 2014.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2ª ed. Porto Alegre: ABRH, 2005.

UZEIKA, T. **APLICABILIDADE DO MODELO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL) NA SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL**. 2009. 144 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

VALENTINI, J. F. **Estimativa da descarga sólida de sedimentos em um trecho do Rio Caí- RS**. 2019. 88 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Caxias do Sul., 2019.

VENZON, P. T.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Hydrological simulation uncertainties in small basins through the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, n. e49, p. 1–13, 2018.

VEREecken, H.; HUISMAN, J. A.; BOGENA, H.; VANDERBORGHT, J.; VRUGT, J. A.; HOPMANS, J. W. On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology: A review. **Water Resources Research**, v. 44, p. 1–21, 2008.

VIANA, J. F. S. **IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO HIDROSEDIMENTOLÓGICO: bases para o gerenciamento dos recursos hídricos na Bacia do Rio Pirapama IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO HIDROSEDIMENTOLÓGICO : bases para o gerenciamento**. 2019. 192 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2019.

VINEY, N. R.; SIVAPALAN, M. A conceptual model of sediment transport: Application to the Avon River Basin in Western Australia. **Hydrological Processes**, v. 12, p. 727–743, 1999.

WILLIAMS, J. R. Chapter 25: The Epic Model. In **Computer Model. Watershed Hydrol**. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publications, 1995. p. 909–1000.

\_\_\_\_\_. Flood Routing With Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. **Transactions of the ASABE**, v. 12, n. 1, p. 100–103, 1969.

\_\_\_\_\_. SEDIMENT ROUTING FOR AGRICULTURAL WATERSHEDS. **Water Resources Bulletin**, v. 11, n. 5, p. 965–974, 1975.

\_\_\_\_\_. SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus, and nitrogen yields from agricultural basins. **Water Resources Bulletin**, v. 16, n. 5, p. 843–848, 1980.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. A Modeling Approach to Determining the Relationship Between Erosion and Soil Productivity. **Transactions of the ASABE**, v. 27, n. 1, p. 129–144, 1984.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 111, n. 6, p. 970–986, 1985.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G. **Arcswat Interface for SWAT2012: User's Guide**. 2013. 1–464 f. Blackland Research Center, Texas AgriLife Research, College Station, 2013.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning**. [S.l.]: USDA, Agriculture Handbook N° 537, 1978.

YAN, Y.; XUE, B.; A, Y.; SUN, W.; ZHANG, H. Quantification of climate change and land cover/use transition impacts on runoff variations in the upper Hailar Basin, NE China. **Hydrology Research**, v. 51, n. 5, p. 976–993, 2020.

YANG, Q. et al. Climate change will pose challenges to water quality management in the st. Croix River basin. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 302–311, 2019.

YANG, X.; SUN, W.; LI, P.; MU, X.; GAO, P.; ZHAO, G. Integrating agricultural land , water yield and soil conservation trade-o ff s into spatial land use planning. **Ecological Indicators**, v. 104, n. August 2017, p. 219–228, 2019..

ZANIN, P. R. **Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica com reservatórios**. 2015. 211 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

## APÊNDICE A – PARÂMETROS DOS SOLOS

Apêndice A. Tabela 1 – Parâmetros do solo utilizados para simulação no SWAT

Classes	PA	PV	PVA	CX	EK	GX	LA	LVA	TC	RY	RL	RR	RQ	SX	SN	SM	VX
NLAYERS	4	3	4	4	4	3	4	4	4	4	2	3	4	4	2	4	4
HYDGRP	B	C	C	C	A	B	C	D	C	C	B	B	B	B	C	A	D
SOL_ZMX	1120	500	1050	1630	1350	500	1300	1650	700	1500	350	800	1500	1000	600	580	1000
ANION_EXCL	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
SOL_BD	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65
SOL_ALB	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
SOL_K	15.70	15.70	15.70	12.50	25.00	12.50	90.00	90.00	4.00	4.00	56.60	32.50	79.10	15.70	15.70	2.50	1.50
SOL_CRK	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
SOL_Z1	280	120	200	280	140	150	270	150	120	200	150	150	70	300	130	110	150
SOL_AWC1	0.09	0.13	0.19	0.13	0.06	0.37	0.16	0.12	0.16	0.11	0.17	0.06	0.05	0.11	0.06	0.64	0.09
SOL_CBN1	7.20	5.80	15.60	8.50	9.10	37.50	14.10	11.50	9.50	7.60	10.00	4.70	2.70	7.00	2.50	81.80	11.90
CLAY1	13.37	7.40	27.72	22.54	1.00	22.00	27.72	40.59	12.80	26.19	4.32	8.00	5.00	6.86	2.79	28.00	50.96
SILT1	7.23	11.84	33.66	17.64	0.00	12.00	13.86	4.95	15.20	5.82	12.24	3.00	5.00	20.58	8.37	41.00	24.50
SAND1	78.41	54.76	37.62	57.82	99.00	66.00	57.42	53.46	52.00	64.99	55.44	89.00	90.00	70.56	81.84	31.00	22.54
ROCK1	1.00	26.00	1.00	2.00	0.00	0.00	1.00	1.00	20.00	3.00	28.00	0.00	0.00	2.00	7.00	0.00	2.00
USLE_K1	0.09	0.13	0.13	0.12	0.00	0.11	0.11	0.08	0.12	0.09	0.14	0.05	0.06	0.13	0.10	0.13	0.11
SOL_Z2	500	250	350	600	350	300	400	270	180	800	350	400	280	550	600	160	700
SOL_AWC2	0.07	0.12	0.14	0.11	0.04	0.15	0.12	0.11	0.12	0.11	0.16	0.05	0.04	0.10	0.09	0.11	0.10
SOL_CBN2	3.00	3.30	9.60	4.10	2.20	12.60	6.30	7.20	4.90	5.20	3.60	2.10	1.20	3.50	2.50	48.00	7.30
CLAY2	14.80	19.20	37.00	30.69	1.00	17.82	33.66	46.53	20.24	26.88	2.70	8.00	4.00	8.91	22.77	59.00	53.90
SILT2	5.70	13.60	28.00	14.85	1.00	14.85	13.86	7.92	19.32	7.68	8.55	6.00	5.00	23.76	8.91	36.00	21.56
SAND2	79.50	47.20	35.00	53.46	98.00	66.33	51.48	44.55	52.44	61.44	33.75	86.00	91.00	66.33	67.32	5.00	22.54
ROCK2	0.00	20.00	0.00	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00	8.00	4.00	55.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	2.00
USLE_K2	0.08	0.12	0.12	0.11	0.06	0.12	0.10	0.08	0.12	0.09	0.14	0.07	0.07	0.13	0.10	0.19	0.10
SOL_Z3	870	500	650	1100	750	500	600	720	500	1300	-	800	750	850	-	420	800
SOL_AWC3	0.09	0.13	0.14	0.12	0.04	0.10	0.12	0.11	0.12	0.11	-	0.06	0.05	0.10	-	0.20	0.14
SOL_CBN3	2.70	2.40	5.50	2.10	2.00	6.60	6.60	4.90	4.20	1.60	-	1.40	0.90	1.80	-	101.00	4.30
CLAY3	27.20	19.84	38.00	30.69	2.91	15.52	41.58	49.50	42.57	42.78	-	8.00	5.00	4.75	-	55.00	31.00
SILT3	4.00	10.24	31.00	24.75	0.97	6.79	12.87	7.92	16.83	6.51	-	12.00	8.00	25.65	-	38.00	32.00
SAND3	68.80	33.92	31.00	43.56	93.12	74.69	48.51	41.58	36.63	43.71	-	80.00	87.00	64.60	-	7.00	37.00
ROCK3	0.00	36.00	0.00	1.00	3.00	3.00	1.00	1.00	1.00	7.00	-	0.00	0.00	5.00	-	0.00	0.00
USLE_K3	0.08	0.11	0.12	0.12	0.05	0.09	0.10	0.08	0.10	0.09	-	0.11	0.09	0.14	-	0.17	0.12
SOL_Z4	1120	-	1050	1630	1350	-	1300	1650	700	1500	-	-	1500	1000	-	580	1000
SOL_AWC4	0.11	-	0.12	0.14	0.03	-	0.12	0.11	0.12	0.12	-	-	0.04	0.11	-	0.98	0.11
SOL_CBN4	2.30	-	4.40	1.60	0.80	-	2.20	2.50	2.50	1.50	-	-	0.70	2.10	-	149.60	2.30
CLAY4	43.90	-	49.50	19.40	1.98	-	41.58	62.37	28.13	47.04	-	-	5.00	14.10	-	30.00	12.00
SILT4	9.30	-	28.71	39.77	0.99	-	12.87	7.92	21.34	8.82	-	-	3.00	23.50	-	53.00	30.00
SAND4	46.80	-	20.79	37.83	96.03	-	44.55	28.71	47.53	42.14	-	-	92.00	56.40	-	17.00	58.00
ROCK4	0.00	-	1.00	3.00	1.00	-	1.00	1.00	3.00	2.00	-	-	0.00	6.00	-	0.00	0.00
USLE_K4	0.09	-	0.11	0.14	0.06	-	0.10	0.08	0.12	0.09	-	-	0.07	0.13	-	0.16	0.14

## APÊNDICE B – LISTA DE ESTAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS

Apêndice B. Tabela 1 – Informações das estações pluviométricas utilizadas no presente estudo.

<b>Código</b>	<b>Nome da estação</b>	<b>Responsável</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Altitude</b>
198	Abreu e Lima	APAC	-7.9281	-34.9	46
309	Araçoiaba (Granja Cristo Redentor)	APAC	-7.7986	-35.1036	160
20	Belo Jardim	APAC	-8.3367	-36.4253	614
374	Belo Jardim (Açude Bituri)	APAC	-8.3147	-36.4267	638
735124	Bodocongó	ANA	-7.5283	-35.9997	350
139	Bom Jardim	APAC	-7.8017	-35.5678	342
836092	Brejo da Madre de Deus	ANA	-8.1456	-36.3703	646
113	Brejo da Madre de Deus (Fazenda Nova)	APAC	-8.1819	-36.1942	476
96	Buenos Aires	APAC	-7.7228	-35.3272	130
301	Cabo	APAC	-8.2817	-35.03	17
490	Cabo (Barragem de Gurjão)	APAC	-8.2903	-35.0294	30
201	Camargibe	APAC	-8.0217	-34.9922	46
735157	Carpina	ANA	-7.8428	-35.1825	184
95	Carpina (Est. Exp. de Cana-de-Açúcar)	APAC	-7.8511	-35.2408	179
835106	Caruaru	ANA	-8.3028	-36.0108	545
85	Caruaru	APAC	-8.24	-35.91	633
211	Caruaru	APAC	-8.29944	-35.99528	536
484	Caruaru - PCD	APAC	-8.2383	-35.9158	609
24	Caruaru (IPA)	APAC	-8.2383	-35.9158	609
522	Chã de Alegria	APAC	-7.9903	-35.2133	139
117	Chã Grande	APAC	-8.2422	-35.4592	470
835135	Cumaru	ANA	-8.0119	-35.6961	395
735050	Engenho Sítio	ANA	-7.9681	-35.1567	91
835136	Glória do Goitá	ANA	-8	-35.2908	200
136	Glória do Goitá	APAC	-7.97	-35.115	81
100	Igarassu	APAC	-7.8281	-34.915	12
269	Igarassu (Bar. Catuca)	APAC	-7.8364	-35.0336	51
520	Itapissuma	APAC	-7.8003	-34.9058	29
202	Jaboatão dos Guararapes	APAC	-8.1636	-34.9228	14
268	Jaboatão dos Guararapes (Bar. Duas Unas)	APAC	-8.0922	-35.0386	69
736040	Jataúba	ANA	-7.9864	-36.5006	600
213	Jataúba (Passagem do Tá)	APAC	-8.0989	-36.5044	552
523	João Alfredo	APAC	-7.8539	-35.5886	347
474	Lagoa de Itaenga (Barragem de Carpina)	APAC	-7.8967	-35.3333	123
735100	Limoeiro	ANA	-7.8789	-35.4519	136
137	Limoeiro	APAC	-7.87889	-35.45194	139
133	Machados	APAC	-7.6875	-35.5131	375
97	Nazaré da Mata	APAC	-7.75417	-35.23306	63
199	Olinda	APAC	-7.9989	-34.8589	26
138	Passira	APAC	-7.9761	-35.5836	187
735066	Paudalho	ANA	-7.8942	-35.1733	69
98	Paudalho	APAC	-7.89417	-35.17333	66
408	Paudalho (Barragem de Goita)	APAC	-7.9686	-35.1158	75
451	Paulista	APAC	-7.9425	-34.8844	16
18	Pesqueira	APAC	-8.3531	-36.6972	662
835138	Pirapama	ANA	-8.2792	-35.0633	30
76	Pocao	APAC	-8.1836	-36.7053	1018
836093	Poção	ANA	-8.1894	-36.7069	1035
835137	Pombos	ANA	-8.1408	-35.3997	290
127	Pombos	APAC	-8.1386	-35.3961	194
265	Recife (Alto da Brasileira)	APAC	-8.0014	-34.9353	86
834007	Recife (Curado)	ANA	-8.05	-34.91667	10
834017	Recife / Afogados	ANA	-8.0794	-34.9036	349
56	Riacho das Almas	APAC	-8.1381	-35.8592	411
735067	Salgadinho	ANA	-7.9428	-35.6342	270
836043	Sanharó	ANA	-8.3656	-36.5603	653
114	Sanharó	APAC	-8.3639	-36.5664	649

736041	Santa Cruz do Capibaribe	ANA	-7.9619	-36.2022	472
86	Santa Cruz do Capibaribe	APAC	-7.9533	-36.2036	444
122	São Caetano	APAC	-8.3283	-36.1375	554
267	São Lourenço da Mata (Tapacura)	APAC	-8.03667	-35.16278	102
835048	São Lourenço da Mata II	ANA	-7.9986	-35.0319	70
735158	Surubim	ANA	-7.8547	-35.7644	418
203	Surubim	APAC	-7.8369	-35.7628	377
736042	Taquaritinga do Norte	ANA	-7.9039	-36.0469	785
70	Toritama	APAC	-8.00167	-36.05778	351
735159	Vertentes	ANA	-7.91	-35.9886	401
835068	Vitória de Santo Antão	ANA	-8.1136	-35.2839	137
488	Vitória de Santo Antão - PCD	APAC	-8.1286	-35.3028	158
26	Vitoria de Santo Antao (IPA)	APAC	-8.1283	-35.3028	166

---

## APÊNDICE C – PARÂMETROS DAS ESTAÇÕES CLIMÁTICAS

Apêndice C. Tabela 1 – Dados climáticos para a estação de Recife

<b>Dados</b>	<b>Jan.</b>	<b>Fev.</b>	<b>Mar.</b>	<b>Abr.</b>	<b>Mai.</b>	<b>Jun.</b>	<b>Jul.</b>	<b>Ago.</b>	<b>Set.</b>	<b>Out.</b>	<b>Nov.</b>	<b>Dez.</b>
TMPMX	27.35	27.76	27.57	26.89	26.00	25.08	24.43	24.50	25.41	26.46	27.23	27.54
TMPMN	25.01	24.79	23.68	23.56	22.28	22.01	22.47	21.64	22.41	23.29	24.16	25.07
TMPSTDMX	0.94	1.02	1.02	1.01	0.85	0.84	0.77	0.79	0.86	0.77	0.74	0.76
TMPSTDMN	5.20	6.40	7.71	7.26	7.63	6.67	4.11	6.16	6.37	6.54	6.56	5.35
PCPMM	85.97	99.27	162.15	274.36	305.24	370.07	299.63	174.77	79.64	47.00	36.49	66.37
PCPSTD	6.60	10.75	12.54	17.33	18.53	21.40	16.11	9.73	6.32	4.67	3.40	10.50
PCPSKW	3.46	5.23	3.75	2.86	3.58	3.26	3.52	3.36	5.61	5.94	4.42	9.79
PR_W1	0.36	0.39	0.42	0.52	0.64	0.82	0.83	0.64	0.36	0.32	0.24	0.34
PR_W2	0.66	0.69	0.70	0.78	0.84	0.90	0.90	0.84	0.77	0.65	0.55	0.60
PCPD	14.80	14.87	16.60	20.86	24.00	26.50	27.33	24.57	18.21	14.64	10.43	13.47
RAINHHMX	7.85	13.01	16.11	21.46	23.83	28.40	22.68	12.81	7.45	5.37	3.71	12.19
SOLARAV	1.79	1.78	1.74	1.63	1.52	1.41	1.36	1.47	1.66	1.74	1.80	1.74
DEWPT	0.65	0.66	0.70	0.73	0.75	0.76	0.81	0.74	0.71	0.68	0.63	0.67
WNDVAV	1.69	1.80	1.57	1.38	1.31	1.42	1.70	1.78	2.05	2.12	2.10	1.96

Apêndice C. Tabela 2 – Dados climáticos para a estação de Surubim

<b>Dados</b>	<b>Jan.</b>	<b>Fev.</b>	<b>Mar.</b>	<b>Abr.</b>	<b>Mai.</b>	<b>Jun.</b>	<b>Jul.</b>	<b>Ago.</b>	<b>Set.</b>	<b>Out.</b>	<b>Nov.</b>	<b>Dez.</b>
TMPMX	26.29	26.53	26.72	25.83	24.67	23.35	22.46	22.54	23.69	25.06	25.86	26.28
TMPMN	24.94	24.80	23.44	24.58	23.58	22.26	21.33	21.31	22.37	23.61	24.45	24.91
TMPSTDMX	1.29	1.39	1.44	1.16	1.11	1.08	1.04	0.97	1.03	0.87	0.87	0.93
TMPSTDMN	1.08	2.65	6.00	1.34	1.03	1.03	0.91	0.91	1.00	1.07	0.80	0.83
PCPMM	41.62	40.30	50.60	83.25	87.20	76.45	68.93	39.68	17.67	14.52	11.10	14.25
PCPSTD	5.29	5.55	5.76	7.41	7.35	7.94	4.88	3.20	1.69	2.72	2.97	2.47
PCPSKW	6.40	6.68	5.86	4.59	4.48	10.86	4.09	4.41	5.46	11.78	15.59	9.36
PR_W1	0.22	0.21	0.27	0.31	0.48	0.52	0.43	0.34	0.25	0.16	0.12	0.14
PR_W2	0.38	0.51	0.46	0.66	0.69	0.74	0.78	0.71	0.60	0.43	0.34	0.32
PCPD	7.90	8.30	10.00	14.18	18.82	19.91	20.45	16.50	11.33	6.75	4.67	5.18
RAINHHMX	6.05	6.55	6.88	8.62	8.99	7.76	5.90	3.64	1.86	2.54	2.57	2.74
SOLARAV	1.64	1.69	1.67	1.58	1.46	1.37	1.25	1.43	1.57	1.64	1.69	1.62
DEWPT	0.70	0.71	0.69	0.76	0.80	0.82	0.82	0.80	0.75	0.71	0.69	0.69
WNDVAV	3.18	3.34	2.98	2.63	2.48	2.67	2.80	2.89	3.09	3.42	3.79	3.67

Apêndice C. Tabela 3 – Dados climáticos para a estação de Caruaru

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	25.06	25.13	25.21	24.83	23.65	22.21	21.12	21.26	22.30	23.68	24.49	25.12
TMPMN	23.69	23.79	23.87	23.56	22.55	21.20	20.14	20.11	21.00	22.29	23.00	23.66
TMPSTDMX	1.44	1.20	1.12	1.31	1.15	1.05	1.12	1.20	1.41	1.31	1.24	1.46
TMPSTDMN	1.29	1.07	1.03	1.15	1.02	0.99	1.03	1.10	1.27	1.21	1.17	1.31
PCPMM	40.37	40.05	55.18	83.78	60.51	67.40	65.50	37.20	16.62	8.24	7.72	18.23
PCPSTD	5.10	5.50	5.30	7.43	5.57	10.13	5.33	2.96	1.85	1.30	2.28	3.25
PCPSKW	6.44	5.88	4.73	4.90	6.80	11.74	4.40	6.47	6.97	8.03	14.71	8.94
PR_W1	0.17	0.21	0.22	0.30	0.37	0.49	0.47	0.42	0.24	0.12	0.10	0.11
PR_W2	0.46	0.45	0.55	0.59	0.68	0.76	0.82	0.73	0.54	0.40	0.32	0.32
PCPD	7.58	7.55	9.75	12.45	16.55	16.73	18.00	18.80	10.09	5.27	3.67	4.38
RAINHHMX	4.91	6.94	6.41	9.19	5.95	7.85	5.27	3.25	2.19	1.43	1.86	3.96
SOLARAV	1.61	1.61	1.63	1.55	1.29	1.22	1.13	1.35	1.49	1.55	1.64	1.57
DEWPT	0.70	0.72	0.73	0.77	0.79	0.84	0.85	0.82	0.77	0.72	0.69	0.68
WNDVAV	3.16	2.97	2.72	2.69	2.78	2.91	3.23	3.33	3.37	3.43	3.36	3.37

Apêndice C. Tabela 4 – Dados climáticos para a estação p-80-353.

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	30.49	30.38	30.06	28.70	27.25	25.69	25.37	26.16	28.03	29.92	30.91	30.81
TMPMN	20.52	20.84	20.94	20.70	20.07	19.45	18.75	18.55	18.69	19.25	19.86	20.25
TMPSTDMX	2.31	2.42	2.41	2.41	2.31	1.99	2.12	2.19	2.54	2.23	2.05	2.32
TMPSTDMN	1.02	0.92	0.96	1.09	1.13	1.10	1.19	1.10	1.22	1.17	1.01	1.03
PCPMM	114.35	129.53	175.44	170.80	126.17	138.93	102.84	71.35	52.01	35.59	44.88	88.58
PCPSTD	5.88	7.09	7.42	7.48	5.06	7.04	4.68	3.00	2.81	2.27	3.24	5.28
PCPSKW	2.44	3.46	3.06	4.16	2.59	6.34	3.03	2.21	2.66	3.38	3.67	3.42
PR_W1	0.58	0.58	0.58	0.63	0.69	0.75	0.65	0.80	0.56	0.45	0.44	0.45
PR_W2	0.86	0.89	0.91	0.93	0.91	0.94	0.93	0.91	0.84	0.78	0.75	0.80
PCPD	25.00	23.72	26.86	27.00	27.53	27.89	27.69	28.00	23.31	20.89	19.06	21.63
RAINHHMX	5.88	7.46	7.91	8.72	5.99	7.55	5.03	3.58	3.09	2.74	3.41	5.38
SOLARAV	22.85	22.72	22.16	18.51	15.31	12.77	13.68	16.03	19.31	21.90	22.84	23.10
DEWPT	0.76	0.77	0.80	0.85	0.87	0.89	0.88	0.85	0.81	0.76	0.73	0.74
WNDVAV	2.52	2.40	2.21	2.13	2.30	2.46	2.65	2.69	2.73	2.87	2.90	2.69

Apêndice C. Tabela 5 – Dados climáticos para a estação p-80-356

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	30.78	30.58	30.19	28.72	27.16	25.45	25.09	25.92	28.05	30.15	31.18	31.07
TMPMN	19.70	20.01	20.12	19.77	19.05	18.35	17.60	17.50	17.84	18.49	19.00	19.42
TMPSTDMX	2.35	2.45	2.56	2.59	2.37	2.10	2.21	2.28	2.74	2.38	2.18	2.47
TMPSTDMN	0.99	0.90	0.94	1.06	1.14	1.15	1.24	1.08	1.16	1.07	0.99	1.00
PCPMM	59.12	73.53	104.99	99.73	69.83	77.73	55.17	35.98	25.71	17.30	19.68	41.40
PCPSTD	3.80	5.24	5.70	5.78	3.37	5.54	3.34	1.79	1.62	1.55	1.77	3.16
PCPSKW	3.31	6.16	6.73	7.85	3.25	8.13	5.57	2.67	3.19	6.73	4.90	6.19
PR_W1	0.51	0.49	0.54	0.55	0.64	0.72	0.65	0.79	0.62	0.50	0.41	0.42
PR_W2	0.80	0.84	0.88	0.91	0.89	0.92	0.92	0.89	0.85	0.77	0.73	0.76
PCPD	22.36	21.17	25.39	25.67	26.64	27.11	27.39	27.20	24.03	21.20	18.14	19.66
RAINHHMX	3.74	5.26	5.47	6.23	3.89	5.81	3.25	2.16	1.76	1.73	2.02	3.25
SOLARAV	23.04	22.63	21.90	18.62	15.99	13.76	14.77	17.04	20.21	22.44	22.87	22.91
DEWPT	0.74	0.75	0.79	0.84	0.87	0.88	0.87	0.85	0.80	0.75	0.72	0.72
WNDVAV	2.66	2.53	2.34	2.27	2.44	2.62	2.79	2.83	2.86	2.99	2.98	2.79

Apêndice C. Tabela 1 – Dados climáticos para a estação p-50-363

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	31.24	30.99	30.64	29.30	27.80	25.87	25.41	26.29	28.70	30.61	31.34	31.30
TMPMN	18.96	19.03	19.13	18.72	17.93	17.21	16.52	16.61	17.33	18.14	18.59	18.81
TMPSTDMX	1.97	2.15	2.43	2.47	2.46	2.34	2.42	2.41	2.68	2.02	1.85	2.08
TMPSTDMN	0.94	0.87	0.89	0.95	1.10	1.14	1.22	1.12	1.15	1.02	0.94	0.97
PCPMM	24.63	29.80	51.26	39.10	24.94	27.28	20.04	13.18	8.77	8.88	6.93	13.02
PCPSTD	2.32	2.87	5.04	2.70	1.95	3.14	1.67	0.88	0.55	1.12	1.08	1.93
PCPSKW	5.74	6.48	13.47	7.18	7.74	11.75	8.80	10.87	4.44	10.96	11.94	14.57
PR_W1	0.45	0.43	0.56	0.46	0.55	0.68	0.66	0.69	0.62	0.49	0.40	0.38
PR_W2	0.74	0.78	0.85	0.90	0.87	0.90	0.90	0.91	0.84	0.79	0.71	0.69
PCPD	19.78	18.72	24.39	24.47	25.00	26.28	26.64	27.37	23.86	21.74	17.29	17.09
RAINHHMX	1.91	2.76	3.65	2.99	2.01	3.02	1.62	1.06	0.63	0.92	0.88	1.67
SOLARAV	24.13	23.69	22.87	20.23	18.05	15.96	16.99	19.51	23.13	24.57	24.29	24.13
DEWPT	0.68	0.70	0.74	0.78	0.80	0.82	0.81	0.78	0.73	0.68	0.66	0.66
WNDVAV	3.84	3.56	3.30	3.14	3.35	3.65	3.85	4.00	4.17	4.35	4.29	4.08

**Legenda:** TMPMX: Temperatura máxima (°C); TMPMN: Temperatura mínima (°C); TMPSTDMX: Desvio padrão da temperatura máxima (°C); TMPSTDMN: Desvio padrão da temperatura mínima (°C); PCPMM: Precipitação média mensal (mm); PCPSTD: Desvio padrão da precipitação (mm); PR\_W1: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos (%); PR\_W2: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos (%); PCPSKW: Coeficiente de assimetria para a precipitação máxima; PCPD: Número de dias de precipitação (dias); RAINHHMX: Precipitação máxima de 0,5 hora (mm); SOLARAV: Radiação solar (MJ.m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup>); WNDVAV: Velocidade do vento (m/s); e DEWPT: Temperatura no ponto de orvalho (°C).

## **ANEXO A – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-CLIMÁTICA DA BACIA DO CAPIBARIBE**

### **CLIMA**

A bacia do Rio Capibaribe está inserida em duas regiões fisiográficas distintas, Agreste e Zona da Mata. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da Região Agreste é do tipo As' (tropical chuvoso com verão seco) caracterizado pela ocorrência de precipitações de distribuição irregular no espaço e no tempo, com máximas acontecendo entre Abril e Julho com pluviosidade média anual de 650 mm a 900 mm, e com temperatura média anual oscilando em torno de 24°C (SOUZA, 2011).

A Zona da Mata, conforme a mesma classificação, é do tipo Ams' (tropical chuvoso, de monção com verão seco) alcançando temperaturas médias anuais superiores à 24°C e precipitações máximas ocorrendo entre Maio e Julho com pluviosidade anual variando de 1,700 mm a 2.500 mm (SUDENE, 1990).

Segundo o Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Capibaribe (PERNAMBUCO, 2010a), os totais anuais precipitados na bacia apresentam uma média de 1.134 mm, com o aumento da precipitação na medida em que os postos se aproximam do litoral.

### **SOLOS**

O território da bacia do Rio Capibaribe possui significativa diversidade de solos. Através do mapeamento realizado no Levantamento de Reconhecimento de Baixa e Média Intensidade dos Solos de Pernambuco (EMBRAPA, 2000) podem ser identificados 17 tipos de solo, com a predominância dos Planossolos, Argilossolos e Neossolos. São eles: Argilossolo Amarelo (PA), Argilossolo Vermelho (PV), Argilossolo Vermelho-Amarelo (PVA), Cambissolo Háplico (CX), Espodossolos Humilúvico (EK), Gleissolo Háplico (GX), Latossolo Amarelo (LA), Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), Luvisso Crômico (TC), Neossolos Flúvicos (RY), Neossolo Litólico (RL), Neossolo Regolítico (RR), Neossolos Quartzarênicos (RQ), Planossolo Háplico (SX), Planossolo Nátrico (SN), Solo Indiscriminado de Mangue (SM) e Vertissolo Háplico (VX).

Os Argilossolos são constituídos por material mineral, com argila de atividade baixa ou de atividade alta desde que conjugada com saturação por bases baixa ou

com caráter alumínico (EMBRAPA, 2018). Geralmente são fortemente drenados e muito profundos.

Cambissolos são solos minerais, não hidromórficos, pedogeneticamente pouco evoluídos e pouca variação textural ao longo do perfil (EMBRAPA, 2000). As características desse tipo de solo diferem muito de acordo com o local, podendo ser desde fortemente a imperfeitamente drenados bem como de rasos a profundos. Já os espodossolos são formados por material mineral, possuindo horizonte B espódico imediatamente abaixo de horizonte E, A ou horizonte hístico (horizonte onde se predominam as características relacionadas ao elevado teor de matéria orgânica) dentro de 200 cm a partir da superfície do solo ou de 400 cm dependendo da soma das espessuras dos horizontes A e E (EMBRAPA, 2018).

Os Gleissolos são solos minerais com horizonte glei (horizonte que pode ser constituído por qualquer material de qualquer classe textural) iniciando-se dentro dos primeiros 50 cm a partir da superfície do solo, ou a profundidade maior que 50 cm e menor ou igual a 150 cm (EMBRAPA, 2018). Compreendem solos muito mal drenados, com composição granulométrica bastante variada, mas predomínio da fração de argila.

Latossolos são solos constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico precedido de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto hístico (EMBRAPA, 2018). São solos muito intemperizados, relativamente homogêneos em cor e textura, fortemente drenados e muito profundos.

Os Luvisolos apresentam horizonte B textural com argila de atividade alta e saturação por bases alta na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, com exceção do A chernozêmico, ou sob horizonte E (EMBRAPA, 2018).

Neossolos são solos pouco evoluídos devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, constituídos por material mineral ou por material orgânico com pouca espessura (EMBRAPA, 2018).

Parte do grupo de solos minerais mal drenados, os Planossolos são constituídos por um horizonte superficial ou subsuperficial eluvial seguido de horizonte B de permeabilidade lenta ou muito lenta (EMBRAPA, 2018).

Os Solos Indiscriminados de Mangue são halomórficos pouco desenvolvidos, escuros, lamacentos, com alto conteúdo de sais provenientes da água do mar,

formados em ambientes de mangues a partir de sedimentos recentes de natureza e granulometria variada misturado com detritos orgânicos (EMBRAPA, 2000).

Vertissolos são solos constituídos por material mineral com horizonte vértico iniciando dentro de 100 cm a partir da superfície e relação textural insuficiente para caracterizar um horizonte B textural (EMBRAPA, 2018).

## RELEVO

A bacia do Capibaribe não possui relevo homogêneo, apresentando formações montanhosas e de forte ondulação nas regiões do extremo oeste, sudoeste e sul, e ao norte na linha de fronteira com o estado da Paraíba (SOUZA, 2011). Ao centro, o relevo da bacia é predominantemente suave e ondulado passando a suave ondulado no litoral.

No que se refere à dinâmica do relevo, merecem destaque os processos de erosão e assoreamento, em decorrência das declividades elevadas, dos solos não coesivos e da vegetação mais rarefeita (PERNAMBUCO, 2010b).

## USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

O uso e ocupação da bacia do Rio Capibaribe é bastante diversificado, composto por áreas urbanas e industriais, policultura, pastagem e pecuária, áreas de plantio de cana-de-açúcar, corpos d'água, mata atlântica e caatinga.

A bacia pode ser caracterizada pela elevada artificialização, tanto nos espaços rurais, onde há predominância das atividades do setor primário, quanto nas manchas urbanas, onde a indústria, prestação de serviços e comércio possuem destaque (ARAGÃO e GOMES, 2019).

As áreas antropizadas agrícolas possuem predominância na bacia, principalmente a pastagem e cana de açúcar. A região do Agreste Central da bacia é um forte destaque na pecuária bovina de corte, possuindo o segundo maior rebanho do estado enquanto a Mata Norte e Mata Sul tem são destaques no setor canavieiro (BRAGA *et al.*, 2015). A agricultura de subsistência também é encontrada nessas áreas, com plantios de milho, mandioca e feijão, geralmente associados à pequena propriedade (PERNAMBUCO, 2010b).

Os recursos hídricos correspondem aos rios e reservatórios da bacia, que possuem uma área total máxima de espelho d'água de 34,28 km<sup>2</sup> (PERNAMBUCO, 2010b). Vale o destaque para os reservatórios de Jucazinho, Carpina, Tapacurá e Goitá, objetos de estudo desse trabalho, que são responsáveis por grande parte dessa área.

A cobertura vegetal nativa remanescente varia de Mata Atlântica a Caatinga acompanhando as condições de clima e de solos à medida que se afasta do litoral para o interior (BRAGA *et al.*, 2015). Das áreas de domínio do bioma Mata Atlântica destacam-se o Complexo de Matas Tapacurá e os fragmentos em áreas pertencentes a usinas em São Lourenço da Mata, além do Parque de Dois Irmãos em Recife e a mata de Ronda em Pombos. As porções do Agreste e Sertão da bacia se encontram no chamado domínio das caatingas, que engloba dois terços da bacia do Capibaribe, caracterizados por uma vegetação arbustiva-arbórea aberta.