

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO DE
SIMULAÇÃO COM UTILIZAÇÃO DE SIG À BACIA DO
RIO JIQUIRIÇÁ - BAHIA**

JULIANA MENEZES GARRIDO

ORIENTADOR: NÉSTOR ALDO CAMPANA

CO-ORIENTADOR: NABIL JOSEPH EID

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

PUBLICAÇÃO: PTARH.DM – 063A/2003

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO/2003

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO DE SIMULAÇÃO COM
UTILIZAÇÃO DE SIG À BACIA DO RIO JIQUIRIÇÁ - BAHIA**

JULIANA MENEZES GARRIDO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA
FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE
BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA
A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS.**

APROVADA POR:

**Prof. Néstor Aldo Campana, Dsc (UnB)
(Orientador)**

**Prof. Nabil Joseph Eid, Dsc (UnB)
(Co-Orientador)**

**Prof. Sergio Koide, PhD (UnB)
(Examinador Interno)**

**Profª Yvonilde Dantas P. Medeiros, PhD (UFBA)
(Examinadora Externa)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 30 DE SETEMBRO DE 2003

FICHA CATALOGRÁFICA

GARRIDO, JULIANA MENEZES

Aplicação de Modelo Matemático de Simulação com Utilização de SIG à Bacia do rio Jiquiriçá - Bahia. [Distrito Federal] 2003. xxix, 198p, 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2003). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Modelagem Chuva-vazão

2. Modelagem de Qualidade de Água

3. SIG

4. SWAT

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

GARRIDO, J. M. (2003). Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá - Bahia. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, publicação PTARH.DM-063A/03, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Juliana Menezes Garrido

TÍTULO: Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá – Bahia.

GRAU: Mestre

ANO: 2003

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Juliana Menezes Garrido

Rua Plínio Moscoso, 64, apt. 201, Ed. Pedra do Valle, Chame-Chame.

Salvador, Bahia. CEP 40155-190. Brasil

Dedico esse trabalho a minha família, em especial a meus pais, pelo apoio incondicional e pela compreensão pela minha ausência. A Marcelo pelo companheirismo, amor e paciência nas horas difíceis. A meus sobrinhos, Gabi e Guga, por serem grandes alegrias na minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Néstor Aldo Campana pela orientação, discussões esclarecedoras e clareza no desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Nabil Joseph Eid pela incrível paciência, apoio em momentos de aperto e orientação para desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores Sérgio Koide e Oscar de Moraes Cordeiro Netto pelas discussões esclarecedoras, paciência e incentivo.

À professora Cristina Célia Silveira Brandão pelo apoio e incentivo durante todo o curso, principalmente nos momentos de maior dificuldade.

Aos demais professores do mestrado: Marco Antônio Almeida de Souza e Ricardo Silveira Bernardes pelo compartilhamento dos seus conhecimentos.

Aos amigos de turma Mônica, Marquinho, Bete, Jackson, Giordano e Maria da Paz pela amizade e cumplicidade. Em especial, a Juci pelo companheirismo e pelo exemplo de garra, fé, perseverança e amor. Aos demais amigos do PTARH pela amizade e companheirismo.

À Álvaro Cappellesso pela paciência em digitalizar os dados de curvas de nível e pontos cotados de diversas plantas no Arc View.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro concedido durante parte do curso.

À Raymundo José dos Santos Garrido pelo exemplo, apoio e incentivo.

À Luiz Gabriel Azevedo, Alexandre Baltar e Manuel Rêgo pelas discussões esclarecedoras, pelo incentivo e paciência nas horas ausentes. Às amigas Paula Freitas, Lílian Pena, Lílian Santos e Waleska Pedrosa pela paciência e incentivo.

Aos amigos(as) e primos(as) de Salvador pelo apoio em momentos importantes e pela alegria e amizade sincera.

Ao Consórcio do Jiquiriçá pelo apoio logístico; em especial a Vera, Alex, Patrícia, Bouzón e Jander pelas discussões esclarecedoras e incentivo.

À Superintendência de Recursos Hídricos da Bahia pela disponibilização de informações.

À Agência Nacional de Águas, na pessoa de Andreлина Santos, pelo fornecimento de dados de estações pluviométricas e fluviométricas da região.

RESUMO

APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO DE SIMULAÇÃO COM UTILIZAÇÃO DE SIG À BACIA DO RIO JIQUIRIÇÁ - BAHIA.

Autor: Juliana Menezes Garrido

Orientador: Néstor Aldo Campana

Co-orientador: Nabil Joseph Eid

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, setembro de 2003

A necessidade de conhecimento do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é essencial para o seu gerenciamento e planejamento. Nesse sentido, os modelos matemáticos de simulação e as técnicas de sistemas de informações geográficas são instrumentos de vital importância. Com base em tais pressupostos, avaliou-se a aplicabilidade da modelagem matemática de simulação associada à interface SIG para auxílio à gestão dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Jiquiriçá, no Estado da Bahia, com base nos dados disponíveis. A modelagem concentrou-se principalmente no aspecto quantitativo dos recursos hídricos, embora também tenham sido procedidos levantamentos qualitativos das águas da bacia hidrográfica.

Foi desenvolvida metodologia para coleta, processamento e tratamento dos dados de entrada no modelo SWAT. A calibração e verificação do SWAT foram realizadas com simulações diárias para o aspecto quantitativo, comparando-se vazões simuladas com as observadas para o período. Os resultados demonstraram a necessidade de se avaliar com mais precisão a distribuição espacial e temporal da chuva na região, a variação temporal da vazão e a melhor definição de características da bacia por meio de coleta de dados em campo e desenvolvimento de pesquisas específicas.

Conclui-se que a seleção de modelos matemáticos complexos, que englobam informações específicas de diversas áreas do conhecimento, deve ser avaliada com base nos dados disponíveis. Em situações de escassez de dados, utilizá-los pode dificultar a busca de informações de entrada no modelo e provocar incertezas no ajuste e o resultado final pode se tornar inconsistente pelo número excessivo de dados estimados.

ABSTRACT

APPLICATION OF A MATHEMATICAL SIMULATION MODEL USING A GIS INTERFACE TO THE JQUIRIÇÁ RIVER BASIN - BAHIA.

Author: Juliana Menezes Garrido

Supervisor: Néstor Aldo Campana

Co-supervisor: Nabil Joseph Eid

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, September, 2003.

The understanding of the hydrologic behavior of a river basin is essential for its management and the planning of its activities. In this regard, mathematical simulation models and the techniques of geographic information systems are vital instruments. Based in these assumptions, this study aimed at assessing the applicability of a simulation modeling technique using a GIS interface, in order to support the superficial water resources management of Jiquiriçá river basin, in state of Bahia, based on the available data. The modeling process concentrated especially on the quantitative aspect of the water resources, although a survey of the qualitative aspect has also been carried out.

A particular methodology was developed to access, process and format the available inputs to the SWAT model. The model was calibrated and verified for the quantitative aspect using daily printout frequency, by comparing the simulated flows to the measured ones. The results revealed the necessity of a more precise assessment of the spatial and temporal distribution of the rain precipitation and the temporal flow variation in the region. Moreover, a better definition of the basin's characteristics is also needed regarding the development of specific researches and field surveys.

The study concluded that the selection of complex mathematical models, which need specific information of varied sources, needs to be analyzed taking into consideration the available data. In poorly gauged basins, the use of such model may rise some difficulty in finding the data requested to run the model and it may cause some uncertainty during the calibration process. The final results may be inconsistent due to the excessive number of estimated data.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS	4
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 - CARACTERIZAÇÃO DE QUALIDADE E QUANTIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA ..	5
3.2 – CONCEITOS SOBRE MODELOS MATEMÁTICOS DE SIMULAÇÃO	9
3.3 – CONCEITOS SOBRE MDE, SENSORIAMENTO REMOTO E SIG	16
3.3.1 – Modelo digital de elevações (MDE).....	16
3.3.2 – Sensoriamento remoto	17
3.3.3 – Sistemas de informações geográficas (SIG)	18
3.3.4 – Modelos matemáticos de simulação e os sistemas de informações geográficas.....	19
3.4 - MODELOS MATEMÁTICOS DE SIMULAÇÃO	20
3.4.1 - AGNPS.....	20
3.4.2 - ANSWERS.....	22
3.4.3 - SHETRAN	23
3.4.4 - SWAT	24
3.4.5 - SWRRBWQ.....	27
3.4.6 - WATFLOOD.....	28
3.4.7 - Comentários.....	30
4 – O MODELO SWAT.....	32
4.1 - DESCRIÇÃO GERAL DO MODELO.....	33
4.2- CLIMA	35
4.3 – CICLO HIDROLÓGICO.....	36
4.3.1- Escoamento superficial.....	38
4.3.2 - Evapotranspiração	41
4.3.2.1 – Evapotranspiração potencial.....	42
4.3.2.2 – Evapotranspiração real.....	43
4.3.3 – Vazão sub-superficial	45

4.3.4 – Percolação	45
4.3.5– Águas subterrâneas	46
4.4 – COBERTURA DO SOLO/CRESCIMENTO DE PLANTAS.....	48
4.5 – MANEJO	50
4.5.1 –Manejo agrícola	50
4.5.2 – Manejo dos recursos hídricos.....	51
4.5.3 – Manejo de áreas urbanas.....	52
4.6 – EROSÃO.....	52
4.7 – PROPAGAÇÃO DA VAZÃO	54
4.7.1 - Canal.....	54
4.7.2 – Armazenamento em corpos hídricos.....	56
4.8 – NUTRIENTES	56
4.8.1 – Nitrogênio.....	57
4.8.1.1 - Fase terrestre	57
4.8.1.2 - Fase aquática	62
4.8.2 – Fósforo	63
4.8.2.1 - Fase terrestre	63
4.8.2.2 - Fase aquática	66
4.9 – PESTICIDAS	66
4.10 – OUTROS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA SIMULADOS PELO MODELO.....	67
4.10.1 – Demanda bioquímica carbonácea de oxigênio (CDBO).....	67
4.10.2– Oxigênio dissolvido (OD).....	68
4.11 – DADOS DE ENTRADA DO MODELO	69
4.12 – TIPOS DE SAÍDAS DE DADOS	69
5 – ÁREA DE ESTUDO	72
5.1 - GENERALIDADES	72
5.2 - CLIMA	74
5.3 – TIPOS DE SOLO.....	74
5.4 – HIDROGEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA	76
5.5 – OCUPAÇÃO TERRITORIAL E ATIVIDADES ECONÔMICAS.....	77
5.6 – USOS DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	79
5.7 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	80

5.8 – FONTES DE POLUIÇÃO.....	80
6 – METODOLOGIA	82
6.1 - COLETA E PROCESSAMENTO DOS DADOS.....	83
6.1.1 - Modelo digital de elevações.....	83
6.1.2 - Solos	84
6.1.2.1 - Dados gráficos.....	84
6.1.2.2 - Dados tabelados	84
6.1.3 – Uso e ocupação do solo	88
6.1.3.1 - Dados gráficos.....	88
6.1.3.2 - Dados tabelados	93
6.1.4 - Dados climatológicos	95
6.1.4.1 – Dados mensais da estação climatológica	95
6.1.4.2 – Dados diários de precipitação.....	97
6.1.5 – Dados de vazão.....	103
6.1.6 – Características físicas do canal.....	104
6.1.7 – Usos consuntivos dos recursos hídricos.....	104
6.1.8 – Fontes pontuais de poluição	106
6.1.9 – Fontes difusas de poluição (manejo do uso e ocupação do solo)	108
6.1.9.1 - Cacau	108
6.1.9.2 - Café.....	108
6.1.9.3 - Mandioca.....	109
6.1.9.4 - Pastagem	109
6.1.9.5 - Área urbana.....	109
6.2 – CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	109
6.3 – ANÁLISE DOS DADOS DISPONÍVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA	118
6.4 - VERIFICAÇÃO DO MODELO PARA AS SITUAÇÕES OBSERVADAS.....	119
6.5 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO	120
7.0 –ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	121
7.1 – CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	121
7.2 – VERIFICAÇÃO DO MODELO	131
7.3 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	135
7.4 – O ASPECTO DE QUALIDADE DA ÁGUA	143

8.0 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	144
APÊNDICES	158
A – DADOS TABELADOS DE ENTRADA NO MODELO	159
B – DADOS INSERIDOS NA BASE DE DADOS DO MODELO	181
C – RELATÓRIO FOTOGRÁFICO.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Relação das principais fontes de poluentes, seus parâmetros de identificação e efeito poluidor mais representativo.	8
Tabela 3.2 - Resumo das características de alguns modelos matemáticos de simulação.	29
Tabela 4.1 – Dados gerais de entrada para utilização do modelo SWAT.....	70
Tabela 5.1 – Tipos de solo da bacia do rio Jiquiriçá.....	76
Tabela 5.2 - Dados de população urbana e rural, em 2000, dos municípios integrantes da bacia.....	77
Tabela 6.1 – Matriz de classificação da imagem.....	91
Tabela 6.2 – Influência de cada posto pluviométrico nas sub-bacias do rio Jiquiriçá.....	102
Tabela 6.3 – Dados de abastecimento de água de alguns municípios integrantes da bacia.	104
Tabela 6.4 – Levantamento do atendimento dos municípios por tipo de serviços de saneamento básico.	106
Tabela 6.5 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com as HRU.	114
Tabela 6.6 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com o uso do solo.....	115
Tabela 6.7 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com o tipo de solo.	116
Tabela 7.1 – Alguns dados e parâmetros adotados de acordo com os tipos de solo da bacia.	121
Tabela 7.2 – Alguns parâmetros adotados de acordo com os tipos de uso e ocupação do solo da bacia.	122
Tabela 7.3 – Alguns parâmetros adotados para a bacia do rio Jiquiriçá.....	124
Tabela 7.4 – Resumo dos resultados dos métodos utilizados para análise da calibração do modelo.....	129
Tabela 7.5 – Resumo dos resultados dos métodos utilizados para análise da verificação do modelo.....	131
Tabela 7.6 – Resultado da análise de sensibilidade realizada no modelo para os parâmetros selecionados.....	136
Tabela A.1 – Dados de entrada do arquivo referente às águas subterrâneas (gw.dbf)	160
Tabela A.2 – Dados de entrada do arquivo referente à bacia (bsn.dbf).....	161
Tabela A.3 – Dados de entrada do arquivo referente a cada HRU (hru.dbf).....	162
Tabela A.4 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 1 (mgt1.dbf).....	164

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)	168
Tabela A.6 – Dados de entrada do arquivo referente às fontes de poluição pontuais para o período de 1993 a 1995 (pp.dbf)	175
Tabela A.7 – Dados de entrada do arquivo referente às fontes de poluição pontuais para o período de 1997 a 2002 (pp.dbf)	175
Tabela A.8 – Dados de entrada do arquivo referente às características físicas do canal (rte.dbf).....	176
Tabela A.9 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos solos (sol.dbf)	177
Tabela A.10 – Dados de entrada do arquivo referente às características das sub-bacias (sub.dbf)	179
Tabela A.11 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos usos dos recursos hídricos para o período de 1993 a 1995 (wus.dbf)	180
Tabela A.12 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos usos dos recursos hídricos para o período de 1997 a 2002 (wus.dbf)	180
Tabela B.1 – Base de dados de uso e ocupação do solo com ênfase nos tipos de culturas (crop.dbf).....	182
Tabela B.2 – Base de dados de uso e ocupação do solo com ênfase nos tipos de áreas urbanas (urban.dbf).....	183
Tabela B.3 – Base de dados de estações climatológicas (userwgn.dbf)	184
Tabela B.4 – Base de dados de solos (usersoil.dbf)	185

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Fluxograma geral de simulação da fase terrestre do modelo em uma sub-bacia, HRU ou célula.	34
Figura 4.2 - Esquema de caminhos viáveis para o movimento da água no SWAT.....	37
Figura 4.3 – Principais componentes do balanço hídrico simulados pelo SWAT	38
Figura 4.4 – Esquema de balanços hídricos realizados pelo modelo para cálculo do ciclo hidrológico.	49
Figura 4.5 – Formas e processos do nitrogênio simulados pelo SWAT na fase terrestre ...	58
Figura 4.6 – Formas e processos do fósforo simulados pelo SWAT na fase terrestre	64
Figura 5.1 – Localização da bacia do rio Jiquiriçá	Erro! Indicador não definido.
Figura 5.2 – Tipos de clima existentes na bacia do rio Jiquiriçá, segundo a classificação de Köppen	Erro! Indicador não definido.
Figura 6.1 – Diagrama síntese da metodologia utilizada para desenvolvimento dos trabalhos.	82
Figura 6.2 – Modelo digital de elevações criado para a bacia do rio Jiquiriçá.	84
Figura 6.3 - Tipos de solo existentes na bacia do rio Jiquiriçá.	Erro! Indicador não definido.
Figura 6.4 – Composição colorida RGB das Bandas 3, 4 e 5 do LANDSAT 7 de parte da cena 216/69.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 6.5 – Mapa temático da imagem re-classificada da bacia do rio Jiquiriçá.....	94
Figura 6.6 - Localização das estações climatológica, fluviométricas e pluviométricas na bacia do rio Jiquiriçá e entorno.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 6.7 – Polígonos de Thiessen para a região da bacia abrangida pelo estudo.....	101
Figura 6.8 - Totais de precipitação nos períodos de dados disponíveis dos postos de cada sub-bacia.....	103
Figura 6.9 – Pontos de coleta de água para análise de qualidade na bacia do rio Jiquiriçá.....	110
Figura 6.10 – Delineamento da bacia após o processamento de dados gráficos pelo SWAT.	Erro! Indicador não definido.
Figura 7.1 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000, no período de março de 1993 a junho de 1994.	127
Figura 7.2 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000, no período de julho de 1994 a outubro de 1995.....	128

Figura 7.3 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000, no período de março de 1993 a junho de 1994.	128
Figura 7.4 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000, no período de julho de 1994 a outubro de 1995.	129
Figura 7.5 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.	131
Figura 7.6 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.	132
Figura 7.7 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 2001 a setembro de 2002.	135
Figura 7.8 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.	135
Figura 7.9 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.	133
Figura 7.10 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 2001 a setembro de 2002.	134
Figura C.1 – Sede municipal de Maracás.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.2 – Fonte que capta água da nascente do rio Jiquiriçá (Maracás)	Erro! Indicador não definido.
Figura C. 3 – Maracás (sede municipal) – fonte que capta água da nascente.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.4 – Açude do Peixe – rio Jiquiriçá	Erro! Indicador não definido.
Figura C.5 - Açude do Peixe com captação apenas para molhar a estrada	Erro! Indicador não definido.
Figura C.6 – Açude com captação para irrigação no caminho de Lajedo para Maracás.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.7 – Áreas ribeirinhas ao rio Jiquiriçá com cultivo de culturas irrigadas – próximo a Lajedo.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.8 – Vista da região no trecho de Lajedo para Maracás.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.9 – Rio Jiquiriçá visto da entrada da estrada para Irajuba saindo de Maracás.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.10 – Açude próximo ao povoado do Peixe.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.11 – Detalhe do bombeamento para irrigação no açude da Figura C.10.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.12 – Vista do açude da Figura C.10.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.13 – Açude encontrado no caminho de Maracás para Irajuba.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.14 – Outro açude no trecho entre Maracás e Irajuba.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.15 – Açude próximo a localidade de Fazenda Nova.	Erro! Indicador não definido.
Figura C.16 – Barragem de concreto com vertedouro encontrada no caminho de Maracás para Irajuba.	Erro! Indicador não definido.

- Figura C.17 – Região no trecho entre Maracás e Irajuba.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.18 – Cidade de Irajuba – o rio é intermitente e salobro neste trecho**Erro! Indicador não definido**
- Figura C.19 – Lixo e drenagem pluvial/esgoto lançado nas margens do rio intermitente
– mesmo local da ponte da Figura C.18.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.20 – O rio antigamente passava por esse trecho - Irajuba.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.21 – Vale em Irajuba.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.22 – Matadouro de Irajuba. Os restos são jogados no leito do rio.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.23 – Açude na estrada de Irajuba para a BR 116. ..**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.24 – Açude na estrada de Irajuba para a BR 116. ..**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.25 – Ponte na BR-116. Detalhe da ponte sob o rio Jiquiriçá e do vertido.**Erro! Indicador não d**
- Figura C.26 – Região do açude na BR-116.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.27 – Canal em construção em Jaguaquara, afluente do rio Jiquiriçá.**Erro! Indicador não definid**
- Figura C.28 – Observa-se no fundo a situação anterior à construção do canal –
Jaguaquara.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.29 – Trecho a jusante do canal, recebendo esgoto e lixo – Jaguaquara.**Erro! Indicador não defir**
- Figura C.30 – Lançamento de efluentes domésticos diretamente no afluente do rio
Jiquiriçá – Jaguaquara.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.31 – Saída de Jaguaquara para Itaquara. Rio afluente do rio Jiquiriçá.**Erro! Indicador não defir**
- Figura C.32 – Chegada em Itaquara – a montante da ponte .**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.33 – Saída de Itaquara – rio Casca.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.34 – Trecho de Itaquara para Santa Inês.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.35 – Trecho de Itaquara para Santa Inês.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.36 – Açude no trecho de Itaquara para Santa Inês.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.37 – Ponte sobre o rio Jiquiriçá próximo a Santa Inês – vista de montante**Erro! Indicador não d**
- Figura C.38 – Ponte sobre o rio Jiquiriçá próximo a Santa Inês – vista de jusante**Erro! Indicador não def**
- Figura C.39 – Rio Jiquiriçá passando dentro da cidade de Santa Inês**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.40 – Encontros dos rios Casca e Jiquiriçá em Santa Inês**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.41 – Povoado “Volta do Rio” – rio Jiquiriçá.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.42 – Rio Jiquiriçá – região próxima a Ubaíra.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.43 – Rio Jiquiriçá – região próxima a Ubaíra.**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.44 – Rio Jiquiriçá - região próxima a Ubaíra.....**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.45 – Rio Boqueirão afluente do Jiquiriçá – sede do município de Jiquiriçá**Erro! Indicador não c**
- Figura C.46 – Cachoeiras do rio Boqueirão – sede municipal de Jiquiriçá**Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.47 – Rio Jiquiriçá – a jusante da ponte de acesso à cidade de Jiquiriçá**Erro! Indicador não defir**

- Figura C.48 – Encontro dos rios Jiquiriçá e Boqueirão – sede municipal de Jiquiriçá **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.49 – Encontro dos rios Jiquiriçá e Boqueirão – sede municipal de Jiquiriçá **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.50 – Localidade de Mutuípe **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.51 - Entrada da cidade de Mutuípe - rio Jiquiriçá - vista de montante **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.52 - Entrada da cidade de Mutuípe - rio Jiquiriçá - vista de jusante. **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.53 - Vista da cidade de Mutuípe **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.54 - Vista da cidade de Mutuípe **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.55 - Rio Jiquiriçá no caminho de Mutuípe para Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.56 - Rio Jiquiriçá no caminho de Mutuípe para Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.57 - Rio Jiquiriçá - encontro de rios - caminho de Mutuípe para Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.58 - Rio Jiquiriçá - encontro de rios - caminho de Mutuípe para Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.59 - Rio Jiquiriçá próximo a cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.60 - Rio Jiquiriçá próximo a cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.61 - Ponte de acesso à cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.62 - Vista do rio Jiquiriçá e da ponte de acesso a cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.63 - Rio Jiquiriçá visto da cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.64 - Rio Jiquiriçá visto da cidade de Laje **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.65 - A montante da ponte na saída do município de Laje - BR-101 **Erro! Indicador não definido.**
- Figura C.66 - A jusante do entroncamento na saída de Laje - ponte da BR-101 **Erro! Indicador não definido.**

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

AGNPS	- <i>Agricultural Nonpoint Source Pollution Modeling System</i>
ALPHA_BF	- Constante de recessão do escoamento de base (d)
ANA	- Agência Nacional de Águas
ANEEL	- Agência Nacional de Energia Elétrica
ANSWERS	- <i>Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation</i>
$a_{q_{dp,i}}$	- Quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia i (mm)
$a_{q_{dp,i-1}}$	- Quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia i-1 (mm)
$a_{q_{sh,i}}$	- Quantidade de água armazenada no aquífero raso num dia i (mm)
$a_{q_{sh,i-1}}$	- Quantidade de água armazenada no aquífero raso num dia i-1 (mm)
$area_{HRU}$	- Área da <i>HRU</i> (ha)
ARS	- <i>Agricultural Research Service</i>
$\alpha_{0,5}$	- Fração da chuva diária ocorrida durante 30 minutos de maior intensidade de chuva na sub-bacia (h)
α_{gw}	- Constante de recessão do escoamento de base (d)
α_{tc}	- Fração da chuva diária que ocorre durante o tempo de concentração
β	- Coeficiente de regressão (Equação 4.23)
BASINS	- <i>Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Source</i>
β_{min}	- Coeficiente da taxa de mineralização dos nutrientes orgânicos ativos do húmus
BMP	- <i>Best Management Practice</i>
BRASS	- <i>Bedrock Regional Aquifer Systematics Study</i>
C:N	- Proporção entre a quantidade de carbono e nitrogênio existente num composto
CANMX	- Capacidade máxima de interceptação pelas plantas (mm)

CDBO	- Demanda Bioquímica Carbonácea de Oxigênio
CEPLAC	- Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira
CFRG	- Fator de fragmentos grosseiros
CH_K1	- Condutividade hidráulica saturada efetiva dos tributários (mm/h)
CH_K2	- Condutividade hidráulica saturada efetiva do canal principal (mm/h)
CH_N1	- Valor do coeficiente n de Manning para os tributários
CH_N2	- Valor do coeficiente n de Manning para o canal principal
CIVJ	- Consórcio Intermunicipal do Vale do Jiquiriçá
CN	- Número de curva
COE	- Coeficiente de Eficiência
coef ₁ e coef ₂	- Parâmetros inseridos pelos usuários para cálculo de K da equação de Muskingum
coef _{ev}	- Coeficiente de evaporação
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
CRA	- Centro de Recursos Ambientais do Estado da Bahia
CREAMS	- <i>Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems</i>
C _{USLE}	- Fator de cobertura e manejo de USLE
DA	- Área de drenagem da sub-bacia, célula ou <i>HRU</i> (km ²)
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
δ _{gw}	- Tempo que leva para a água passar pela zona intermediária do solo (d)
depth _{surf}	- Profundidade da camada superficial (10 mm)
DHM	- <i>Diffusion Hydrodynamic Model</i>
div	- Volume lançado ou captado no canal (m ³)
δ _{ntr,ly}	- Constante de taxa de decaimento de resíduos
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
DR3M	- <i>Distributed Routing Rainfall-Runoff Model</i>
Δt	- Período de tempo simulado (h)

E	- Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
E'_0	- Evapotranspiração potencial ajustada para a evaporação de água livre das plantas no dia (mm/d)
E''_s	- Evaporação máxima diária de água do solo (mm/d)
$E''_{soil,ly}$	- Quantidade de água diária removida da primeira camada de solo devido à evaporação (mm/d)
E_0	- Evapotranspiração potencial diária (mm/d)
E_a	- Quantidade de água diária evapotranspirada (mm/d)
E_a	- Evapotranspiração real diária (mm/d)
E_{can}	- Quantidade de evaporação diária da água livre nas plantas (mm)
E_{ch}	- Evaporação no canal num dia (m^3)
EMBASA	- Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A.
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
epco	- Coeficiente incorporado para permitir que diferentes camadas compensem a incapacidade de outras em satisfazer a demanda de água das plantas
EPIC	- <i>Water and Wind Erosion Model</i>
esco	- Coeficiente que representa funções exponenciais que relacionam a profundidade do solo à quantidade máxima de água a ser retirada do solo por evaporação
$E_{soil, ly}$	- Demanda evaporativa numa camada de solo qualquer (mm)
$E_{soil, z}$	- Demanda por evaporação numa camada de solo à profundidade z (mm)
$E_{soil, zl}$	- Demanda evaporativa no limite inferior de uma camada de solo (mm)
$E_{soil, zu}$	- Demanda evaporativa no limite superior de uma camada de solo (mm)
ESWAT	- <i>Extended Soil and Water Assessment Tool</i>
E_t	- Transpiração máxima em um dia (mm)
ETP	- Evapotranspiração potencial
FC_{ly}	- Quantidade de água no solo em capacidade de campo (mm)

FFCB	- Condição inicial de água no solo expressa em fração da capacidade de campo
FLDWAV-NWS	- <i>NWS National Weather Flood Wave Model</i>
$fr_{\Delta t}$	- Fração de tempo do período simulado no qual a água está em movimento no canal
GLEAMS	- <i>Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems</i>
GRASS	- <i>Geographic Resources Analysis Support System</i>
GRU	- <i>Group Response Unit</i>
$\gamma_{sw,ly}$	- Fator de ciclo de água do nutriente
$\gamma_{tmp,ly}$	- Fator de ciclo de temperatura do nutriente na camada
GW_DELAY	- Tempo que leva para a água passar pela zona intermediária do solo (d)
GW_REVAP	- Coeficiente que determina a quantidade de água que ascende do aquífero raso por capilaridade
GW_SPYLD	- Produtividade de água do aquífero raso (m^3/m^3)
GWQMN	- Altura de água no aquífero raso a partir da qual é possibilitada a recarga do rio pelo escoamento de base (mm)
H_0	- Radiação extraterrestre (MJ/m^2d)
HEC	- <i>Hydrologic Engineering Center</i>
$\eta_{nit,ly}$	- Regulador de nitrificação
HRU	- <i>Hydrologic Response Unit</i>
HSPF	- <i>Hydrologic Simulation Program - FORTRAN</i>
HYDRGRP	- Classificação do solo segundo o grupo hidrológico
$\eta_{vol,ly}$	- Regulador de volatilização
Ia	- Perdas iniciais que incluem a acumulação superficial, a interceptação e a infiltração anterior ao escoamento superficial (mm)
IAHS	- Associação Internacional para a Hidrologia Científica
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ILLUDAS	- <i>Illinois Urban Drainage Area Simulator</i>

imp_{tot}	- Fração da área total que é impermeável
INMET	- Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
K	- Constante de tempo de trânsito no trecho de canal que representa o tempo médio de deslocamento da onda entre o início e o fim do trecho (s)
$K_{0,1bnkfull}$	- Constante de tempo de trânsito no trecho quando os níveis de água estiverem a 10% do seu nível alto (s)
$K_{bnkfull}$	- Constante de tempo de trânsito no trecho quando os níveis de água estiverem altos (s)
K_{ch}	- Condutividade hidráulica efetiva do aluvião (mm/hr)
$k_{d,perc}$	- Coeficiente de percolação do fósforo ($10 \text{ m}^3/\text{mg}$)
K_{sat}	- Condutividade hidráulica do solo saturado (mm/h)
K_{USLE}	- Fator de erodibilidade de USLE
λ	- Calor latente de vaporização (MJ/kg)
L	- Comprimento do canal (km)
LA	- Latossolo Amarelo
LAI	- Índice de área foliar
L_{ch}	- Comprimento do canal (km)
L_{slp}	- Comprimento de rampa da sub-bacia (m)
LS_{USLE}	- Fator de topografia de USLE
LVA	- Latossolo Vermelho-Amarelo
ly	- Camada de solo
MDE	- Modelo Digital de Elevação
MEA	- Média do erro absoluto
MNT	- Modelo Numérico do Terreno
MSK_CO1	- Coeficiente da Equação de Muskingum que representa o tempo de trânsito no trecho do canal referente a vazões médias (km)
MSK_CO2	- Coeficiente da Equação de Muskingum que representa o tempo de trânsito no trecho do canal referente a vazões mínimas (km)

MSK_X	- Fator de peso da Equação de Muskingum que controla a importância relativa entre as vazões de entrada e saída do canal
MUSLE	- Equação Universal Modificada de Perdas do Solo
n	- Coeficiente de rugosidade de Manning (Equação 4.7)
n	- Insolação diária (h) (Equação 6.1)
n	- Número de dias do período analisado (Equação 6.2)
N	- Nitrogênio
N	- Fotoperíodo em função do mês e da latitude do local (Equação 6.1)
$N_{dec,ly}$	- Nitrogênio decomposto do nitrogênio orgânico recente (kg N/ha)
$N_{denit,ly}$	- Quantidade de amônia perdida por desnitrificação (kg N/ha)
N_{evap}	- Quantidade de nitrato transportado da camada inferior para a superficial (kg N/ha)
N_2	- Gás nitrogênio
N_2O	- Óxido nitroso
NH_3	- Gás amônia
NH_4^+	- Amônia
NH_4ly	- Quantidade de amônia na camada de solo (kg N/ha)
$N_{mina,ly}$	- Nitrogênio mineralizado do nitrogênio orgânico ativo do húmus (kg N/ha)
$N_{minf,ly}$	- Nitrogênio mineralizado do nitrogênio orgânico recente (kg N/ha)
$N_{nit/vol,ly}$	- Quantidade de amônia que nitrifica ou volatiliza na camada de solo (kg N/ha)
NO_2	- Nitrito
NO_3	- Nitrato
NO_3ly	- Quantidade de nitrato na camada de solo (kg N/ha)
N_{rain}	- Nitrato transferido pela chuva (kg N/ha)
OD	- Oxigênio Dissolvido
OMM	- Organização Meteorológica Mundial
orgC _{ly}	- Quantidade de carbono orgânico na camada de solo (%)
orgN	- Nitrogênio orgânico

$orgN_{act,ly}$	- Quantidade de nitrogênio orgânico ativo armazenado (kg N/ha)
$orgN_{frsh,ly}$	- Quantidade de nitrogênio orgânico recente armazenado (kg N/ha)
$orgP$	- Fósforo orgânico
OV_N	- Coeficiente de rugosidade n de Manning para escoamento superficial
P	- Fósforo
P_{ch}	- Perímetro molhado (m)
PDI	- Processamento Digital de Imagens
$PDRH$	- Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Recôncavo Sul
PI	- Plano de Informação
P_{perc}	- Quantidade de fósforo transportado dos 10 primeiros milímetros da camada superficial do solo para a primeira camada do solo (kg P/ha)
$PRMS$	- <i>Precipitation-Runoff Modeling System</i>
$P_{solution,surf}$	- Quantidade de fósforo em solução nos 10 primeiros milímetros do solo (kg P/ha)
P_{USLE}	- Fator de prática de suporte de USLE
PVA	- Podzólico Vermelho-Amarelo
Q_{gw}	- Quantidade de água do escoamento de base que contribui para o canal principal no dia (mm)
$Q_{gw,0}$	- Quantidade de água da vazão de base que atinge o canal no início do período de recessão (mm)
$q_{in,1}$ e $q_{in,2}$	- Vazões de entrada no volume de controle no início e final do período, respectivamente, (m^3/s)
Q_o	- Constante solar diária (mm/dia)
$q_{out,1}$ e $q_{out,2}$	- Vazões de saída no volume de controle no início e final do período, respectivamente (m^3/s)
q_{peak}	- Vazão de pico (m^3/s)
Q_{rchg}	- Quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia devido ao escoamento sub-superficial (mm)
Q_{surf}	- Quantidade de água escoada superficialmente no dia (mm)

QUAL2E	- <i>Enhanced Stream Water Quality Model</i>
ρ_b	- Peso específico do solo nos 10 primeiros milímetros superficiais do solo (mg/m^3)
R^2	- Coeficiente de determinação
RCHRG_DP	- Coeficiente que determina a quantidade de água que percola do aquífero raso para o profundo
R_{day}	- Quantidade de água precipitada no dia i (mm)
REVAPMN	- Altura de água no aquífero raso a partir da qual é possibilitada a percolação para o aquífero profundo e a ascensão capilar (mm)
$R_{\text{INT}(f)}$	- Quantidade final diária de água livre nas plantas num dia (mm)
$R_{\text{INT}(i)}$	- Quantidade inicial diária de água livre nas plantas (mm)
R_{NO_3}	- Concentração de nitrogênio na chuva ($\text{mg N}/\text{L}$)
ROTO	- <i>Routing Outputs do Outlet</i>
RS	- Radiação solar estimada ($\text{MJ}/\text{m}^2/\text{dia}$)
S	- Parâmetro de retenção (mm)
SAT_{ly}	- Quantidade de água no solo quando completamente saturado (mm)
SCE	- <i>Shuffled Complex Evolution</i>
SCS	- <i>Soil Conservation Service</i>
SEAGRI	- Secretaria de Agricultura, Irrigação e Reforma Agrária da Bahia
sed	- Produção de sedimento num dia (t)
SEI	- Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia
SHALLST	- Altura de água inicial no aquífero raso (mm)
SHE	- <i>Système Hydrologique Européen</i>
SIG	- Sistema de Informações Geográficas
slp_{ch}	- Declividade do canal (m/m)
SLSUBBSN	- Comprimento de rampa médio (m)
SLOPE	- Declividade de rampa média (m/m)
SOL_AWC	- Água disponível para as plantas (mm/mm de solo)
SOL_BD	- Peso específico do solo (Mg/m^3)
SOL_K	- Condutividade hidráulica saturada (mm/h)
SOL_Z	- Profundidade do solo (mm)

SRH/BA	- Superintendência de Recursos Hídricos do Governo do Estado Bahia
SRHSH	- Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Habitação, Superintendência de Recursos Hídricos do Governo do Estado da Bahia
SUDENE	- Agência de Desenvolvimento do Nordeste
Surfer	- <i>Surface Mapping System</i>
SW ₀	- Quantidade inicial de água no solo no dia i (mm)
SWAT	- <i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWAT-G	- <i>Modified version of Soil and Water Assessment Tool</i>
SWIM	- <i>Soil and Water Integrated Model</i>
SW _{ly}	- Quantidade de água no solo no dia (mm)
SW _{ly,excess}	- Quantidade de água drenável na camada de solo (mm)
SWMM	- <i>Storm Water Management Model</i>
SWRRB	- <i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
SWRRBWQ	- <i>Simulator for Water Resources in Rural Basins - Water Quality</i>
SW _t	- Quantidade de água no solo da zona radicular no tempo t (mm)
t	- Duração do ciclo hidrológico simulado (d)
\bar{T}_{av}	- Temperatura do ar média (°C)
t _{conc}	- Tempo de concentração para a sub-bacia ou célula ou HRU (h)
TIN	- <i>Triangulated Irregular Network</i>
t _{loss}	- Perda lateral do canal (m ³)
TM	- <i>Thematic Mapper</i>
T _{mn}	- Temperatura do ar mínima num dia (°C)
T _{mx}	- Temperatura do ar máxima (°C)
TOPAZ	- <i>Topographic Parameterization</i>
TR-20	- <i>Computer Program for Project Formulation Hydrology – Technical Release 20</i>
TT	- Tempo de viagem (h)

TT_{perc}	- Tempo de viagem para percolar da zona radicular para a intermediária do solo (h)
USGS	- <i>United States Geological Survey</i>
USLE	- Equação Universal de Perdas do Solo
USLE_K	- Valor do fator de erodibilidade da USLE
UTM	- <i>Universal Transverse Mercator</i>
V	- Volume de água armazenado no corpo hídrico no final do dia (m^3)
V%	- Porcentagem do volume de água simulado com relação ao volume de água observado (%)
V_{bnk}	- Volume de água de contribuição lateral (m^3)
V_{evap}	- Volume evaporado do corpo hídrico no dia (m^3)
V_{flowin} e $V_{flowout}$	- Volume de entrada e saída, respectivamente, no dia (m^3)
V_{in}	- Volume de entrada durante o período (m^3)
V_{out}	- Volume de saída durante o período (m^3)
V_{pcp}	- Volume que precipita no corpo hídrico no dia (m^3)
V_{seep}	- Volume que percola para o aquífero no dia (m^3)
V_{stored}	- Volume armazenado no volume de controle (m^3)
$V_{stored,1}$	- Volume acumulado no início do período (m^3)
$V_{stored,2}$	- Volume acumulado no final do período (m^3)
W	- Largura do canal no nível da água (m)
WASP4	- <i>Water-Quality Simulation Program</i>
WATERSHEDSS	- <i>Water, Soil and Hydro-Environmental Decision Support System</i>
w_{deep}	- Quantidade de água que percola para o aquífero profundo num dia i (mm)
$w_{perc,ly}$	- Quantidade de água que percola para a camada de solo inferior à camada de solo simulada (mm)
$w_{perc,surf}$	- Quantidade de água que percola dos 10 primeiros milímetros do solo para a primeira camada do solo (mm)
$w_{pump,dp}$	- Quantidade de água retirada por bombeamento do aquífero profundo num dia i (mm)

$W_{\text{pump,sh}}$	- Quantidade de água retirada por bombeamento do aquífero raso num dia i (mm)
WQRRS	- <i>Water quality for river-reservoir systems</i>
$W_{\text{rchrg, } i}$	- Quantidade de água de recarga entrando no aquífero raso num dia i (mm)
$W_{\text{rchrg, } i-1}$	- Quantidade de água que recarregou o aquífero raso no dia anterior ao i (mm)
W_{revap}	- Quantidade de água ascendendo para a zona intermediária para suprimir a deficiência de água num dia i (mm)
W_{seep}	- Quantidade de água que percola para a zona intermediária do solo, ou para a camada inferior à simulada, no dia i (mm)
WSPRO	- <i>Water-Surface PROfile</i>
WXGEN	- <i>Weather Generator Model</i>
X	- Fator de peso que controla a importância relativa entre as vazões de entrada e saída no trecho
\bar{x}	- Média da vazão observada (m^3/s)
x_i	- Vazão observada no dia i (m^3/s)
Y	- Carga total do constituinte (kg)
y_i	- Vazão simulada no dia i (m^3/s)
z	- Profundidade de solo a partir da superfície (mm)

1 – INTRODUÇÃO

A água – além de responsável pelo equilíbrio ambiental – é essencial à vida e insubstituível em diversas atividades humanas. Sua disponibilidade com fácil acesso para consumo humano é de apenas 0,27% da água doce do planeta e 0,007% do total de água existente no mundo (Setti *et al.*, 2001). Apesar do valor percentual irrisório, estudos demonstram que essa quantidade seria suficiente para satisfazer as necessidades da população mundial, não fossem a sua má distribuição na Terra e a poluição.

O Brasil é um país privilegiado em termos de disponibilidade hídrica, com 5.745 km³/ano. Entretanto, essa água está mal distribuída, com 73,21% concentrando-se na região da bacia Amazônica na qual viviam, em 1996, apenas 4,3% da população brasileira. Em contrapartida, a bacia do Atlântico Leste, que engloba desde a região litorânea de Sergipe à parte de São Paulo, por exemplo, dispõe de somente 2,38% desta água, embora concentre 22,8% da população nacional (ANEEL, 2003).

Acrescenta-se a isso, os problemas encontrados, atualmente, no setor hídrico brasileiro relacionados ao crescimento populacional, à ocupação desordenada do espaço territorial, à utilização não-sustentável do solo e da água, à expansão da agroindústria, ao desmatamento, à erosão do solo e ao lançamento de efluentes domésticos e industriais nos rios e lagos.

Problemas como esses têm levado (1) à escassez de recursos hídricos, principalmente próximo as áreas urbanas; (2) à poluição das águas, impossibilitando sua utilização para usos nobres; (3) ao assoreamento de rios e lagos, destruindo por completo ou tornando intermitentes cursos d'água antes perenes; e (4) aos conflitos de uso da água.

No intuito de mudar esse quadro, em 1997, foi aprovada a Lei 9.433 sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos - um marco histórico no Brasil para o setor de recursos hídricos. A partir desta legislação, pretendeu-se organizar o setor de planejamento e gestão de recursos hídricos em âmbito nacional, por meio da introdução de instrumentos de política para o setor, no propósito de alterar a situação crítica existente (Brasil, 1997).

Além disso, a chamada Lei das Águas estabeleceu os tipos de organizações institucionais para gestão das bacias hidrográficas, entre elas, os Comitês de Bacias e as Agências de Águas, objetivando que o gerenciamento fosse realizado no âmbito das bacias hidrográficas – definidas como as unidades territoriais para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos.

Mesmo com todo o arcabouço institucional criado, uma grande dificuldade está sendo experimentada pelos gestores: a falta de dados disponíveis para a caracterização e identificação dos principais problemas a serem resolvidos. Como administrar o uso da água numa bacia hidrográfica sem conhecimento do seu funcionamento em termos social, ambiental, econômico, hidrológico e de qualidade dos recursos hídricos? Quais as intervenções necessárias para melhoria dos problemas de uma bacia hidrográfica?

Para responder algumas das perguntas, pode ser utilizada uma técnica de grande potencial para subsidiar a solução de problemas complexos como esses: a simulação matemática. A aplicação de técnicas avançadas pode auxiliar na representação de sistemas de recursos hídricos, facilitando a compreensão dos problemas a fim de contribuir para a gestão e planejamento de bacias hidrográficas.

Os sistemas de informações geográficas, SIGs, também se apresentam como uma potente ferramenta para a visualização espacial de propriedades da bacia, além de armazenar dados, imagens e mapas georreferenciados num único ambiente, facilitando a compreensão de todo o sistema analisado. Os SIGs são tecnologias avançadas que permitem a vinculação a diversos outros sistemas como modelos, programas de otimização, programas estatísticos, sistemas de suporte a decisão, etc.

É neste contexto que o estudo aqui documentado objetivou a utilização de modelo matemático de simulação no ambiente SIG como uma técnica para a compreensão do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica no estado da Bahia.

A bacia do rio Jiquiriçá, área inserida na bacia hidrográfica do Atlântico Leste, tem características peculiares por ter 17, dos seus 24 municípios, situados no semi-árido brasileiro. Importa esclarecer que a região semi-árida é marcada pela escassez de recursos hídricos, elevada variabilidade na distribuição espacial e temporal da chuva; limitações de

possibilidade de extração de águas subterrâneas e, ademais, concentra 31% dos nordestinos, majoritariamente de baixa renda (Costa, 2003).

A bacia de estudo – contando com uma área de aproximadamente 6.900 km² - apresenta situação semelhante a diversas bacias hidrográficas no país: a escassez de dados disponíveis. A coleta de informações demonstrou que a bacia do rio Jiquiriçá é monitorada por três estações pluviométricas, duas estações fluviométricas em operação, uma estação climatológica completa e alguns levantamentos de qualidade de água esporádicos.

Para esclarecimento, cabe identificar o que seria uma bacia com escassez de dados disponíveis. A Associação Internacional para a Hidrologia Científica (*IAHS*) define como bacias hidrográficas sem medidas (*ungauged basin*) aquelas que não apresentam medidas contínuas de eventos observados; e, bacias hidrográficas precariamente medidas (*poorly gauged basin*), ou com escassez de dados disponíveis, àquelas que apresentam medidas contínuas, porém incompletas, de eventos observados.

A Organização Meteorológica Mundial (1994) indica que uma rede hidrológica mínima é aquela que possibilita a gestão dos recursos hídricos numa escala comparável ao nível geral de desenvolvimento econômico e às necessidades ambientais do país. A OMM recomenda que em zonas com relevo ondulado – como é a situação da bacia baiana - a densidade mínima de estações seja de 575 km²/estação (pluviométricas); 1.875 km²/estação (fluviométricas); e 47.500 km²/estação (estações de qualidade). A bacia do rio Jiquiriçá não atende a nenhuma dessas recomendações.

Quanto à partição do trabalho, tem-se sete capítulos que seguem à presente introdução: capítulo 2, dedicado à apresentação dos objetivos; capítulo 3, relativo à revisão bibliográfica procedida sobre o tema; capítulo 4, onde se identifica o modelo matemático de simulação utilizado; capítulo 5, voltado para a descrição da bacia do rio Jiquiriçá; capítulo 6, referente à apresentação da metodologia utilizada para o desenvolvimento dos trabalhos; capítulo 7, apresentação e discussão dos principais resultados; e, finalmente, capítulo 8, composto por recomendações elaboradas a partir da análise e conclusões pertinentes.

2 - OBJETIVOS

O objetivo principal do estudo é a aplicação de um modelo matemático de simulação em ambiente SIG como técnica para auxílio à compreensão do comportamento do aspecto quantitativo dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Jiquiriçá, apoiando-se em dados disponíveis. Busca-se também a análise do aspecto de qualidade de água dos recursos hídricos no que concerne a identificação das principais fontes de poluição e análise dos dados disponíveis para aplicação do modelo matemático de simulação.

Têm-se como objetivos específicos: (1) a elaboração de metodologia para processamento de dados disponíveis para ajuste de modelo matemático de simulação; (2) o ajuste e a verificação do modelo a fim de caracterizar o aspecto quantitativo dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Jiquiriçá; (3) a identificação de principais fontes relevantes de poluição dos recursos hídricos na bacia e análise dos dados disponíveis de qualidade de água; e finalmente, (4) a identificação de alguns dados e parâmetros relevantes na compreensão do comportamento de uma bacia hidrográfica, por meio da utilização do SWAT.

Pretende-se que a pesquisa forneça subsídios para que profissionais do planejamento e gestão do uso da água na bacia do rio Jiquiriçá e instituições participantes do sistema gerencial possam ter um melhor entendimento do comportamento da bacia hidrográfica - nos aspectos de quantidade e de qualidade dos recursos hídricos superficiais - e a visualização dos dados disponíveis com o objetivo de fomentar a valorização da coleta de dados como fonte essencial ao gerenciamento e monitoramento da bacia.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo, será abordada a visão de alguns autores em relação à caracterização dos aspectos de qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais de uma bacia hidrográfica e tipos de modelos matemáticos de simulação. Contempla, por outro lado, definições relevantes referentes à modelagem digital de elevações, ao sensoriamento remoto e à sistemas de informações geográficas. No último item, são descritos alguns modelos de simulação utilizados em pesquisas similares, identificando aplicações já realizadas, resultados obtidos, características e limitações.

3.1 - CARACTERIZAÇÃO DE QUALIDADE E QUANTIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA

A necessidade do conhecimento do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica exige o levantamento de características relevantes que permitam compreender o sistema da bacia hidrográfica como um todo. Ao passo que este estudo terá como ênfase os aspectos de qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais, serão discutidas apenas as características de maior relevância referentes a esses tópicos.

Na identificação das características de qualidade e quantidade de uma bacia hidrográfica, Mota (1995) sugere o levantamento de aspectos geológicos, dados pluviométricos e de escoamento, informações sobre variações climáticas, temperatura, evaporação; coleta de informações das características hidráulicas dos canais; características do solo, tipos de uso e ocupação do solo; além de levantamento das fontes de poluição e usos da água.

No âmbito da análise quantitativa dos recursos hídricos, McKinney e Cai (2002) sugerem que uma bacia hidrográfica pode ser caracterizada por quatro componentes: fontes de abastecimento, como rios, canais, reservatórios e aquíferos; demandas hídricas, como usos para irrigação, indústrias, abastecimento humano e animal; geração hidroelétrica e vazão ecológica; e componentes intermediários, como os coletores de drenagem, estações de tratamento e estações de reuso.

No aspecto de qualidade da água, Mota (1995) indica que as principais fontes de poluição a serem pesquisadas devem ser:

- fontes agropastoris: pesticidas, fertilizantes, excrementos de animais;
- fontes urbanas: esgotos domésticos e industriais, depósitos de lixo;
- escoamento superficial.

Segundo Tucci (1998), para a caracterização de qualidade da água, é necessária a definição de alguns conceitos importantes:

- parâmetros de qualidade da água:
 - conservativos - não são alterados devido a reações químicas e biológicas internas do rio;
 - não-conservativos - são aqueles que reagem por processos químicos e biológicos internos, modificando sua concentração.
- tipos de cargas numa bacia hidrográfica:
 - pontuais - são contribuições em locais específicos dos sistemas devido a despejos de afluentes, de efluentes doméstico ou industrial, entre outros;
 - difusas - são contribuições distribuídas no espaço em trechos de rios, lagos, reservatórios, etc.
- tipos de usos da água:
 - consuntivo - usos que impõem a retirada de água das coleções, como, por exemplo, abastecimento público, industrial (alguns tipos) e irrigação;
 - não-consuntivo - usos em que não se observa a necessidade de retirar as águas das coleções hídricas, tais como: recreação e lazer, preservação da flora e fauna, geração de energia, transporte e diluição de efluentes (Derísio, 1992).

Importa definir o que se considera como poluição. A Lei nº 6938 de 1981, Política Nacional de Meio Ambiente, define poluição como:

“degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (Brasil, 1981b).

A avaliação das condições de poluição e alteração dos recursos hídricos pode ser realizada utilizando-se de parâmetros técnicos significativos associados a um uso e a um objetivo específico. No Brasil, a resolução CONAMA nº 20 de 1986 é a legislação em vigor que define os padrões de qualidade da água a serem mantidos num corpo d'água de acordo com o uso a que se destina.

Os parâmetros de qualidade da água são divididos em três grandes grupos: físicos, químicos e biológicos. Os físicos têm relevância na percepção do homem em relação à água percebida por meio de seus sentidos, envolvendo aspectos de ordem estética e psicológica. São exemplos cor, turbidez, sabor, odor, sólidos, temperatura, calor específico, densidade e condutividade elétrica.

Os químicos representam a presença de substâncias químicas dissolvidas na água. Segundo Porto (1991), esses parâmetros são os mais importantes para a caracterização da qualidade dos recursos hídricos, pois permitem a classificação segundo o conteúdo mineral, o grau de contaminação e a origem dos contaminantes; além da análise do equilíbrio bioquímico para a manutenção da vida no corpo d'água. São avaliados pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro e manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, micropoluentes inorgânicos e orgânicos, e matéria orgânica - geralmente medida pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO); ou medida pelo carbono orgânico total (COT).

Os biológicos são representados pelos microorganismos que desempenham grande importância nas transformações de matéria no ciclo biogeoquímico e na possibilidade de transmissão de doenças, por meio da ação dos agentes patogênicos como bactérias, protozoários e vírus. O potencial de uma água transmitir doença é geralmente medido de forma indireta considerando a análise dos organismos indicadores de contaminação fecal, com ênfase nas bactérias do grupo coliforme, que são indicadores de presença de fezes de animais de sangue quente, podendo, portanto, vir a transmitir doenças (Von Sperling, 1996).

A Tabela 3.1 relaciona as principais fontes de poluição associadas aos seus efeitos poluidores mais representativos.

Tabela 3.1 - Relação das principais fontes de poluentes, seus parâmetros de identificação e efeito poluidor mais representativo.

Poluente	Principais Parâmetros	Fonte				Possível efeito poluidor
		Esgotos		Drenagem Superficial		
		Domésticos	Industriais	Urbana	Agropastoris	
Sólidos em suspensão	Sólidos em suspensão totais	xxx	<->	xx	x	Problemas estéticos; depósitos de lodo; adsorção de poluentes; proteção de patogênicos.
Matéria orgânica biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio	xxx	<->	xx	x	Consumo de oxigênio; mortandade de peixes; condições sépticas.
Nutrientes	Nitrogênio e Fósforo	xxx	<->	xx	x	Crescimento excessivo de algas; toxicidades aos peixes (amônia); doença em recém-nascidos (nitrato); poluição da água subterrânea.
Patogênicos	Coliformes	xxx		xx	x	Doenças de veiculação hídrica.
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas, alguns detergentes e outros.	x**	<->	<->*	xx	Toxicidade (vários); redução da transferência de oxigênio (detergentes); não biodegradabilidade; maus odores.
Metais pesados	Elementos específicos		<->	<->*		Toxicidade; inibição do tratamento biológico dos esgotos; problemas de disposição do lodo na agricultura; contaminação da água subterrânea.
Sólidos inorgânicos dissolvidos	Sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica				x	Salinidade excessiva - prejuízo às plantações; toxicidade a plantas; problemas de permeabilidade do solo.

x: pouco xx: médio xxx: muito <->: variável em branco: usualmente não importante

Fontes: Von Sperling (1996); *Novotny e Olem (1993); ** contribuição da mestrandia.

Segundo Von Sperling (1996), os principais parâmetros a serem investigados numa análise de água de rio devem ser: físicos – cor, turbidez e temperatura; químicos – pH, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido (para controle do processo de tratamento), matéria orgânica, micropoluentes orgânicos e inorgânicos (a serem definidos de acordo com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica de estudo); e biológicos - organismos indicadores.

3.2 – CONCEITOS SOBRE MODELOS MATEMÁTICOS DE SIMULAÇÃO

Tucci (1998) define modelo como “a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas.”

Dentre os tipos de modelos existentes na área de recursos hídricos, os matemáticos têm diversas aplicações, como a quantificação de processos do ciclo hidrológico na análise de qualidade das águas em rios, reservatórios, aquíferos subterrâneos, nos processos hidráulicos do escoamento da água em rios, mares e subsolo e nos modelos ambientais e meteorológicos (Azevedo *et al.*, 1997).

Os modelos matemáticos de simulação permitem uma grande flexibilidade por possibilitarem que um sistema qualquer seja representado matematicamente em modelos computacionais, além de possibilitar a análise no nível de detalhamento requerido (Azevedo *et al.*, 1997).

Um dos benefícios e melhorias para o processo de planejamento de bacias hidrográficas advindos do uso de modelos de simulação é a base de dados necessária para construir e calibrar o modelo, pois muitos problemas podem ser resolvidos ou identificados pela análise dos dados e compilação dos mesmos quando da formatação apropriada para entrada no modelo (Novotny e Olem, 1993). Acrescenta-se o fato de muitos modelos apresentarem interface com o ambiente SIG, o que facilita a visualização e acesso às informações, além de possibilitar a reunião de diversas fontes de dados (gráficos, planilhas, textos, mapas e imagens) num único ambiente.

Os modelos matemáticos de simulação utilizados na área de recursos hídricos podem ser identificados de acordo com suas principais características. DeVries e Hromadka (1992) sugerem a divisão a seguir:

- modelos chuva-vazão: os cálculos são realizados de montante para jusante seguindo a ordem - precipitação média em sub-bacias; determinação da precipitação excedente; geração do hidrograma de escoamento superficial devido ao excedente de precipitação; adição de escoamento de base simplificado ao hidrograma anterior; propagação da vazão no rio e no reservatório; e, finalmente, combinação de hidrogramas. O principal interesse é a construção do hidrograma de cheia, não havendo grande preocupação com o cálculo de evapotranspiração e de variação da quantidade de água no solo durante e entre períodos de precipitação ou detalhamento do escoamento de base. Exemplos: HEC-1 (*Hydrologic Engineering Center*), TR-20 (*Computer Program for Project Formulation Hydrology - Technical Release 20 - U.S. Soil Conservation Service*), ILLUDAS (*Illinois Urban Drainage Area Simulator - Illinois State Water Survey*), DR3M (*Distributed Routing Rainfall-Runoff Model - U. S. Geological Survey*);
- modelos de simulação contínua de vazão: consideram a variação temporal da precipitação e o movimento da água em toda bacia hidrográfica até a sua foz. Há preocupação com o armazenamento da água durante os períodos sem chuva, por isso é dada importância à umidade do solo, à evapotranspiração e às vazões de base subsuperficiais e subterrâneas. São, em sua maioria, modelos fisicamente fundamentados que buscam descrever os principais processos do ciclo hidrológico, a saber: interceptação da precipitação pela vegetação; evapotranspiração; infiltração; escoamento superficial; escoamento nos canais; fluxo subsuperficial. Exemplos: SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins - U.S. Department of Agriculture*); PRMS (*Precipitation-Runoff Modeling System - U.S. Geological Survey*); SHE (*Système Hydrologique Européen - Danish Hydraulic Institute, U.K. Institute of Hydrology e SOGREAH*) e IPH II, III, IV e IPHMEN (Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul) (Tucci, 1998);
- modelos de fluxo-hidráulico: calculam o fluxo de água em canais, rios e córregos. Geralmente são utilizados para análise de vazões em trecho de rio sob pontes e

escoamento de água em galerias. Na elaboração dos cálculos, duas situações podem ser consideradas: fluxo permanente ou não-permanente, com estudos de escoamentos uniforme e não-uniforme subcrítico, crítico ou supercrítico. Exemplos: HEC-2 (*Hydrologic Engineering Center*), WSPRO (*Water-Surface PROfile - U.S. Geological Survey*), FLDWAV-NWS (*NWS National Weather Flood Wave Model - U. S. National Weather Service*) e o DHM (*Diffusion Hydrodynamic Model - Computational Hydrology Institute*);

- modelos de qualidade da água: necessitam da determinação dos dados de quantidade de água no rio para análise da qualidade. Usualmente requerem que as características hidráulicas e de cargas lançadas no rio sejam dados de entrada ao sistema. Exemplos: SWMM (*Storm Water Management Model - U.S. Environmental Protection Agency*); HSPF (*Hydrologic Simulation Program - FORTRAN - U.S. Environmental Protection Agency*), QUAL2E (*Enhanced Stream Water Quality Model - Texas Water Development Board*); WASP4 (*Water-Quality Simulation Program - U.S. Environmental Protection Agency*), AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source Pollution Modeling System - U.S. Agricultural Research Service*) e MIKE11 (*Danish Hydraulic Institute*).

Considerando a classificação proposta por DeVries e Hromadka (1992), modelos como o ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation*), SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), SWRRBWQ (*Simulator for Water Resources in Rural Basins - Water Quality*) e WATFLOOD, a serem citados no subitem 3.4, deveriam estar classificados como modelos de qualidade da água e de simulação contínua de vazão simultaneamente, visto que agregam as duas análises.

Tucci (1998) propõe algumas divisões dos modelos segundo as características:

- contínuo ou discreto: contínuo quando os fenômenos ocorrem continuamente no tempo e discreto quando as mudanças ocorrem em períodos curtos;
- concentrado ou distribuído: concentrado quando não leva em conta a variabilidade espacial das características da bacia hidrográfica; e distribuído, quando as variáveis e parâmetros dependem do espaço ou do tempo;

- determinístico ou estocástico: segundo Chow (1964), um modelo determinístico é aquele no qual as chances de ocorrência de um dado valor seguem uma lei definida e não a lei da probabilidade, enquanto no modelo estocástico as chances de ocorrência e o conceito de probabilidade são levados em consideração, além disso, o processo é dependente do tempo;
- conceitual ou empírico: quando as funções utilizadas na elaboração do modelo levam em consideração os processos físicos, ele é dito conceitual; quando se ajustam os valores calculados aos dados observados, sem qualquer preocupação com o significado físico do processo, o modelo é dito empírico.

Tucci (1998) ainda cita que outros autores dividem os modelos conceituais em semiconceituais e físicos, com os primeiros relacionados às características físicas dos processos, embora ainda apresentem parâmetros empíricos nas equações envolvidas; e os segundos associados à utilização das principais equações diferenciais do sistema físico com parâmetros aproximando-se ao máximo da física do sistema.

No âmbito da classificação proposta em Tucci (1998), o SWAT, modelo a ser utilizado no estudo, seria identificado como de simulação matemática contínuo, semidistribuído, determinístico e semiconceitual.

Abbott *et al.* (1986a) apontam as dificuldades existentes na utilização de modelos de parâmetros concentrados empíricos, alegando que eles necessitam de um período muito longo de dados meteorológicos e hidrológicos. Além disso, tais informações nem sempre estão disponíveis e envolvem calibração por meio de ajuste de curva, o que torna extremamente difícil a interpretação física. Os autores indicam ainda que os modelos fisicamente baseados, distribuídos, por possibilitarem uma interpretação física dos parâmetros e sua variação espacial, facilitam a calibração dos parâmetros.

Nos modelos de qualidade de água, DeVries e Hromadka (1992) afirmam que as equações mais usuais das reações químicas e biológicas são empíricas. Sugerem que os modelos distribuídos sejam utilizados quando se querem informações detalhadas das condições locais, enquanto os concentrados devem ser ajustados quando se desejam informações gerais. Os modelos de evento discreto devem ser usados para avaliação de ocorrência de eventos extremos, os contínuos, por sua vez, para análises de eventos frequentes.

Rode e Frede (1997) afirmam que as metodologias fisicamente fundamentadas, atualmente aplicadas para modelos com alta resolução espacial e temporal, não conseguem ser ajustados eficientemente em bacias hidrográficas de tamanho médio. Defendem, também, que para modelos de grande escala, os fisicamente fundamentados complexos não são, na sua maioria, melhores que os semiconceituais mais simples.

Ewen *et al.* (2000) discutem algumas críticas realizadas aos modelos fisicamente fundamentados distribuídos, como a de sua aplicação resultar em valores não fisicamente explicáveis (em face da escala de trabalho, geralmente grande), e à dimensão das células utilizadas nos cálculos. Ademais, afirmam que alguns processos importantes são ignorados por esses modelos. Todavia, os autores defendem os modelos fisicamente fundamentados alegando que as críticas realizadas procedem, mas ocorrem em todos os tipos de modelos.

Ewen *et al.* (2000) indicam que, com relação à definição da escala de trabalho, o ideal é se usarem células tão pequenas quanto possível para evitar erros de discretização, levando-se em consideração a dimensão da bacia hidrográfica, a duração da simulação requerida e a capacidade computacional disponível.

Segundo DeVries e Hromadka (1992), a maioria dos modelos de simulação contínua de vazão permite a variação espacial da precipitação, dos parâmetros da bacia hidrográfica e respostas hidrológicas. Há diversas maneiras de representar essa variação: subdividindo a bacia hidrográfica em diversas sub-bacias ou dividindo-a em células individuais, *grids*, relacionadas a características hidrológicas distintas.

Além da divisão da bacia hidrográfica em células ou sub-bacias, existem duas metodologias muito utilizadas, o HRU, *hydrologic response unit* (utilizada em Di Luzio *et al.*, 2002) e o GRU, *group response unit* (comentada em León *et al.*, 2001). O primeiro realiza o cálculo da resposta da unidade por meio de utilização de pesos para os parâmetros de cobertura e tipo do solo de cada célula. O resultado é utilizado para definir as dimensões das células a serem adotadas, pois assim apresentarão homogeneidade de cobertura e tipo do solo. O modelo GRU calcula a resposta da unidade para cada tipo de cobertura numa célula e depois aplica pesos de acordo com a porcentagem de área de cada cobertura

existente. No resultado final, as células terão dimensões de acordo com seu tempo de viagem.

Kite e Kouwen (1992) defendem o GRU afirmando que o seu uso reduz os erros de calibração e validação dos modelos. Afirmam que para a utilização de HRU, o ideal seria que as unidades fossem definidas do tamanho de um *pixel* de imagem de sensoriamento remoto para que os erros nos resultados fossem mínimos.

León *et al.* (2001) também criticam a forma de abordagem de discretização na metodologia HRU, alegando que o cálculo realizado considerando a de GRU resulta numa aproximação mais fiel à realidade. Comprovam a assertiva aplicando os dois tipos de discretização – com melhores resultados obtidos com o GRU - para a simulação de escoamento superficial obtido pelo método do número de curva do SCS (*Soil Conservation Service*). Sugerem que para reduzir os erros embutidos no método HRU devem ser utilizadas células de dimensões pequenas, contudo lembram que isso cria a necessidade de maior quantidade de parâmetros a serem calibrados.

Novotny e Olem (1993) indicam que modelos que permitem a divisão da bacia hidrográfica em pequenas áreas com características homogêneas, em verdade, tornam-nas basicamente pequenas sub-bacias com parâmetros concentrados. A saída de dados é obtida simplesmente pelo somatório de saídas individuais de cada uma dessas áreas e não pela análise simultânea de balanço de massas de diversos elementos com características distintas. Os autores sugerem que tal feição, mesmo tendo variação espacial de suas características, ainda deve ser considerada modelo concentrado.

Os modelos pesquisados neste estudo são, em sua maioria, semiconceituais, pois englobam parâmetros empíricos às equações conceituais, principalmente quando simulam aspectos de qualidade de água. As equações fisicamente fundamentadas permitem ao usuário uma melhor compreensão dos processos simulados pelo modelo, facilitando conseqüentemente o ajuste. As equações semiconceituais, por sua vez, dificultam a calibração do modelo, pois, por não possuírem correlação física, são de difícil compreensão, levando o usuário à realização de diversas tentativas de valores dos parâmetros para ajustar o modelo.

Os modelos pesquisados neste estudo, na sua maioria, não incorporaram a discretização por GRU, apenas apresentando as opções de HRU ou células. Quando há falta de dados, quanto menor as dimensões da célula utilizada para a criação do HRU, maior o número de parâmetros a serem calibrados, o que pode tornar o processo de ajuste penoso e demorado. O ideal de dimensão de HRU, como indicado por Kite e Kouwen (1992), é de difícil aplicação dada a necessidade de utilização de computadores potentes e a exigência de um grande número de parâmetros a serem calibrados; e, a depender dos dados disponíveis, pode requerer detalhes não condizentes com a realidade.

Conseqüentemente, alguns modelos sugerem aos usuários valores para serem utilizados nos parâmetros, caso não haja essa informação para a bacia simulada, no intuito de minimizar o número de parâmetros a serem calibrados. Todavia, DeCoursey (1985) alerta que há um grande perigo em prover o usuário de valores a serem adotados por omissão de dados disponíveis, pois assim, o usuário acomoda-se e não procura a informação que se aplicaria melhor ao caso de estudo. Em parte a sugestão contribui para diminuir o número de parâmetros a serem calibrados, mas pode levar a erros grosseiros nas simulações.

Novotny e Olem (1993) acrescentam que a variação da confiabilidade e precisão dos resultados de um modelo decrescem na ordem de itens simulados: hidrologia de áreas impermeáveis; hidrologia das demais áreas; sedimentos; fósforo e metais; nitrogênio e substâncias químicas orgânicas; e por fim, bactérias. Os autores indicam que a possibilidade de erro aumenta em seqüência inversa, mas variando em escala logarítmica. Consideram também que a precisão decresce com o aumento de complexidade e dimensão do sistema modelado.

Enfim, os avanços tecnológicos e científicos são necessários e importantes para melhoria da capacidade de gerenciamento dos recursos hídricos, mas sem um adequado suporte de dados reais observados e medidos, esses avanços irão produzir apenas previsões ilusórias e resultarão em nada mais que uma “brincadeira” de números (Adams III, 2002).

3.3 – CONCEITOS SOBRE MDE, SENSORIAMENTO REMOTO E SIG

3.3.1 – Modelo digital de elevações (MDE)

O modelo digital de elevações é definido como “a representação matemática da distribuição espacial da característica de um fenômeno vinculada a uma superfície real” (INPE, 2002b). O MNT, modelo numérico do terreno, é uma variação de MDE em que o fenômeno modelado é a elevação topográfica do terreno.

O processo de geração de MDE é dividido em três etapas: amostragem, compreendendo a aquisição de amostras representadas por curvas de nível ou pontos tridimensionais; modelagem – que envolve a criação de estruturas de dados e a definição de superfícies de ajuste; e, finalmente, aplicação, relativa aos procedimentos de análise realizados com os resultados dos modelos digitais (INPE, 2002b).

Existem três tipos de modelagem de elevação digital para representação de uma superfície: grade regular em células retangulares (*grid*), grade irregular de triângulos (TIN) e curvas de nível (isolinhas). A escolha do tipo depende da natureza do terreno e da análise a ser realizada. As grades retangulares são recomendadas para visualização de superfícies e aplicações qualitativas, enquanto que a grade irregular é utilizada quando se necessita de maior precisão quantitativa dos dados (Burrough, 1986).

A geração das grades é realizada por meio do uso de interpoladores que são responsáveis por estimar valores de um atributo de um ponto não amostrado a partir de valores de pontos amostrados em regiões vizinhas. Alguns tipos de interpoladores utilizados com frequência são as curvas de tendência, *splines*, média móvel, *kriging*, entre outros. A escolha do interpolador depende do tipo de modelo adotado, da precisão e resolução almejada e da capacidade computacional instalada (Burrough, 1986).

3.3.2 – Sensoriamento remoto

A utilização de imagens de satélite para o gerenciamento ambiental e, mais especificamente, em bacias hidrográficas encontra no SIG uma ferramenta importante para manipulação das informações contidas no sensoriamento remoto.

As imagens digitais obtidas por satélite são formadas por diversas células, *pixels* (*picture element*), correspondentes a uma determinada região do solo geograficamente definida. É composta por diversas bandas espectrais determinadas de acordo com o espectro eletromagnético aplicado. Em cada banda espectral, o *pixel* encontra-se associado a um valor numérico diferente que corresponde à energia refletida pela região de solo ao espectro eletromagnético aplicado (Góes, 2001).

Existem diversos satélites para aquisição de imagens digitais (LANDSAT, SPOT, NOAA, entre outros), cada qual com características distintas de resolução. O sistema LANDSAT, por exemplo, atualmente utiliza o sensor TM (*Thematic Mapper*) com resolução espacial de 30 x 30 metros, resolução espectral em 7 bandas e baixa repetitividade (uma imagem a cada 16 dias) (Ávila *et al.*, 1999).

A análise de dados multiespectrais é realizada com a técnica de processamento digital de imagens (PDI), que pode ser dividida em três etapas independentes: pré-processamento, realce e classificação. O pré-processamento refere-se ao processamento inicial de dados brutos para calibração radiométrica da imagem, correção de distorções geométricas e remoção de ruído. O registro, por exemplo, também chamado de geo-codificação ou geo-referenciamento, é uma transformação geométrica que relaciona coordenadas da imagem (linha e coluna) a coordenadas de um sistema de referência. Essa transformação elimina distorções existentes na imagem, causadas no processo de formação pelo sistema sensor e por imprecisão dos dados de posicionamento do satélite (INPE, 2003).

As técnicas de realce geralmente utilizadas no PDI são: realce de contraste, filtragem, operação aritmética, transformação IHS-RGB e geração de componentes principais. As técnicas de classificação podem ser divididas em supervisionada (por *pixel*) e não supervisionada (por regiões) (INPE, 2003).

As técnicas de classificação supervisionada multiespectral por *pixel* mais comuns são: máxima verossimilhança, distância mínima e método do paralelepípedo. A primeira considera a ponderação das distâncias entre médias dos níveis digitais das classes, utilizando parâmetros estatísticos (INPE, 2003). Segundo Góes (2001), os *pixels* são classificados dentro de um limiar de aceitação das classes definido pelo usuário no treinamento. Esse limiar indica a porcentagem de *pixels* da distribuição de probabilidade de uma classe que será classificada como pertencente a essa classe.

Para avaliação dos resultados obtidos pela classificação, deve-se analisar a matriz de classificação das amostras em que é apresentada a distribuição de porcentagem de *pixels* classificados corretamente e os que não foram identificados em alguma das classes escolhidas. Considerando a análise da matriz e os indicadores de exatidão (indicadores de desempenho, confusão e índices Khat e Tau) é possível avaliar a classificação realizada e identificar as amostras que não foram corretamente identificadas .

3.3.3 – Sistemas de informações geográficas (SIG)

Um sistema de informações geográficas é aquele em que são processados dados gráficos e não gráficos (alfanuméricos) referenciados geograficamente. O SIG é utilizado para análises espaciais e modelagem de superfícies, além de permitir a combinação de várias informações (INPE, 2002b).

O SIG também pode ser definido como o sistema onde se executam as atividades de geoprocessamento, isto é, a união de técnicas matemáticas e computacionais para o processamento de dados geográficos.

Esse sistema tem grande potencial para utilização na área ambiental, pois pode auxiliar na elaboração de mapeamento temático, diagnóstico ambiental, avaliação de impacto ambiental e ordenamento territorial (INPE, 2002c).

São três as principais utilizações de um SIG: como ferramenta para 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 (INPE, 2002b).

3.3.4 – Modelos matemáticos de simulação e os sistemas de informações geográficas

A utilização de modelos matemáticos de simulação distribuídos com interface com o SIG tem melhorado a representatividade espacial do comportamento de uma bacia hidrográfica e de suas sub-bacias (Tucci, 1998).

A criação de interfaces entre os modelos de simulação e os sistemas de informações geográficas têm aplicações hidrológicas distintas apontadas em Maidment (1991 *apud* Ogden *et al.*, 2001), que identifica quatro grandes usos: avaliação hidrológica, determinação de parâmetros hidrológicos, programação de modelagem hidrológica utilizando SIG e modelagem hidrológica em um ambiente de SIG.

Ogden *et al.* (2001) apontaram também que a utilização de sistemas de informações geográficas associadas a modelos distribuídos apresenta vantagens como melhoria da precisão, diminuição de erro de entrada de dados repetidos, facilidade de armazenamento de mapas e maior flexibilidade, pois facilitam o compartilhamento de informações, agilizam a entrada de dados e apresentam maior eficiência e maior complexidade dos produtos finais.

Engel *et al.* (1993) aplicaram a tecnologia SIG para entrada de dados em três modelos conhecidos, AGNPS, ANSWERS e SWAT, e concluíram que os resultados foram satisfatórios, afirmando que a contribuição da tecnologia está em acelerar o processo de entrada de dados e facilitar a compreensão dos resultados. Inferiram, também, que a tecnologia é uma ferramenta muito útil para coletar, gerenciar, armazenar e apresentar os dados espacialmente distribuídos.

Ogden *et al.* (2001) indicam alguns ambientes de SIG geralmente utilizados pelos modelos para entrada dos dados necessários, como o ARC/Info ou ArcView (desenvolvidos pelo *Environmental Systems Research Institute*), e o GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System*, desenvolvido pelo *U.S. Army Construction Engineering Research Laboratory*). Ambos contêm ferramentas muito úteis na utilização do SIG, contudo o GRASS tem a vantagem de ser de domínio público, o que o torna mais acessível. A família do ArcView possui diversas extensões que podem ser inseridas no programa para auxiliar na sua utilização e aumentar a capacidade de processamento de dados, gráficos e

imagens. Pesquisas realizadas pela mestranda indicam que já foram criadas interfaces entre o GRASS e os modelos ANSWERS, AGNPS, CASC2D, TOPMODEL, SWAT e SWIM (*Soil and Water Integrated Model*), e entre o ArcView e os modelos AGNPS, SWAT, BASINS e MIKE11.

3.4 - MODELOS MATEMÁTICOS DE SIMULAÇÃO

Aqui serão abordados alguns dos modelos mais citados pelas fontes bibliográficas consultadas. No trabalho de Ogden *et al.* (2001), foi realizado amplo levantamento sobre os modelos existentes que utilizam a tecnologia de sistemas de informações geográficas como ferramenta para auxiliar na entrada de dados, tais quais: AGNPS, ANSWERS, SWAT e SWRRBWQ. Outros modelos matemáticos de simulação foram descritos também neste capítulo: SHETRAN e WATFLOOD.

3.4.1 - AGNPS

O AGNPS, *Agricultural Nonpoint Source Pollution Modeling System* (Young *et al.*, 1989) é um modelo discreto desenvolvido para analisar poluição difusa e problemas de qualidade de água em áreas rurais. Foi elaborado para simulação de escoamento, transporte de sedimentos e nutrientes em bacias agrícolas, utilizando medidas diárias. Seus módulos básicos apresentam os seguintes componentes: ciclo hidrológico, erosão, transporte de sedimentos e nutrientes (fósforo e nitrogênio). O AGNPS analisa também fontes pontuais de nutrientes, sedimentos e DQO (demanda química de oxigênio).

O AGNPS divide a bacia hidrográfica em células quadradas de características uniformes, permitindo a análise de qualquer ponto individualmente. Todas as características da bacia hidrográfica são baseadas na célula e os cálculos são realizados por meio de propagação entre células até atingir a saída da bacia hidrográfica. As principais equações utilizadas no seu desenvolvimento são: escoamento superficial (método do número de curva do SCS), transporte de sedimentos e erosão (equação universal de perdas do solo modificada); transporte de substâncias químicas – nitrogênio, fósforo e DQO (utiliza o modelo CREAMS - *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) e contribuições pontuais. Neste item está incluída também a aplicação de fertilizantes e pesticidas que são dispostos nas células e propagados para as demais (Young *et al.*, 1989).

São utilizados no máximo vinte e dois parâmetros para a calibração, subdivididos entre dados da bacia hidrográfica e da célula. O AGNPS apresenta como dados gerais de saída aqueles hidrológicos, de transporte de sedimentos e de substâncias químicas, além de DQO. O manual do AGNPS contém uma listagem de valores-padrão, baseados em valores referenciais norte-americanos, para alguns parâmetros requeridos para ajuste do modelo (Young *et al.*, 1989).

Young *et al.* (1989) testaram o AGNPS em algumas bacias hidrográficas nos Estados Unidos, obtendo bons resultados para simulações hidrológicas e de transporte de sedimentos. Em relação ao componente transporte de substâncias químicas, alcançaram resultados realistas apenas para poucos eventos de chuva.

Rode e Frede (1997) adaptaram o AGNPS, com interface com SPANS (interface SIG) e TOPAZ (*Topographic Parameterization* – programa para processamento de MDE), para quantificar a produção de fósforo e nitrogênio de fontes distribuídas em águas superficiais de duas bacias rurais na Alemanha, com áreas de drenagem de 81 km² e 129 km². Os resultados obtidos foram muito bons para volumes de água escoada, com desvio abaixo de 4% entre os valores simulados e os observados. Comparando-se as duas bacias hidrográficas, pôde-se concluir que o modelo conseguiu registrar corretamente as diferenças existentes entre ambas em relação aos aspectos de quantidade e de transporte de sedimentos e fósforo.

O modelo AGNPS, com interface com o GRASS, foi utilizado como componente de um sistema de suporte à decisão (WATERSHEDSS - *Water, Soil, and Hydro-Environmental Decision Support System*) para simular o escoamento superficial e os transportes de fósforo, sedimentos e nitrogênio de uma pequena bacia hidrográfica (0,567 km²) na Carolina do Norte, Estados Unidos. A área em estudo é utilizada predominantemente para pastagem. Os achados demonstraram que o modelo geralmente subestima o escoamento e a produção de sedimentos, fósforo e nitrogênio (Line *et al.*, 1997).

Segundo Ogden *et al.* (2001), a versão AGNPS 98 simula melhores práticas de gerenciamento (*BMP – Best Management Practice*), enquanto o AnnAGNPS, um novo módulo, calcula as análises de risco e de custo/benefício.

He *et al.* (2001) criaram uma interface amigável entre o ArcView e o modelo AGNPS. Os autores identificaram uma dificuldade na modelagem digital de elevações e indicaram que as depressões acentuadas existentes devem ser atenuadas para não provocarem erros de identificação da localização da rede hidrográfica pelo modelo. A aplicação do modelo foi efetuada para uma bacia hidrográfica em Michigan, Estados Unidos, com área de drenagem de 810 km², dos quais 61% ocupados com produção agrícola. Para análise, consideraram cenário novo com mudança de ocupação de 10,6 km² de área com produção agrícola para áreas comerciais e residenciais.

Ademais, identificaram que o modelo AGNPS é muito sensível a parâmetros de tipo de solo, tamanho das células, umidade inicial, cobertura do solo e, principalmente, aqueles utilizados para o cálculo do número de curva do SCS. Observaram, também, que o modelo tende a subestimar picos de vazão para chuvas de 24 horas a 50,8 mm e superestimar para chuvas de 24 horas superiores a esse valor. A análise de nutrientes e sedimentos não foi realizada pelos autores.

Aragão *et al.* (2001) aplicaram o modelo AGNPS para identificar as áreas críticas de poluição pontual por nutrientes químicos advindos da aplicação de fertilizantes nas proximidades de plantio comercial de eucalipto no estado do Espírito Santo. Constatou-se que o modelo se mostrou sensível a variações nos parâmetros de K e C da equação de perdas de solo para a variável fósforo fixo aos sedimentos provenientes de escoamento superficial.

Apesar de ser um modelo bastante completo em tipos de componentes e produtos de saída, o AGNPS foi apenas testado para pequenas bacias hidrográficas e apresentou resultados bastante variados para cada caso investigado.

3.4.2 - ANSWERS

O modelo proposto por Beasley *et al.* (1980), *Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation* (ANSWERS), foi desenvolvido, inicialmente, sem vinculação com qualquer ambiente de SIG. Contudo, suas últimas versões utilizam o GRASS como ambiente de entrada de informações espacialmente distribuídas, chamado de *r.answers*, com a mesma base matemática original (*r.answers*, 2002). O modelo foi criado

para avaliar quantitativamente fontes de poluição distribuídas de bacias agrícolas, no intuito de determinar alternativas de manejo efetivas. O modelo é conceitual, discreto e divide a bacia hidrográfica em células.

O modelo ANSWERS contém os componentes: ciclo hidrológico (escoamento superficial, infiltração e escoamento subsuperficial) e de transporte de sedimentos. O ciclo hidrológico foi desenvolvido por Huggins e Monke (1966 *apud* Beasley *et al.*, 1980) e o de erosão por Foster e Meyer (1972 *apud* Beasley *et al.*, 1980). Os testes realizados por Beasley *et al.* (1980) demonstraram que o modelo descreve bem os efeitos que o uso, a conservação e o manejo do solo têm sobre o escoamento e a perda de solo. Entretanto, o ANSWERS não conseguiu simular corretamente o comportamento da bacia hidrográfica quando a superfície do solo se encontrava com uma camada endurecida, pois o módulo de infiltração não conseguiu simular esse estado, o que implicou vazões de pico e de escoamento superficial subestimadas.

3.4.3 - SHETRAN

Ogden *et al.* (2001) apresentam o modelo desenvolvido por Abbott *et al.* (1986a e 1986b), o SHE (*Système Hydrologique Européen*), inicialmente estruturado para cálculos unicamente hidrológicos e posteriormente adaptado, originando dois outros modelos: o SHETRAN e o MIKE-SHE, que agregam componentes para simulação de transporte de solutos e transporte de sedimentos. O primeiro tem a capacidade de modelar em três dimensões o fluxo de água na subsuperfície em diversos tipos de solos saturados, enquanto o segundo simula o fluxo apenas na direção vertical do solo parcialmente saturado.

O modelo fisicamente fundamentado espacialmente distribuído SHETRAN (Ewen *et al.*, 2000), trabalha em três dimensões para unir escoamento superficial e subsuperficial (até 50 m), transporte multifracionado de sedimentos e diversos solutos reativos em uma bacia hidrográfica. Exibe uma descrição detalhada, no tempo e no espaço, da vazão e do transporte de sedimentos e de solutos reativos na bacia hidrográfica.

O SHETRAN contém três componentes principais: ciclo hidrológico, transporte de sedimentos e transporte de solutos. O primeiro contém as principais características do modelo original SHE (Abbott *et al.*, 1986b), utilizando-se de equações de *Saint-Venant*

para cálculos de vazão e equação de Penman-Monteith para evapotranspiração. Para os transportes de sedimentos e solutos, são utilizadas equações de advecção-dispersão. A maioria das análises é realizada considerando a metodologia de diferenças finitas. No modelo podem ser utilizados até 39 parâmetros para calibração do modelo.

O SHETRAN pode ser aplicado em uma única bacia hidrográfica, uma sub-bacia ou um conjunto de bacias hidrográficas. Os rios são modelados como uma rede conectada e o restante é modelado como um arranjo de colunas (análise de transporte vertical de solutos) e células (análise de transporte subsuperficial de solutos e sedimentos), caracterizando a bacia hidrográfica em três dimensões, cada uma contendo características de vegetação e perfil distintos (Ewen *et al.*, 2000).

Figueiredo e Bathurst (2002) testaram o modelo SHETRAN para previsão de escoamento e produção de sedimentos na região semi-árida do Nordeste do Brasil. Foram utilizados dados observados em diversas bacias hidrográficas de dimensões distintas (variando de 100m² até micro-bacias de 0.5 a 1 ha) no estado da Paraíba. Os resultados demonstraram que o modelo conseguiu simular valores próximos do real em todas as sub-bacias, com diversas dimensões de célula e diferentes resoluções de tempo (diário, mensal e anual). Observou-se que os efeitos de escala nos parâmetros do modelo não são significativos, apenas o coeficiente de Manning-Stricker variou de acordo com o tamanho da bacia hidrográfica. Os efeitos de mudanças de uso do solo mostraram-se relevantes na produção de escoamento e sedimentos.

3.4.4 - SWAT

O modelo SWAT, *Soil and Water Assessment Tool*, tem base semiconceitual e trabalha com dados diários. Foi desenvolvido para estudar o impacto do manejo da bacia hidrográfica sobre a água e a produção de sedimentos e substâncias químicas agrícolas em bacias hidrográficas de grandes dimensões. Apresenta como características principais a simulação da variação do uso do solo e da qualidade da água, flexibilidade na divisão da bacia hidrográfica, simulação contínua, avaliação de poluição distribuída e pontual. Tem como principais componentes: ciclo hidrológico, clima, transporte de sedimentos, crescimento de culturas, produção e transporte de nutrientes e pesticidas e manejo agrícola. Apresenta interface com o GRASS e o ArcView (Arnold *et al.*, 1998 e Ogden *et al.*, 2001).

Com a utilização desse modelo, a bacia hidrográfica pode ser sub-dividida em células ou sub-bacias caracterizadas a partir do tipo de solo, seu uso e ocupação homogêneos. Com o aprimoramento do modelo, foi incorporada a opção de HRU, *hydrological response unit*, como tipo de discretização da bacia hidrográfica (Neitsch *et al.*, 2002b). A discretização da bacia hidrográfica em HRU consta da divisão da região de estudo em áreas homogêneas de mesmo uso e ocupação e tipo de solo.

Todavia, o SWAT possui algumas limitações típicas de modelos utilizados para grandes bacias hidrográficas: não simula detalhadamente a propagação de eventos críticos de chuva de curto período. Além disso, não deve ser aplicado para propagação em grandes reservatórios, pois os cálculos implantados são simplistas (Arnold *et al.*, 1998).

Srinivasan *et al.* (1993) aplicaram o SWAT-GRASS a duas bacias hidrográficas no Estado do Texas, E.U.A., de áreas de drenagem de 24.469 km² (rio Seguin) e 25.161 km² (rio Naches), obtendo bons resultados de escoamentos superficiais para médias mensais nos dois casos, apresentando coeficientes de eficiência de Nash Sutcliffe superiores a 0,82. Observou-se a limitação do modelo em simular as regras de operação de reservatórios complexos.

O SWAT foi utilizado com interface com ambiente de SIG para entrada de dados quando foram simulados a vazão e o transporte de sedimentos, em testes realizados por Srinivasan *et al.* (1998). Os demais componentes não foram testados neste estudo. Observou-se que os resultados relativos à produção de sedimentos eram bastante dependentes da resolução utilizada no modelo digital de elevações, por isso optou-se por uma resolução de 30 m, em oposição a uma resolução inicial de 100 m para uma bacia de 283 km² de área de drenagem.

Oliveira (1999), aplicando o modelo SWAT versão 99, analisou alterações nas características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes, estado da Bahia, e suas repercussões na zona costeira, decorrentes da ocupação antrópica. No estudo foram identificadas algumas dificuldades na adaptação do modelo à realidade do estudo.

O SWAT foi inicialmente desenvolvido tomando por base dados de culturas de áreas temperadas, e não tropicais como o Brasil, o que provoca uma diferença de parâmetros,

como no número de curva do SCS. Além disso, o cálculo de produção de sedimentos na bacia não considera tipos de erosão como as voçorocas e os barrancos. As equações utilizadas na propagação do sedimento no canal são relativamente simples, assumindo que as dimensões do canal são constantes ao longo do tempo (Oliveira, 1999).

A observação das dificuldades de adaptação, encontradas por Oliveira (1999), nos leva a inferir que problemas semelhantes podem ocorrer também com os demais modelos, uma vez que, em sua maioria, foram elaborados em países de áreas temperadas, como os Estados Unidos e países europeus. As adaptações deverão ser analisadas e levadas em consideração quando do ajuste do modelo. É importante identificar que a versão 2000 do SWAT já leva em consideração as variações de dimensões do canal com o tempo.

O SWAT, com interface com o GRASS, foi aplicado a uma bacia de 932,50 km² no Texas, Estados Unidos, para avaliação do impacto da produção de laticínios na qualidade da água na bacia hidrográfica. Foram testados o escoamento e o transporte de sedimentos e nutrientes em duas fases distintas: na primeira, foram analisadas as produções com as fazendas de gado leiteiro e, na segunda, essas áreas foram substituídas por áreas gramadas para análise de impactos (Saleh *et al.*, 2000).

Os resultados obtidos para médias mensais demonstraram uma boa concordância entre os valores medidos e os simulados para sedimentos, nutrientes e escoamento com coeficiente de eficiência superior a 0,54 - à exceção dos valores de nitrato, que atingiram apenas 0,27 no coeficiente de eficiência (Saleh *et al.*, 2000).

O SWAT-GRASS foi verificado por Santhi *et al.* (2001) em uma outra bacia do Texas, Estados Unidos, com área de drenagem de 4.277 km² e uso majoritário do solo para pastagem, apresentando contribuição de estações de tratamento de esgotos, áreas agrícolas e áreas urbanas. Foram simulados, com periodicidade de resultados de médias mensais, o escoamento, transporte de sedimentos e nutrientes. Os resultados obtidos foram bons para escoamento e transporte de sedimentos, contudo houve subestimativa de transporte de nutrientes orgânicos. Porém, na análise final, os resultados foram considerados satisfatórios para utilização em teste de melhores práticas de manejo (BMP - Best Management Practice).

Van Griensen e Bauwens (2001) criaram uma extensão para o SWAT, o ESWAT, para melhor analisar os processos de qualidade da água no rio, utilizando-se de ferramentas do modelo de qualidade da água, o QUAL2E. O ESWAT realiza análises horárias de variação de processos de qualidade da água, nutrientes e pesticidas. A erosão é analisada na escala de tempo determinada pelo usuário. Algumas modificações foram realizadas: o gerador de clima foi retirado e substituído por entrada de dados em séries; o modelo de escoamento foi modificado para infiltração em função da umidade do solo; a propagação do rio foi adaptada para cálculos horários; as fontes de poluição adicionais foram incluídas como séries temporais; e uma ferramenta de autocalibração foi acoplada ao modelo.

Com o objetivo de minimizar o trabalho de calibração do modelo SWAT, foi proposto por Eckhardt e Arnold (2001) a utilização de um algoritmo de otimização global estocástico, o SCE (*Shuffled Complex Evolution*) criando o SWAT-G. O novo modelo tem como base de dados para a autocalibração, os dados observados e informações de limites e interdependência entre parâmetros definidas pelo usuário.

3.4.5 - SWRRBWQ

Com base nos modelos SWRRB, CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) e EPIC (*Water and Wind Erosion Model*), foi desenvolvido o SWRRBWQ (*Simulator for Water Resources in Rural Basins - Water Quality* - CEE/ODU, 2002), que simula a hidrologia, transporte de sedimentos e o transporte de nutrientes e pesticidas em bacias hidrográficas rurais grandes e complexas. O modelo opera em escala contínua e subdivide a bacia em áreas de diferentes características de solo, uso do solo, precipitação, etc. Seus resultados têm sido satisfatórios na previsão de impactos de gerenciamento da água, transporte de sedimentos e pesticidas em bacias hidrográficas nos Estados Unidos que apresentam limitação de dados medidos.

É composto por cinco componentes: clima, hidrologia, transporte de sedimentos, produção e transporte de nutrientes e pesticidas. Os processos considerados são: escoamento superficial, vazão de contribuição para o rio, percolação, evapotranspiração, perdas laterais, armazenamento de água em reservatórios e lagos, sedimentação e crescimento de plantas (CEE/ODU, 2002).

Dados diários climatológicos são gerados a partir de dados mensais: os dados de precipitação advém do modelo de série de 1ª Ordem de Markov; os de temperatura do ar e radiação solar são oriundos da distribuição normal; a produção de sedimentos é calculada por meio da equação universal de perdas do solo modificada; o componente pesticida utiliza metodologia do modelo CREAMS; a produção de nutrientes é simulada com base no modelo EPIC e o escoamento superficial utiliza o número de curva do SCS (CEE/ODU, 2002).

3.4.6 - WATFLOOD

O modelo de simulação do ciclo hidrológico conhecido por WATFLOOD foi modificado para simular transporte de nutrientes e de sedimentos com utilização de ferramenta SIG. Tem como base o GRU, *group response unit*, que calcula a resposta para cada cobertura de solo e depois aplica pesos às áreas correspondentes numa célula. Esse método torna importante a porcentagem de cada classe de solo na célula para caracterizar a GRU. Seus principais componentes são: ciclo hidrológico, transporte de sedimentos e de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (Leon *et al.*, 2001).

O modelo calcula a evapotranspiração a partir das equações de Hargreaves ou Priestley-Taylor; a infiltração por Green-Ampt; o escoamento superficial por Horton; os cálculos de transporte de sedimentos são realizados pelo modelo de Hartly; e a produção de nutrientes é calculada pelo modelo AGNEPS, com base horária (WATFLOOD, 2003).

O WATFLOOD obteve bons resultados depois de calibrado e utilizado em bacias hidrográficas vizinhas com características fisiográficas similares a da bacia onde foi feito o ajuste. Foi observado que o fato de adotar dimensões de células de tamanhos superiores a 4 km x 4 km levou a valores mais precisos de vazões de pico, o que evidenciou o sucesso do modelo para simular grandes áreas (León *et al.*, 2001).

Na Tabela 3.2, encontram-se resumidas as principais informações sobre os modelos abordados neste item.

Tabela 3.2 - Resumo das características de alguns modelos matemáticos de simulação.

Modelos	Ambiente SIG	Componentes	Máximo Número de Parâmetros Requeridos	Principais características	Observações
AGNPS	GRASS SPANS ArcView Arc Info	Ciclo hidrológico; Erosão; Transporte de sedimentos; Transporte de nutrientes (N, P), DQO e pesticidas.	22	Base de dados: células quadradas uniformes. Modelo desenvolvido para simulação em bacias rurais com deficiência de dados.	Domínio Público
ANSWERS	GRASS	Ciclo hidrológico; Transporte de sedimentos.	11	Base de dados: células quadradas. Modelo desenvolvido para utilização em bacias agrícolas com boa disponibilidade de dados.	Aquisição por meio de pedido aos autores de Beasley <i>et al.</i> (1980).
SHETRAN	-	Fluxo de água; Transporte de sedimentos; Transporte de solutos.	39	Base de dados: arranjo de rede de rios; e, colunas e células. Modelo desenvolvido para análise tridimensional dos seus componentes.	Ainda implantando diversos componentes
SWAT	GRASS e ArcView	Ciclo hidrológico; Clima; Transporte de sedimentos; Crescimento da cultura; Transporte de nutrientes; Transporte de pesticidas; Manejo agrícola.	27	Base de dados: celular ou sub-bacias. Nos modelos mais recentes, acoplou-se o HRU, <i>hydrological response unit</i> . Modelo desenvolvido para estudo em grandes bacias com deficiência de dados. Limitações na simulação detalhada de eventos pontuais de cheias e de produção de sedimentos	Domínio público Obs.: no ambiente SIG, não há a possibilidade de discretização em células, apenas em sub-bacias ou HRU.
SWRRBWQ	GRASS	Clima; Ciclo hidrológico; Transporte de sedimentos; Transporte de nutrientes; Transporte de pesticidas.	22	Base de dados é o HRU. Modelo desenvolvido para bacias rurais grandes e complexas.	Domínio Público
WATFLOOD	-	Ciclo hidrológico; Transporte de sedimentos e de nutrientes.	14	Base de dados: GRU - <i>group response unit</i> . Modelo desenvolvido para análise de poluição por fontes difusas em bacias agrícolas. Sugere a utilização de células de grandes dimensões.	Aquisição pelo <i>website</i> (WATFLOOD, 2003).

Fontes: Young *et al.* (1989), r.answers (2002), Beasley *et al.* (1980), Engel *et al.* (1993), Ewen *et al.* (2000), Arnold *et al.* (1998), Srinivasan *et al.* (1998), CEE/ODU (2002), León *et al.* (2001), WATFLOOD (2002 e 2003).

3.4.7 - Comentários

Todos os modelos descritos têm características similares. Os métodos de cálculos de cada componente simulado por eles são semelhantes e muitas vezes iguais. Assim, diferem basicamente pela quantidade de dados de entrada, parâmetros de calibração, componentes simulados, ambiente de interface do SIG e método de divisão da base de dados, se celular, HRU, GRU ou sub-bacias.

O modelo SWAT, entre os modelos analisados, mostrou-se o mais completo em termos de número de componentes simulados. Isso representa uma vantagem do modelo, pois possibilita a análise de cenários de diversas situações climáticas, de uso do solo, aplicação de fertilizantes e pesticidas, implantação de reservatórios, etc. Quando todas as informações necessárias estiverem corretamente compiladas no modelo, o potencial para simular cenários é enorme.

A utilização de um modelo com diversos componentes facilita a identificação de quais os dados necessários e relevantes para compreensão do comportamento de uma bacia hidrográfica, diante de todas as informações necessárias ao seu gerenciamento. Acrescenta-se também o fato de se utilizar um ambiente SIG o que facilita a visualização das informações e a reunião dos diversos dados em um único ambiente.

Além disso, o modelo encontra-se em constante desenvolvimento pelos autores e novas versões poderão incluir novos processos ainda não contemplados, principalmente no aspecto de qualidade de água, como salinização, problema típico da região semi-árida nordestina.

O SWAT é de domínio público e possui três manuais específicos (1) da teoria dos processos simulados pelo modelo; (2) da formatação e explicação dos dados de entrada; e (3) de utilização da interface com ambiente ArcView, que auxiliam na compreensão do modelo.

O SWAT possui a possibilidade de discretização em HRU, o que permite a simulação e análise de diferentes usos e tipos de solo da bacia hidrográfica, sem aumentar

demasiadamente o número de dados necessários, como o caso de modelos distribuídos. Permite também a inclusão de fontes pontuais de poluição e de usos consuntivos.

Diante da potencialidade e funcionalidade demonstrada pelo modelo, optou-se pelo SWAT para desenvolvimento deste trabalho.

4 – O MODELO SWAT

Segundo Neitsch *et al.* (2002a), o SWAT foi o sucessor do SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) (Williams *et al.*, 1985; Arnold *et al.*, 1990 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a) com a incorporação de aspectos de diversos outros modelos, tais como CREAMS (*Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*) (Knisel, 1980 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a), GLEAMS (*Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems*) (Leonard *et al.*, 1987 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a) e EPIC (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) (Williams *et al.*, 1984 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a).

O SWRRB possuía a limitação de simular no máximo 10 sub-bacias, situação contornada com o desenvolvimento do ROTO (*Routing Outputs to Outlet*) (Arnold *et al.*, 1995 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a), possibilitando a união e a simulação de diversos resultados do SWRRB. Da união dos SWRRB, já com incorporação de outros modelos, e do ROTO surgiu o SWAT no início dos anos 90 (Neitsch *et al.*, 2002a).

O constante aprimoramento realizado pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (*Agricultural Research Service – ARS*) norte-americano tem incorporado ao SWAT novos componentes e processos: equações de Penman-Monteith para cálculo de evapotranspiração potencial; aspectos de outros modelos como o QUAL2E (*Enhanced Stream Water Quality Model*) e o SWMM (*Storm Water Management Model*), ambos desenvolvidos pela *U.S. Environmental Protection Agency*; método de Muskingum para propagação de onda no canal; e outros (Neitsch *et al.*, 2002a).

Neste capítulo, serão abordados aspectos relevantes para entendimento do processo de simulação realizado pelo modelo. A versão 2000 do SWAT foi utilizada neste estudo a partir da interface com o ArcView 3.2, chamado de AVSWAT2000 (última atualização em 11/03/2002).

O item foi desenvolvido com base na Documentação Teórica e no Manual do Usuário do modelo encontrados, respectivamente, em Neitsch *et al.* (2002a e 2002b) e no artigo de apresentação do modelo exposto em Arnold *et al.* (1998).

4.1 - DESCRIÇÃO GERAL DO MODELO

O SWAT foi desenvolvido para simular impactos de práticas de uso e manejo do solo na água, na produção de sedimentos e em componentes químicos agrícolas em bacias hidrográficas grandes e complexas com diferentes tipos, manejo e uso dos solos. É um modelo de simulação contínua que não foi desenvolvido para simulações de eventos singulares.

As simulações do comportamento hidrológico são separadas em duas divisões: fase terrestre e fase aquática. Na primeira, o ciclo hidrológico é responsável pelas quantidades de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas transportadas até o rio principal. Na segunda, simula-se o movimento da água, sedimentos, nutrientes e pesticidas nos cursos d'água da rede hidrológica.

A cada sub-bacia, célula ou HRU, a simulação na fase terrestre é realizada seguindo o fluxograma definido na Figura 4.1.

É importante identificar a definição dos autores do SWAT para HRU (*Hydrologic Response Unit*): conjunto de áreas de uma sub-bacia na qual há uma única combinação de cobertura e tipo de solo e manejo.

Após a simulação da fase terrestre são determinadas as quantidades de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas que atingirão o rio principal e, na fase aquática, o SWAT simulará o fluxo de massa no canal e as transformações químicas que ocorrem nas águas e no leito do rio.

O modelo possui os seguintes componentes: clima, ciclo hidrológico, cobertura do solo/crescimento de planta, manejo, erosão, nutrientes e pesticidas, cujos processos simulados serão apresentados a seguir.

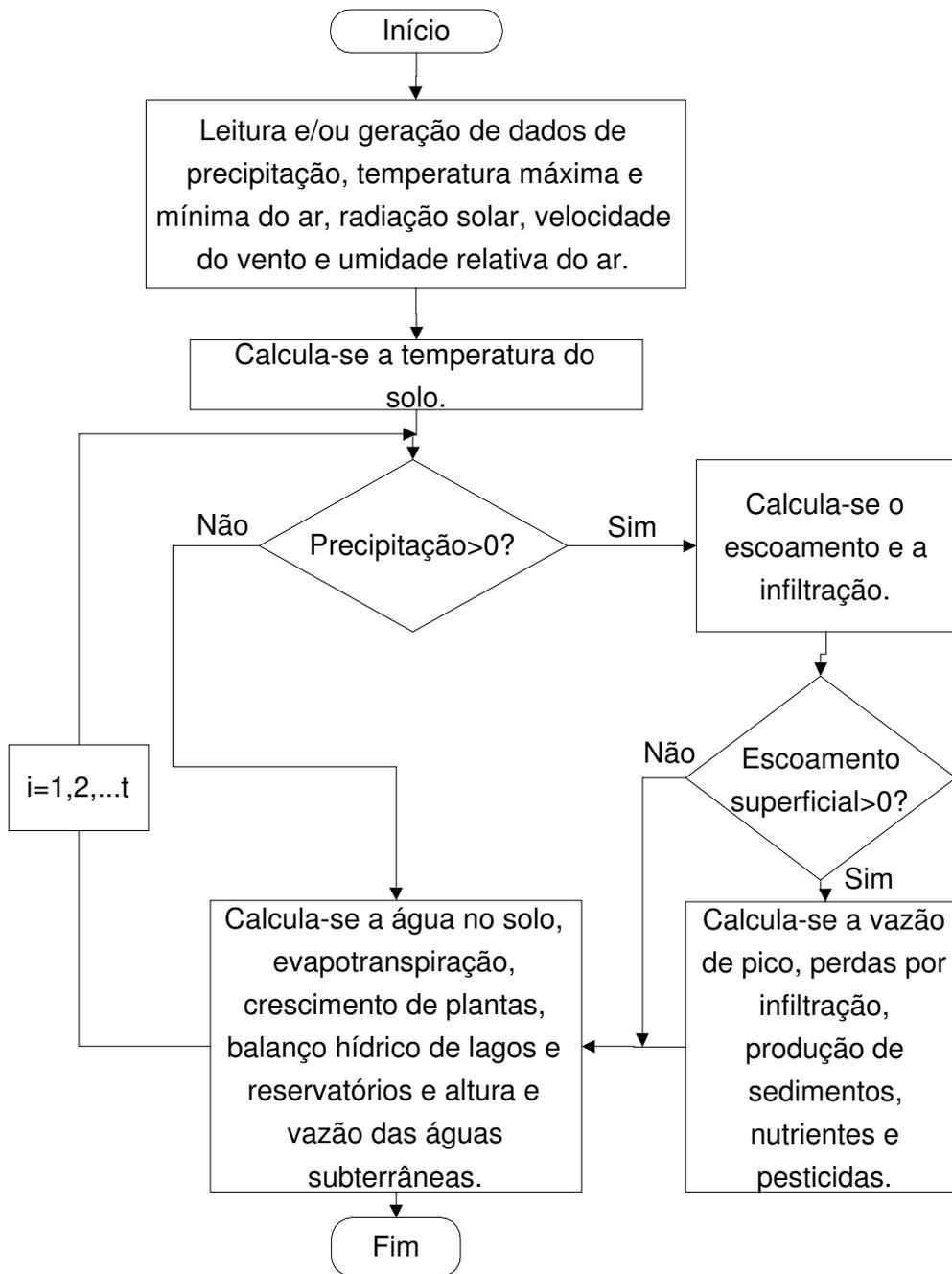


Figura 4.1 – Fluxograma geral de simulação da fase terrestre do modelo em uma sub-bacia, HRU ou célula (modificado - Neitsch *et al.*, 2002a).

4.2- CLIMA

O clima numa bacia fornece a umidade do ar e a energia que controlam o balanço hídrico. As variáveis climáticas solicitadas pelo modelo são: dados diários de precipitação, temperaturas do ar máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar. O SWAT permite a entrada de dados diários observados ou a utilização de um modelo de geração de clima, WXGEN (*Weather Generator Model*) (Sharpley e Williams, 1990 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a), que gera valores diários em função de dados médios mensais.

O SWAT considera que a ocorrência de chuva num dia é o fato que tem maior impacto sobre a umidade do ar, temperatura do ar e do solo e radiação solar. O gerador de clima cria primeiramente a precipitação para um dia qualquer, para então gerar os valores de temperatura máxima e mínima, radiação solar e umidade relativa do ar para esse dia. A velocidade do vento é gerada num módulo independente.

O gerador de precipitação utiliza um modelo de série de 1ª ordem de Markov para definir um dia como seco ou chuvoso de acordo com a probabilidade de ocorrência de dia seco ou chuvoso indicado pelo usuário. Se o dia for considerado chuvoso, a quantidade precipitada é então calculada utilizando-se de distribuição assimétrica ou exponencial, a ser definida pelo usuário.

O modelo gera os dados diários de temperaturas do ar máximas e mínimas e radiação solar por meio de distribuição normal de frequência em função de desvios padrões e valores de médias mensais, indicados pelo usuário, e condição de dia seco ou chuvoso.

Os dados referentes à umidade relativa do ar são utilizados para estimar a evapotranspiração potencial, caso as equações de Penman-Monteith ou Priestley-Taylor sejam escolhidas para simulação. A simulação aqui é realizada considerando uma distribuição probabilística com base em dados médios mensais ajustados à situação de dia chuvoso ou seco.

As informações de velocidade do vento são adotadas quando a equação de Penman-Monteith é aplicada para cálculo da evapotranspiração potencial e são geradas com o uso

de equação exponencial com base em dados médios mensais e um número aleatório entre 0 e 1.

Calcula-se a temperatura do solo a partir da temperatura da superfície e de cada camada de solo. A primeira é calculada em função da cobertura do solo, temperatura de solo exposto na superfície e temperatura do solo no dia anterior. A segunda, por sua vez, é em função da temperatura da superfície, temperatura média anual do ar e da profundidade da camada do solo em que não há mais variação da temperatura devido às condições climáticas. Essa profundidade é definida em função da densidade e teor de água no solo.

4.3 – CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico é analisado com base na equação de balanço hídrico:4.1:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t \left(R_{day_i} - Q_{surf_i} - E_{a_i} - w_{seep_i} - Q_{rchg_i} \right) \quad (4.1)$$

em que SW_t é a quantidade de água no solo na camada da zona radicular simulada no tempo t (mm), SW_0 é a quantidade inicial de água no solo no dia i (mm), t é duração do ciclo hidrológico simulado (d), R_{day} é a quantidade de água precipitada no dia i (mm), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm), E_a é a quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm), w_{seep} é a quantidade de água que percola da camada simulada para a camada inferior, no dia i (mm) e Q_{rchg} é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i devido ao escoamento sub-superficial (mm). Essa equação de balanço hídrico é calculada para cada camada de solo da zona radicular, na qual o usuário pode definir até 10 camadas de solo.

Os caminhos percorridos pela água a partir da precipitação são simulados pelo modelo como demonstrado na Figura 4.2 e sintetizado na Figura 4.3.

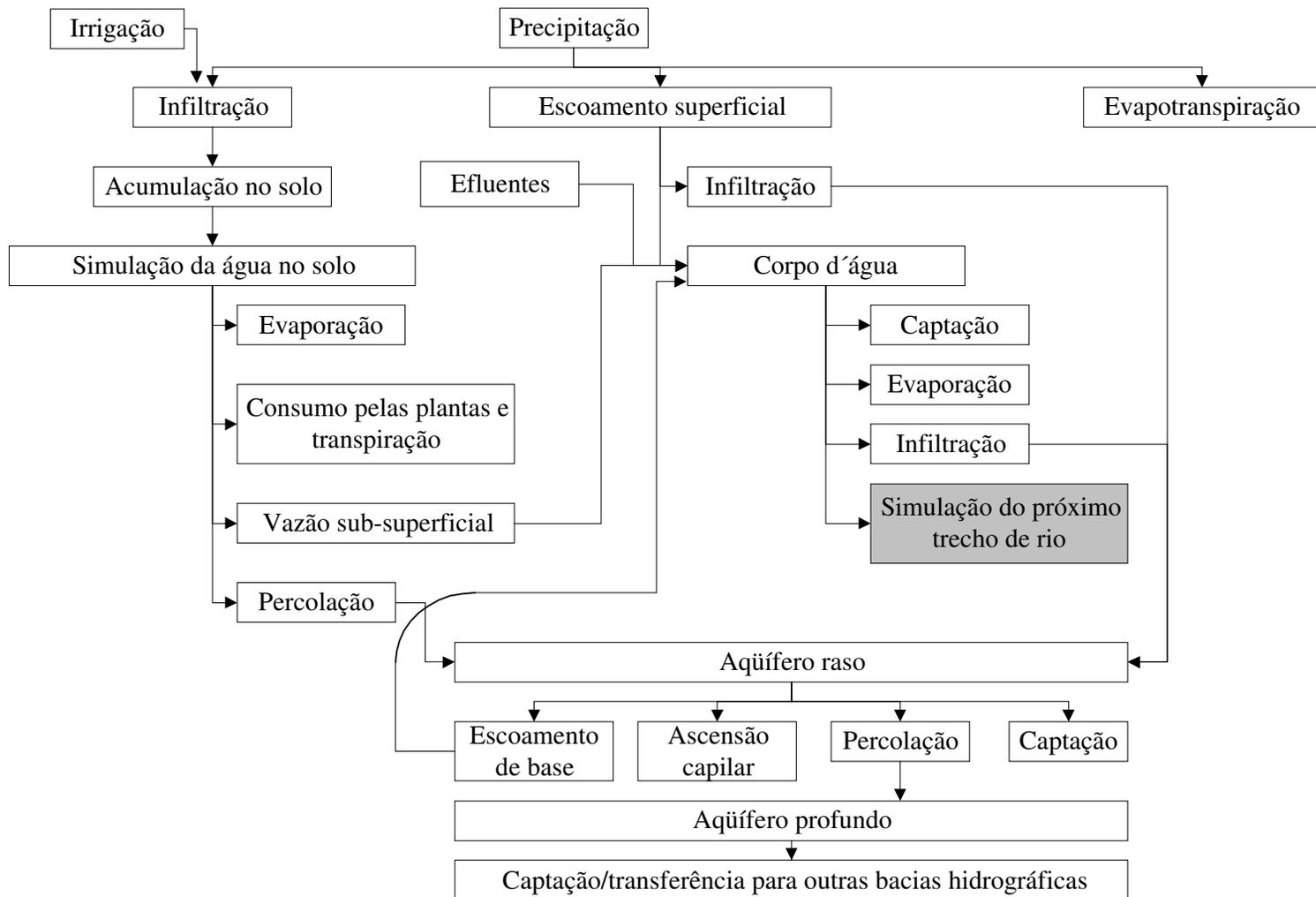


Figura 4.2 - Esquema de caminhos viáveis para o movimento da água no SWAT (modificado - Arnold *et al.*, 1998 e Neitsch *et al.*, 2002a).

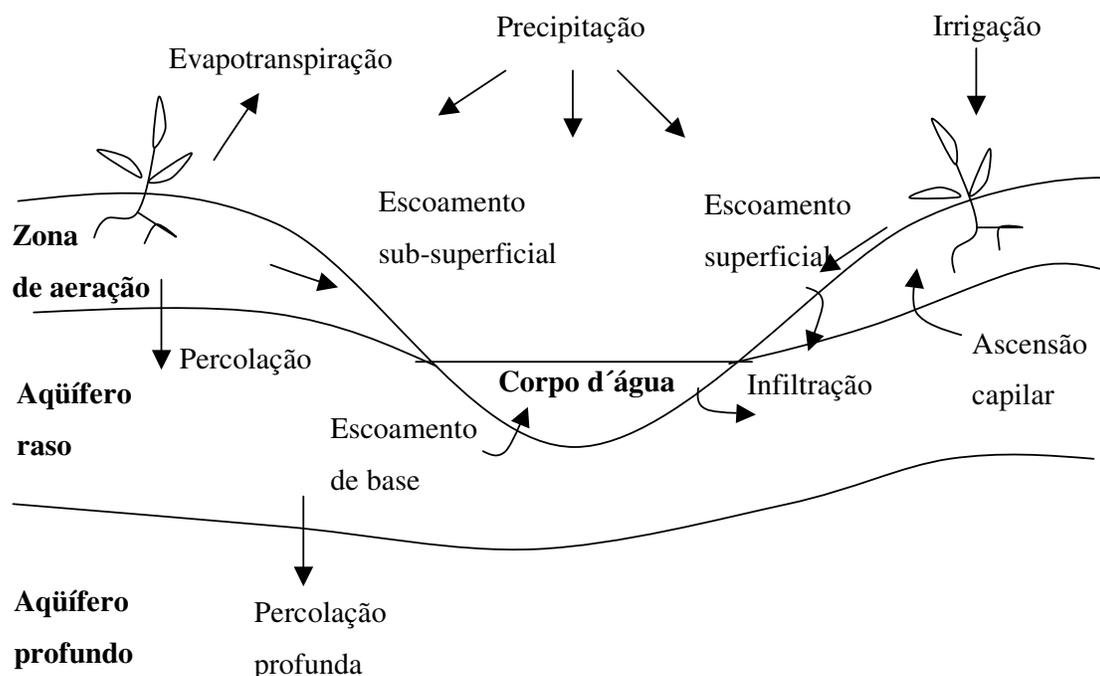


Figura 4.3 – Principais componentes do balanço hídrico simulados pelo SWAT
(modificado - Arnold *et al.*, 1998)

4.3.1- Escoamento superficial

O escoamento superficial é simulado a partir de uma modificação do método do número de curva do SCS (*Soil Conservation Service*) ou o método de infiltração de *Green & Ampt*. Este último é apenas utilizado quando se possuem dados sub-diários de precipitação. O método do número de curva já considera também, na sua formulação, a quantidade de água interceptada pelas plantas.

O cálculo do número de curva do SCS, apresentado na Equação 4.2, é função da permeabilidade, uso e condições iniciais de água no solo.

$$Q_{\text{surf}} = \frac{(R_{\text{day}} - I_a)^2}{(R_{\text{day}} - I_a + S)} \quad (4.2)$$

em que Q_{surf} é o escoamento superficial acumulado ou excesso de chuva (mm), R_{day} é altura de chuva num dia (mm), I_a são as perdas iniciais que incluem acumulação superficial, interceptação e infiltração anterior ao escoamento superficial (mm), e S é o parâmetro de retenção (mm). O parâmetro de retenção varia espacialmente com mudanças no tipo e uso do solo, manejo, inclinação e quantidade de água no solo. O parâmetro de retenção é calculado por:

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{\text{CN}} - 10 \right) \quad (4.3)$$

em que CN é o número de curva para um dia. CN é função da permeabilidade e uso do solo e umidade do solo anterior à precipitação.

O CN é definido de acordo com o tipo hidrológico do solo, classificado em A, B, C, ou D, com base nas características do solo do mais permeável ao mais impermeável; condição antecedente de umidade do solo e declividade do terreno. O SWAT realiza o cálculo do parâmetro de retenção S para cada quantidade diária de água no solo, reajustando o valor de CN para cada dia. Os ajustes de declividade, se necessários, devem ser realizadas pelo usuário, pois o modelo não realiza o cálculo.

As perdas iniciais são normalmente aproximadas para $0,2S$, o que torna a Equação 4.2 igual a:

$$Q_{\text{surf}} = \frac{(R_{\text{day}} - 0,2S)^2}{R_{\text{day}} + 0,8S} \quad (4.4)$$

O escoamento superficial só ocorrerá quando a precipitação for superior às perdas iniciais.

O valor da vazão de pico é utilizado para quantificar a energia erosiva provocada pelo escoamento superficial. Essa vazão é calculada segundo uma modificação realizada no método racional, em que resulta a Equação 4.5.

$$q_{\text{peak}} = \frac{\alpha_{\text{tc}} \cdot Q_{\text{surf}} \cdot \text{Area}}{3,6 \cdot t_{\text{conc}}} \quad (4.5)$$

em que q_{peak} é a vazão de pico (m^3/s), α_{tc} é a fração da chuva diária que ocorre durante o tempo de concentração, Q_{surf} é o escoamento superficial (mm), Area é a área da sub-bacia ou HRU ou célula (km^2), t_{conc} é o tempo de concentração para a sub-bacia ou célula ou HRU (h) e 3,6 é o fator de conversão de unidades.

O método racional baseia-se na idéia de que a intensidade da chuva é constante e a taxa de vazão de pico aumenta até que o tempo de concentração da bacia seja atingido. No método racional modificado, a taxa de vazão de pico é função da fração do volume precipitado no dia durante o tempo de concentração da sub-bacia.

Para cálculo da fração da chuva diária que ocorre durante o tempo de concentração, o SWAT estima que esta seja em função da quantidade de chuva precipitada num dia nos 30 minutos de maior intensidade (Equação 4.6).

$$\alpha_{\text{tc}} = 1 - \exp\left[2 \cdot t_{\text{conc}} \cdot \ln(1 - \alpha_{0,5})\right] \quad (4.6)$$

em que α_{tc} é a fração da chuva diária que ocorre durante o tempo de concentração, t_{conc} é o tempo de concentração para a sub-bacia ou HRU (h) e $\alpha_{0,5}$ é a fração da chuva diária ocorrida durante 30 minutos de maior intensidade de chuva na sub-bacia calculada com base em dados médios mensais fornecidos pelo usuário (h).

O tempo de concentração é calculado pelo somatório dos tempos de concentração do escoamento superficial e do escoamento no canal, resumidos na Equação 4.7, baseada na Equação de Manning.

$$t_{\text{conc}} = \frac{L_{\text{slp}}^{0,6} \cdot n^{0,6}}{18 \cdot \text{slp}} + \frac{0,62 \cdot L \cdot n^{0,75}}{0,125 \cdot \text{Area} \cdot \text{slp}_{\text{ch}}^{0,375}} \quad (4.7)$$

em que t_{conc} é o tempo de concentração para a sub-bacia ou HRU (h), L_{slp} é o comprimento de rampa da sub-bacia (m), n é o coeficiente de rugosidade de Manning, slp é a declividade média da sub-bacia (m/m), L é o comprimento do canal (km) e slp_{ch} é a declividade do canal (m/m).

No caso de bacia com tempo de concentração superior a um dia, o SWAT incorporou um coeficiente ao modelo que define a porção de escoamento superficial atingindo o canal dentro de um dia. Quanto maior esse coeficiente, mais suave torna-se o hidrograma de cheia.

Em regiões com clima árido ou semi-árido é comum os canais serem intermitentes. As perdas por infiltração, tanto de contribuição do escoamento superficial como o escoamento em canais, comuns nesses casos, são calculadas pelo SWAT em função da condutividade hidráulica do solo e das características do canal. O modelo considera que as perdas por infiltração contribuem para a recarga do aquífero raso.

4.3.2 - Evapotranspiração

A evapotranspiração inclui a evaporação de água do solo, transpiração e evaporação de água das plantas. A evaporação é calculada em duas partes: nas plantas e no solo.

A interceptação de água pelas plantas – cuja capacidade máxima deve ser ajustada pelo usuário – é a primeira parcela de água a ser removida da quantidade precipitada. Essa capacidade varia diariamente em função do índice de área foliar (ver Equação 4.8).

$$can_{day} = can_{mx} \cdot \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad (4.8)$$

em que can_{day} é a quantidade máxima de água interceptada pela planta num dia (mm); can_{mx} é a quantidade máxima de água interceptada pela planta quando completamente desenvolvida, ajustada pelo usuário (mm); LAI é o índice de área foliar num dia; e, LAI_{mx} é o índice de área foliar máximo para a planta.

4.3.2.1 – Evapotranspiração potencial

A evapotranspiração potencial é definida como a taxa de evapotranspiração que ocorreria numa grande área completamente e uniformemente coberta com vegetação em crescimento, com acesso a uma disponibilidade ilimitada de água no solo e não exposta a efeitos de mudanças micro-climáticas, a exemplo da advecção ou acúmulo de energia (Thornthwaite, 1948 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a). A evapotranspiração potencial pode ser estimada pelo modelo por três métodos distintos, a ser selecionado pelo usuário: Penman-Monteith (Monteith, 1965), Priestley-Taylor (Priestley e Taylor, 1972 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a) e Hargreaves (Hargreaves *et al.*, 1985 *apud* Neitsch *et al.*, 2002a). O modelo permite também a entrada de dados diários de evapotranspiração potencial.

Os métodos variam segundo a quantidade de dados requeridos. O método de Penman-Monteith precisa de dados diários de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade do vento; o de Priestley-Taylor, radiação solar, temperatura e umidade relativa do ar e o último, apenas a temperatura do ar.

Os autores do modelo afirmam que o método de Penman-Monteith produz resultados precisos de evapotranspiração quando o cálculo é realizado com base em dados horários. Sugerem sua adoção, mas alertam que os resultados obtidos poderão conter erros significativos caso sejam adotados dados médios diários, devido à variação diurna de velocidade do vento, umidade e radiação solar.

Indicam ainda que no método de Priestley-Taylor, em regiões áridas e semi-áridas, em que o componente de advecção é significativo no balanço de energia, os resultados de evapotranspiração potencial são geralmente sub-estimados.

O método de Hargreaves tem sido utilizado com bons resultados no Nordeste brasileiro, como indicado em Oliveira (1999). Esse método propõe que:

$$\lambda E_0 = 0,0023.H_0.(T_{mx} - T_{mn})^{0,5} .(\bar{T}_{av} + 17,8) \quad (4.9)$$

em que λ é o calor latente de vaporização (MJ/kg), E_0 é a evapotranspiração potencial (mm/d), H_0 é a radiação acima da atmosfera (MJ/m²d), T_{mx} é a temperatura máxima do ar (°C), T_{mn} é a temperatura mínima do ar num dia (°C) e \bar{T}_{av} é a temperatura média do ar (°C).

4.3.2.2 – Evapotranspiração real

Depois de determinada a evapotranspiração potencial, a evaporação real é calculada primeiro considerando-se a evaporação da água interceptada pelas plantas, e posteriormente a quantidade de água transpirada pelas plantas e evaporada do solo.

O SWAT estabelece o valor máximo de água que pode ser removido por evapotranspiração, a qualquer tempo, como 80% da água disponível para a planta, definida como a quantidade total de água na camada de solo saturado menos a quantidade de água nessa mesma camada quando em ponto de murcha.

O SWAT considera que, se a evapotranspiração potencial for inferior à quantidade de água livre nas plantas, então:

$$E_a = E_0 \rightarrow R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_a \quad (4.10)$$

se superior, então:

$$E_{can} = R_{INT(i)} \rightarrow R_{INT(f)} = 0 \quad (4.11)$$

em que E_a é a evapotranspiração real diária (mm), E_{can} é a quantidade de evaporação diária da água livre nas plantas (mm), E_0 é a evapotranspiração potencial diária (mm), $R_{INT(i)}$ é a quantidade inicial diária de água livre nas plantas (mm), $R_{INT(f)}$ é a quantidade final diária de água livre nas plantas num dia (mm).

A evaporação potencial no solo é calculada em função da evapotranspiração potencial e índice de cobertura de foliar. Quando ocorre demanda para evaporação do solo, esta é dividida entre as diferentes camadas, assim:

$$E_{\text{soil},z} = E''_s \cdot \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713 \cdot z)} \quad (4.12)$$

em que $E_{\text{soil},z}$ é a demanda por evaporação numa camada de solo à profundidade z (mm), E''_s é a evaporação máxima de água do solo (mm) e z é a profundidade a partir da superfície (mm).

Assume-se que 50% da demanda evaporativa são extraídas dos 10 primeiros mm de profundidade de solo e 95%, dos primeiros 100 mm de profundidade.

$$E_{\text{soil},ly} = E_{\text{soil},zl} - E_{\text{soil},zu} \quad (4.13)$$

em que $E_{\text{soil},ly}$ é a demanda evaporativa numa camada ly qualquer (mm), $E_{\text{soil},zl}$ é a demanda evaporativa no limite inferior dessa camada de solo (mm), $E_{\text{soil},zu}$ é a demanda evaporativa no limite superior dessa camada de solo (mm).

O SWAT não permite que diferentes camadas compensem a incapacidade de outras em satisfazer a demanda evaporativa. Um coeficiente, $esco$, foi incorporado para permitir que o usuário modifique a distribuição de profundidade das camadas para que satisfaça a demanda evaporativa. O coeficiente $esco$ representa funções exponenciais que relacionam a profundidade do solo à quantidade máxima de água a ser retirada do solo por evaporação.

$$E_{\text{soil},ly} = E_{\text{soil},zl} - E_{\text{soil},zu} \cdot esco \quad (4.14)$$

Quando a quantidade de água na camada de solo é inferior à capacidade de campo, a demanda evaporativa é reduzida para se adequar à real capacidade de evaporação do solo.

A transpiração máxima pelas plantas é calculada por:

$$E_t = \frac{E'_0 \cdot LAI}{3,0} \quad \text{se } 0 \leq LAI \leq 3,0 \quad (4.15)$$

$$E_t = E'_0 \text{ se } LAI > 3,0 \quad (4.16)$$

em que E_t é a transpiração máxima em um dia (mm), E'_0 é a evapotranspiração potencial ajustada para a evaporação de água livre das plantas (mm) e LAI é o índice de área foliar.

A transpiração real de plantas é simulada em função da transpiração máxima, profundidade do solo, zona radicular e um parâmetro de distribuição de necessidade de água em função da densidade de raízes a partir da superfície (epco), além de considerar a disponibilidade de água no solo.

O SWAT incorporou o parâmetro epco para permitir que diferentes camadas do solo compensem a incapacidade de outras em satisfazer a demanda das plantas. Epco pode variar de 0,01 a 1, contudo quanto mais próximo de 1, o modelo permite que maior demanda de água das plantas seja atendida por camadas de solo inferiores. Quando a quantidade de água na camada de solo é inferior à capacidade de campo, a demanda de água pelas plantas é reduzida para se adequar à real capacidade de evaporação do solo.

4.3.3 – Vazão sub-superficial

Quando ocorre a formação de uma zona saturada, abaixo da superfície do solo e acima do aquífero, por ter encontrado uma camada impermeável que provoca a acumulação, essa água pode contribuir para a vazão dos rios. A contribuição, chamada de sub-superficial, é calculada pelo SWAT a partir da equação da continuidade de massa, tendo todo o comprimento de rampa do trecho como volume de controle. Essa vazão é calculada em função da condutividade hidráulica do solo saturado, declividade média da camada, porosidade drenável, comprimento de rampa e quantidade de água no solo.

4.3.4 – Percolação

O SWAT apenas simula o fluxo de água na zona radicular. O modelo considera os fluxos de água no solo em camadas da zona radicular, assumindo que a água está uniformemente distribuída numa camada qualquer. A água que percola a última camada de solo da zona radicular penetra na zona intermediária. O SWAT calcula a quantidade de água

responsável pela recarga do aquífero em função do tempo de viagem, ajustado pelo usuário, para que a água percole da camada inferior da zona radicular para o aquífero raso.

Uma metodologia de simulação de reservatório é utilizada para cálculo da quantidade de água que percola para a camada inferior da zona radicular:

$$w_{\text{perc},ly} = SW_{ly,\text{excess}} \cdot \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta t}{TT_{\text{perc}}} \right] \right) \quad (4.17)$$

em que $w_{\text{perc},ly}$ é a quantidade de água que percola para a camada de solo inferior à camada analisada (mm), $SW_{ly,\text{excess}}$ é o lâmina de água drenável na camada de solo, em mm, isto é, é a quantidade de água armazenada no solo em volume superior à capacidade de campo, Δt é o período de tempo (h) e TT_{perc} é o tempo de viagem de percolação (h).

$$TT_{\text{perc}} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{\text{sat}}} \quad (4.18)$$

em que TT_{perc} é o tempo de viagem de percolação (h), SAT_{ly} é a quantidade de água no solo quando completamente saturado (mm), FC_{ly} é a quantidade de água no solo em capacidade de campo (mm), K_{sat} é a condutividade hidráulica do solo saturado (mm/h).

4.3.5– Águas subterrâneas

O modelo considera as águas subterrâneas em duas partes: o aquífero raso e o aquífero profundo. O primeiro contribui para a vazão de base e sua água pode ser removida também por ascensão capilar e percolação para o aquífero profundo. O aquífero profundo contribui para a vazão de base de rios de bacias hidrográficas fora da área de estudo. Ambos os aquíferos podem ser utilizados para captação de água para diversos usos.

O balanço hídrico do aquífero raso é realizado pela Equação 4.19 e do aquífero profundo pela Equação 4.20.

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{\text{rchrg}} - Q_{\text{gw}} - w_{\text{revap}} - w_{\text{deep}} - w_{\text{pump,sh}} \quad (4.19)$$

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad (4.20)$$

em que $aq_{sh,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso num dia i (mm), $aq_{sh,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso num dia $i-1$ (mm), w_{rchrg} é a quantidade de água de recarga entrando no aquífero raso num dia i (mm), Q_{gw} é a vazão de base entrando no canal principal num dia i (mm), w_{revap} é a quantidade de água ascendendo para a zona radicular para suprimir a deficiência de água num dia i (mm), w_{deep} é a quantidade de água que percola para o aquífero profundo num dia i (mm), $w_{pump,sh}$ é a quantidade de água retirada por bombeamento do aquífero raso num dia i (mm), $aq_{dp,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia i (mm), $aq_{dp,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo num dia $i-1$ (mm) e $w_{pump,dp}$ é a quantidade de água retirada por bombeamento do aquífero profundo num dia i (mm).

A água que percola da zona radicular para a zona intermediária recarregará o aquífero raso. O tempo que levará para que a água percole pela zona intermediária e atinja o aquífero raso dependerá de um parâmetro ajustado pelo usuário, chamado de gw_delay . A recarga do aquífero é então calculada pela Equação 4.21.

$$w_{rchrg,i} = \left(1 - e^{\left(\frac{-1}{\delta_{gw}} \right)} \right) \cdot w_{seep} + e^{\left(\frac{-1}{\delta_{gw}} \right)} \cdot w_{rchrg,i-1} \quad (4.21)$$

em que $w_{rchrg,i}$ é a quantidade de água de recarga entrando no aquífero raso num dia i (mm), δ_{gw} , ou gw_delay , é o tempo que leva para a água passar pela zona intermediária (d), w_{seep} é a quantidade de água que percola da zona radicular num dia i (mm), e $w_{rchrg,i-1}$ é a quantidade de água que recarregou o aquífero raso no dia anterior ao i (mm).

A vazão de base é calculada em função da condutividade hidráulica saturada do aquífero, da altura da coluna d'água no aquífero e da distância a ser percorrida pela água até atingir o rio. O SWAT considera duas situações distintas para o cálculo da vazão de base num

dia: com recarga e sem recarga. Assim, as Equações 4.22 e 4.23 serão utilizadas de acordo com a situação de recarga ou não, respectivamente.

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \cdot e^{(-\alpha_{gw} \cdot \Delta t)} + w_{rchrg} \cdot \left(1 - e^{(-\alpha_{gw} \cdot \Delta t)}\right) \quad (4.22)$$

$$Q_{gw} = Q_{gw,0} \cdot e^{(-\alpha_{gw} \cdot t)} \quad (4.23)$$

em que $Q_{gw, i}$ é a quantidade de água que atinge o canal num dia i (mm), $Q_{gw, i-1}$ é a quantidade de água de atinge o canal num dia $i-1$ (mm), α_{gw} é a constante de recessão da vazão de base ajustada pelo usuário, Δt é o tempo simulado (1 dia), $w_{rchrg, i}$ é a quantidade de água de recarga do aquífero raso num dia i (mm). Q_{gw} é a quantidade de água de atinge o canal no tempo t (mm), $Q_{gw, 0}$ é a quantidade de água de atinge o canal no início do período de recessão (mm) e t é o período desde o início da recessão (d).

O SWAT simula dois outros movimentos: a ascensão capilar e a percolação para o aquífero profundo. Esses dois processos são permitidos a partir de uma altura da coluna d'água do aquífero raso a ser definida pelo usuário. A partir dessa altura, a ascensão será calculada em função da evapotranspiração potencial e a percolação profunda em função da quantidade de água que recarrega o aquífero raso. Para ambos os cálculos, o usuário deve ajustar os parâmetros de porcentagem de água a ser removida pelos processos.

Apresenta-se na Figura 4.4 um esquema para compreensão da simulação do ciclo hidrológico pelo SWAT, valendo-se dos balanços realizados pelo modelo.

4.4 – COBERTURA DO SOLO/CRESCIMENTO DE PLANTAS

O crescimento de plantas é simulado por um modelo único que as divide em tipos, de acordo com a época e duração do plantio: perenes ou anuais. As de crescimento anual são simuladas a partir do dia do plantio até a data de colheita ou quando a máxima energia acumulada for atingida. As perenes mantêm seu sistema radicular constante durante todo o ano, componente necessário para o cálculo de quantidades de água e nutrientes removidos da zona radicular, transpiração e produção de biomassa.

O desenvolvimento das plantas é calculado com base nas unidades de energia acumuladas durante o seu crescimento. O modelo simula o desenvolvimento das folhas, a capacidade de interceptação de luz e de conversão dessa luz em biomassa. Além disso, o crescimento pode ser inibido pela temperatura e pelas quantidades de água, nitrogênio e fósforo disponíveis.

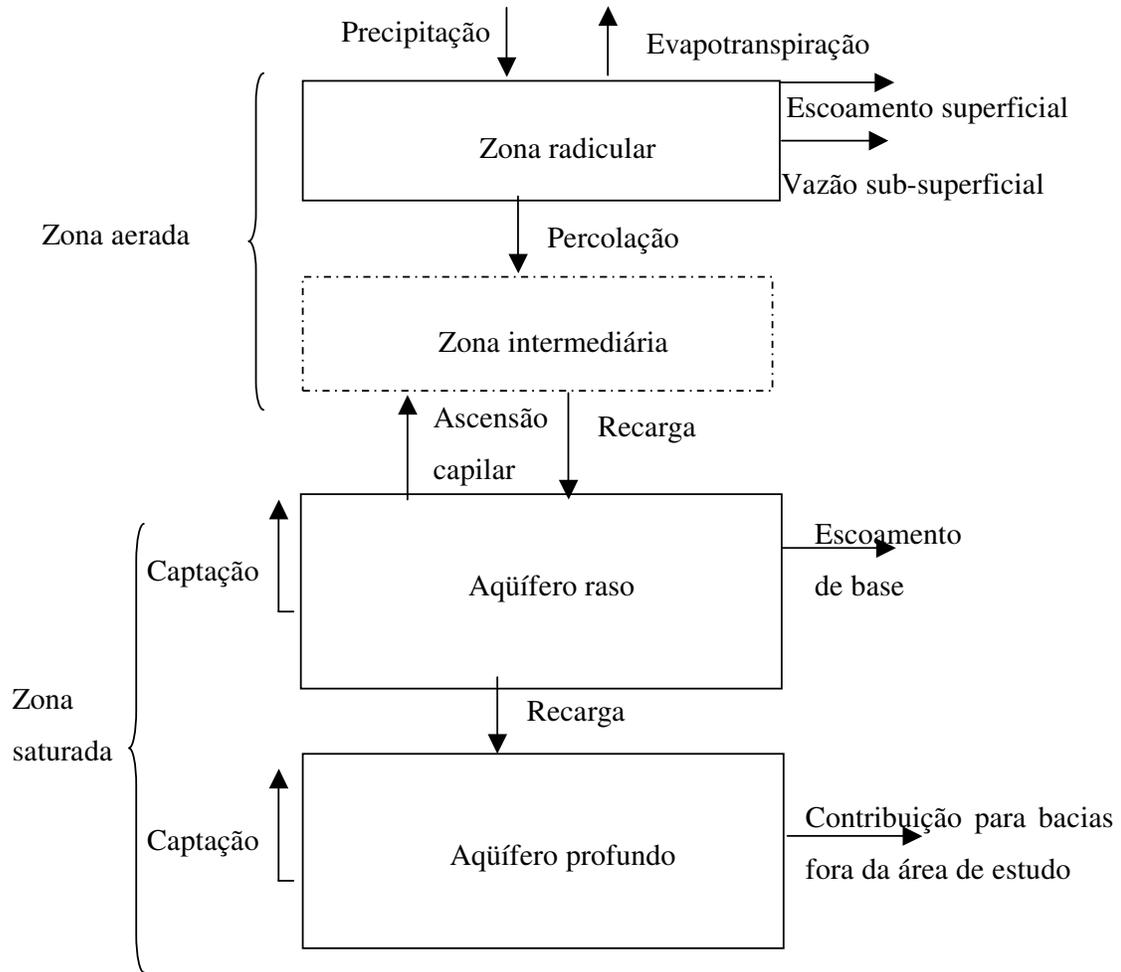


Figura 4.4 – Esquema de balanços hídricos realizados pelo modelo para cálculo do ciclo hidrológico.

4.5 – MANEJO

O SWAT permite a determinação pelo usuário de estações de crescimento de plantas, época de aplicação de fertilizantes, pesticidas e irrigação, época e método de manejo do solo. Aqui o SWAT também incorporou o cálculo e a indicação de cargas de sedimentos e nutrientes lançadas no rio por áreas urbanas; além de especificação de usos pontuais da água do rio.

4.5.1 –Manejo agrícola

A operação de manejo agrícola é responsável pela redistribuição de resíduos, nutrientes, pesticidas e bactérias no solo. Para a simulação desta operação, o modelo necessita de dados de duração e tipo de operação.

As informações específicas para o modelo simular a operação de plantio são a periodicidade da operação, a quantidade potencial de energia absorvida pela planta para que ela possa atingir a maturidade e a cobertura do solo específica a ser simulada por sub-bacia, célula ou HRU. Para operações de colheita é necessário indicar a época e a eficiência, podendo-se fornecer também o índice de biomassa removido na operação. Atividades de pastagem necessitam de informações de época de início, duração, quantidade de biomassa retirada diariamente, quantidade e tipo de adubo depositado diariamente e há a opção de serem inseridos dados de quantidade de biomassa diária pisada.

Nas operações de plantação, manejo e colheita, o usuário deverá alterar os valores adotados para o número de curva durante as épocas do ano.

A mistura biológica do solo, como provocada por minhocas, é significativa para a redistribuição de nutrientes em sistemas em que o solo é pouco alterado pelo manejo agrícola. O SWAT considera que o processo ocorre até uma profundidade de 300mm. O usuário deverá indicar a eficiência da mistura.

A aplicação de fertilizantes ou adubo é simulada pelo modelo com a indicação de período de operação, o tipo e quantidade disposto e a profundidade de distribuição. Essa rotina

pode ser agendada pelo usuário ou indicada para ser inserida automaticamente pelo SWAT, quando deverá ser especificado o limite mínimo de nitrogênio a ser atingido para que a aplicação seja necessária.

Para cada tipo de fertilizante e pesticida, o usuário define sua composição nutricional e bacteriológica. O SWAT assume que os primeiros 10 mm de profundidade do solo são influenciados pelo escoamento superficial e portanto, o usuário poderá especificar uma porcentagem de fertilizante e pesticida aplicada a essa camada.

4.5.2 – Manejo dos recursos hídricos

O SWAT pode considerar nas simulações a irrigação, a drenagem, a transferência de água, os usos consuntivos e os lançamentos de cargas pontuais.

A irrigação pode ser agendada pelo usuário ou automaticamente aplicada pelo SWAT. É necessária a indicação de período e quantidade de água aplicada, além da fonte de água, tipo e localização. Se escolhida a opção de auto-aplicação, o limite mínimo de água no solo para atendimento à necessidade das plantas deve ser especificado pelo usuário.

Para a simulação de drenagem agrícola, o usuário deve entrar com os dados da profundidade dos drenos, do tempo necessário para drenagem do solo até capacidade de campo e do intervalo de tempo necessário para a água entrar e sair do dreno para então atingir o canal principal.

Quando houver transferência de água entre corpos hídricos, deverá ser indicado o tipo e a localização da fonte hídrica e do corpo hídrico receptor e a quantidade de água transferida.

O SWAT considera que os usos consuntivos retiram água da bacia e, portanto, do sistema. O modelo possibilita a retirada dos aquíferos, de trechos do rio ou lagos e reservatórios. Esses usos podem inclusive variar em quantidade mensalmente.

O SWAT simula lançamento de cargas pontuais ao longo da rede hidrológica. Os dados devem ser resumidos em bases diárias, mensais, anuais ou média anual, especificando-se

as informações de vazão, quantidade de sedimentos, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, nitrato, fósforo solúvel, amônia, nitrito, metais e bactéria.

4.5.3 – Manejo de áreas urbanas

O modelo simula a quantidade e a qualidade da água escoada superficialmente em áreas urbanas. A quantidade é calculada com base no método do número de curva do SCS ou pelo método de Green & Ampt. A qualidade pode ser estimada por meio de dois métodos: regressão linear do *USGS (United States Geological Survey)* ou mecanismos da relação área construída/limpeza. Segundo os autores do modelo, o segundo método apresenta dificuldades de ajuste e validação quando não existem dados da região em estudo.

O método de regressão linear proposto pelo USGS foi elaborado para simular bacias hidrográficas urbanas com escassez de dados locais específicos. Ele simula as cargas de sedimentos, nitrogênio total e fósforo total. É função do total precipitado nas áreas de drenagem e impermeabilizadas.

$$Y = \frac{\beta_0 \cdot (R_{\text{day}} / 25,4)^{\beta_1} \cdot (DA / 2,59)^{\beta_2} \cdot (\text{imp}_{\text{tot}} \cdot 100 + 1)^{\beta_3} \cdot \beta_4}{2,205} \quad (4.24)$$

em que Y é carga total do constituinte (kg), R_{day} é a precipitação num dado dia (mm), DA é a área de drenagem da sub-bacia, célula ou HRU (km^2), imp_{tot} é a fração da área total que é impermeável e as variáveis β são coeficientes de regressão que são determinados pelo modelo em função da quantidade de precipitação total anual.

4.6 – EROSÃO

A erosão e transporte de sedimentos são estimados pela Equação Universal Modificada de Perdas do Solo (MUSLE), que utiliza a quantidade de escoamento superficial para simular os processos. Com os dados advindos da simulação do componente hidrológico, como volume de escoamento superficial e taxa de vazão de pico, é possível calcular a energia erosiva provocada pelo escoamento superficial. Analisa-se também o manejo do solo para equação da erosão.

$$\text{sed} = 11,8 \cdot (Q_{\text{surf}} \cdot q_{\text{peak}} \cdot \text{area}_{\text{hru}})^{0,56} \cdot K_{\text{USLE}} \cdot C_{\text{USLE}} \cdot P_{\text{USLE}} \cdot LS_{\text{USLE}} \cdot \text{CFRG} \quad (4.25)$$

em que sed é a produção de sedimento num dia (t), Q_{surf} é o lâmina de escoamento superficial (mm/ha), q_{peak} é a vazão de pico (m^3/s), area_{HRU} é a área do HRU (ha), K_{USLE} é o fator de erodibilidade de USLE, C_{USLE} é o fator de cobertura e manejo de USLE, P_{USLE} é o fator de prática de suporte de USLE, LS_{USLE} é o fator de topografia de USLE e CFRG é o fator de fragmentos grosseiros.

O modelo simula também a contribuição de sedimentos a partir das vazões subsuperficiais e de base em função das vazões, área de contribuição e concentração de sedimentos.

O movimento de nutrientes, pesticidas e outros parâmetros de qualidade da água para os cursos d'água depende, normalmente, de processos de desgaste e erosão do solo. O SWAT simula a movimentação do:

- nitrato e pesticidas em solução transportados por escoamento superficial, vazão sub-superficial e percolação;
- nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e mineral e pesticidas, aderidos às partículas de solo, transportados pelo escoamento superficial;
- fósforo inorgânico em solução, presente nos primeiros 10 mm da camada de solo, transportado pelo escoamento superficial;
- valor de carbono orgânico que atinge os rios transportado por escoamento superficial.

O transporte de partículas e elementos no canal é função dos processos de deposição e degradação dos sedimentos no curso d'água.

4.7 – PROPAGAÇÃO DA VAZÃO

4.7.1 - Canal

O modelo assume que os canais têm uma forma trapezoidal com inclinação do talude de 2:1 (horizontal:vertical). O usuário deve identificar o comprimento, a declividade, a largura e a profundidade do canal (quando esse se encontra com o nível de água alto), e o coeficiente de Manning.

O SWAT utiliza a Equação de Manning para calcular a vazão e a velocidade de escoamento de água no rio. A propagação da onda de cheia na rede hidrográfica é realizada pelo método da acumulação variável ou de Muskingum. Ambos se baseiam na equação da continuidade.

O método de Muskingum simula o volume armazenado num trecho do canal como uma combinação da equação de continuidade e relações entre o armazenamento de água na calha e as vazões de entrada e saída do volume de controle.

$$V_{\text{stored}} = K.q_{\text{out}} + K.X.(q_{\text{in}} - q_{\text{out}}) \quad (4.26)$$

Inserindo a Equação 4.26 na equação da continuidade teremos:

$$q_{\text{out},2} = \frac{\Delta t - 2KX}{2K(1-X) + \Delta t} q_{\text{in},2} + \frac{\Delta t + 2KX}{2K(1-X) + \Delta t} q_{\text{in},1} + \frac{2K(1-X) - \Delta t}{2K(1-X) + \Delta t} q_{\text{out},1} \quad (4.27)$$

em que V_{stored} é o volume armazenado no volume de controle (m^3), $q_{\text{in},1}$ e $q_{\text{in},2}$ são as vazões de entrada no volume de controle no início e final do período, respectivamente, (m^3/s), $q_{\text{out},1}$ e $q_{\text{out},2}$ são as vazões de saída no volume de controle no início e final do período, respectivamente, (m^3/s), K é a constante de tempo de trânsito no trecho que representa o tempo médio de deslocamento da onda entre o início e o fim do trecho (s), X é o fator de peso que controla a importância relativa entre as vazões de entrada e saída no trecho e Δt é o período simulado (s).

No modelo, a constante K é calculada por:

$$K = \text{coef1} \cdot K_{\text{bnkfull}} + \text{coef2} \cdot K_{0,1\text{bnkfull}} \quad (4.28)$$

em que coef1 e coef2 são parâmetros inseridos pelo usuário, K_{bnkfull} é a constante de tempo de trânsito no trecho quando os níveis de água estiverem altos e $K_{0,1\text{bnkfull}}$ é a constante de tempo de trânsito no trecho quando os níveis de água estiverem a 10% do seu nível alto. As constantes K_{bnkfull} e $K_{0,1\text{bnkfull}}$ são calculadas em função do comprimento do trecho de canal e da celeridade da vazão na profundidade do nível d'água.

Perdas de água laterais ao canal são simuladas pelo modelo pela Equação 4.29.

$$t_{\text{loss}} = K_{\text{ch}} \cdot TT \cdot P_{\text{ch}} \cdot L_{\text{ch}} \quad (4.29)$$

em que t_{loss} é a perda lateral do canal (m^3), K_{ch} é a condutividade hidráulica efetiva do aluvião (mm/hr), TT é o tempo de viagem (h), P_{ch} é o perímetro molhado (m) e L_{ch} é o comprimento do canal (km). Essas perdas contribuirão para os aquíferos raso e profundo.

As perdas por evaporação no canal são calculadas pela Equação 4.30:

$$E_{\text{ch}} = \text{coef}_{\text{ev}} \cdot E_0 \cdot L_{\text{ch}} \cdot W \cdot \text{fr}_{\Delta t} \quad (4.30)$$

em que E_{ch} é a evaporação no canal num dia (m^3), coef_{ev} é o coeficiente de evaporação, E_0 é a evaporação potencial (mm), L_{ch} é o comprimento do canal (km), W é a largura no nível da água (m), e $\text{fr}_{\Delta t}$ é a fração de tempo do período no qual a água está em movimento no canal.

O volume de água que contribui para o canal oriundo de contribuição lateral é calculada em função da quantidade total de água de contribuição lateral e a constante de recessão de fluxo dessa contribuição.

A quantidade de água acumulada num trecho de canal no final de um período analisado é simulada pela Equação 4.31.

$$V_{\text{stored},2} = V_{\text{stored},1} + V_{\text{in}} - V_{\text{out}} - \text{tloss} - E_{\text{ch}} + \text{div} + V_{\text{bnk}} \quad (4.31)$$

em que $V_{\text{stored},2}$ é o volume acumulado no final do período (m^3), $V_{\text{stored},1}$ é o volume acumulado no início do período (m^3), V_{in} é o volume de entrada durante o período (m^3), V_{out} é o volume de saída durante o período (m^3), tloss é a perda lateral do canal (m^3), E_{ch} é a evaporação no canal num dia (m^3), div é o volume lançado ou captado no canal (m^3) e V_{bnk} é o volume de água de contribuição lateral (m^3).

4.7.2 – Armazenamento em corpos hídricos

O SWAT simula quatro tipos de armazenamento de água nos corpos hídricos: lagos, açudes, pequenas depressões e reservatórios. O modelo considera que os três primeiros podem ser localizados em qualquer ponto da bacia, já os reservatórios estão situados sempre no canal principal.

Para todos os tipos citados, o balanço hídrico da Equação 4.32 é a base para os cálculos de simulação do modelo.

$$V = V_{\text{stored}} + V_{\text{flowin}} - V_{\text{flowout}} + V_{\text{pcp}} - V_{\text{evap}} - V_{\text{seep}} \quad (4.32)$$

em que V é o volume de água armazenado no corpo hídrico no final do dia (m^3), V_{stored} o volume de água armazenado no corpo hídrico no início do dia (m^3), V_{flowin} e V_{flowout} é o volume de entrada e saída, respectivamente, no dia (m^3), V_{pcp} é o volume que precipita na corpo hídrico no dia (m^3), V_{evap} é o volume evapotranspirado do corpo hídrico no dia (m^3) e V_{seep} é o volume que percola para o aquífero no dia (m^3).

4.8 – NUTRIENTES

O SWAT simula o ciclo completo de nitrogênio e fósforo. O modelo considera os nutrientes dissolvidos na água e os adsorvidos nas partículas de sedimento, os primeiros acompanham o fluxo de água e os segundos são depositados junto aos sedimentos no fundo

do canal. O SWAT apresenta ainda duas opções: a simulação dos nutrientes sem considerar os processos de transformações ocorridas no rio ou com a consideração de tais transformações.

4.8.1 – Nitrogênio

4.8.1.1 - Fase terrestre

O nitrogênio é essencial para o crescimento de plantas. Apresenta-se em três formas nos solos minerais: nitrogênio orgânico no húmus, formas minerais presas a colóides e em solução. Pode ser adicionado ao solo por fertilização, fixação por bactérias e chuva, podendo ser removido pelas plantas e por lixiviação, volatilização, desnitrificação e erosão.

O SWAT monitora cinco formas do nitrogênio no solo: formas inorgânicas(NH_4^+ e NO_3^-) e formas orgânicas(recente - associada a resíduos de plantas e biomassa, estável e ativa - associada a substâncias húmicas). A Figura 4.5 demonstra esquematicamente os processos simulados pelo modelo no ciclo do nitrogênio.

O usuário pode fornecer os dados de concentrações iniciais de nitrato e nitrogênio orgânico no solo, ou o SWAT poderá estimar valores iniciais com base na profundidade do solo (para NO_3^-) e assumindo uma relação de C:N em materiais húmicos de 14:1 (para nitrogênio orgânico). O modelo considera o nitrogênio na forma de amônia igual a 0 ppm no solo.

O SWAT simula os processos de mineralização, decomposição, imobilização, nitrificação, volatilização da amônia, desnitrificação, nitrogênio devido à chuva, fixação, movimento ascendente do nitrato na água e lixiviação.

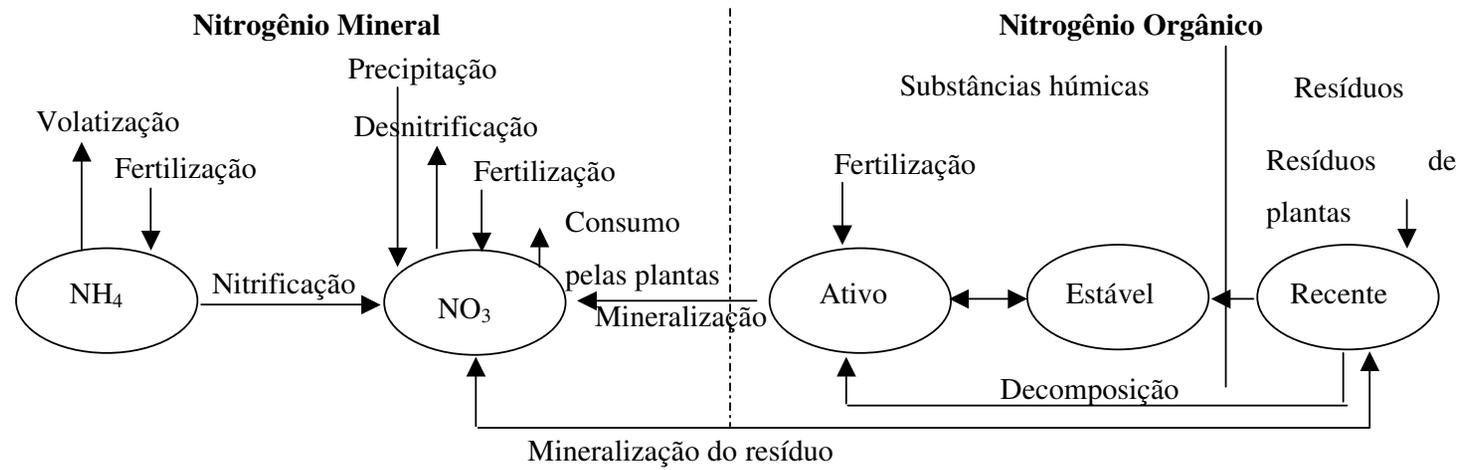


Figura 4.5 – Formas e processos do nitrogênio simulados pelo SWAT na fase terrestre (modificado - Neitsch *et al.*, 2002a).

- Decomposição, Mineralização e Imobilização

A decomposição é definida como a quebra do resíduo orgânico recente em componentes orgânicos mais simples. A mineralização é a conversão microbiológica de nitrogênio orgânico (não disponível para plantas) em inorgânico (disponível para plantas). A imobilização é a conversão microbiológica do nitrogênio inorgânico para nitrogênio orgânico.

O cálculo de mineralização é realizado de acordo com a mineralização líquida incorporando a imobilização nas equações. Duas fontes são consideradas para mineralização: nitrogênio orgânico recente (Equação 4.33) e ativo (Equação 4.34). Tanto a mineralização como a decomposição são dependentes da temperatura e da disponibilidade de água.

$$N_{\text{min f,ly}} = 0,8 \cdot \delta_{\text{ntr,ly}} \cdot \text{orgN}_{\text{frsh,ly}} \quad (4.33)$$

$$N_{\text{min a,ly}} = \beta_{\text{min}} \cdot (\gamma_{\text{tmp,ly}} \cdot \gamma_{\text{sw,ly}})^{1/2} \cdot \text{orgN}_{\text{act,ly}} \quad (4.34)$$

em que $N_{\text{min f,ly}}$ é o nitrogênio mineralizado do nitrogênio orgânico recente (kg N/ha), $\delta_{\text{ntr,ly}}$ é a constante de taxa de decaimento de resíduos, $\text{orgN}_{\text{frsh,ly}}$ é a quantidade de nitrogênio orgânico recente armazenado (kg N/ha), $N_{\text{min a,ly}}$ é o nitrogênio mineralizado do nitrogênio orgânico ativo do húmus (kg N/ha), β_{min} é a coeficiente da taxa de mineralização dos nutrientes orgânicos ativos do húmus, $\gamma_{\text{tmp,ly}}$ é o fator de ciclo de temperatura do nutriente na camada, $\gamma_{\text{sw,ly}}$ é o fator de ciclo de água do nutriente, $\text{orgN}_{\text{act,ly}}$ é a quantidade de nitrogênio orgânico ativo armazenado (kg N/ha). Os cálculos são realizados por camada de solo. Os valores calculados são depois acrescidos à quantidade de nitrato armazenado na camada.

$$N_{\text{dec,ly}} = 0,2 \cdot \delta_{\text{ntr,ly}} \cdot \text{orgN}_{\text{frsh,ly}} \quad (4.35)$$

em que $N_{\text{dec,ly}}$ é o nitrogênio decomposto do N orgânico recente (kg N/ha), $\delta_{\text{ntr,ly}}$ é a constante de taxa de decaimento de resíduos, $\text{orgN}_{\text{frsh,ly}}$ é a quantidade de nitrogênio

orgânico recente armazenado (kg N/ha). O valor calculado é depois acrescido à quantidade de húmus orgânico ativo armazenado na camada.

- Nitrificação e volatilização da amônia

A nitrificação é a oxidação bacteriológica de NH_4^+ para NO_3^- . A volatilização é a perda gasosa de NH_3 que ocorre quando NH_4^+ é adicionado à superfície de solo calcário ou quando uréia é aplicada à superfície de um solo qualquer. A nitrificação é calculada em função da temperatura do solo e de sua disponibilidade de água, enquanto a volatilização da amônia é função da temperatura e profundidade do solo.

$$N_{\text{nit/vol,ly}} = \text{NH}_{4\text{ly}} \cdot (1 - \exp[-\eta_{\text{nit,ly}} - \eta_{\text{vol,ly}}]) \quad (4.36)$$

em que $N_{\text{nit/vol,ly}}$ é a quantidade de amônia que nitrifica ou volatiliza na camada de solo (kg N/ha), $\text{NH}_{4\text{ly}}$ é a quantidade de amônia na camada ly (kg N/ha), $\eta_{\text{nit,ly}}$ é o regulador de nitrificação e $\eta_{\text{vol,ly}}$ é o regulador de volatilização. Para calcular a fração de amônia removida por cada processo é utilizado o regulador respectivo.

- Desnitrificação

Desnitrificação é a redução bacteriológica de nitrato para N_2 ou N_2O em condições anaeróbias. É função da quantidade de água disponível, temperatura, presença de fontes de carbono e nitrato. Se a razão entre a quantidade de água no solo na camada analisada e a quantidade de água quando o solo se encontra em capacidade de campo nessa mesma camada for inferior a 0,95, o modelo não calcula a desnitrificação. Caso contrário, o cálculo é realizado com a Equação 4.37.

$$N_{\text{denit,ly}} = \text{NO}_{3\text{ly}} \cdot (1 - \exp[-1,4 \cdot \frac{\text{SW}_{\text{ly}}}{\text{FC}_{\text{ly}}} \cdot \text{orgC}_{\text{ly}}]) \quad (4.37)$$

em que $N_{\text{denit,ly}}$ é a quantidade de amônia perdida por desnitrificação (kg N/ha), $\text{NO}_{3\text{ly}}$ é a quantidade de nitrato na camada ly (kg N/ha), SW_{ly} é a quantidade de água no solo no dia

(mm), FC_{ly} é a quantidade de água no solo em capacidade de campo (mm) e $orgC_{ly}$ é a quantidade de carbono orgânico na camada ly (%).

- Nitrogênio da chuva

Relâmpagos convertem o N_2 em ácido nítrico que poderá ser transferido ao solo pela chuva. O SWAT simula essa transferência segundo a Equação 4.38.

$$N_{rain} = 0,01.R_{NO_3}.R_{day} \quad (4.38)$$

em que N_{rain} é o nitrato transferido pela chuva (kg N/ha), R_{NO_3} é a concentração de nitrogênio na chuva (mg N/L), R_{day} é a quantidade de chuva num dado dia (mm). O valor calculado é depois acrescido à quantidade de nitrato armazenado nos 10mm da camada superior do solo.

- Fixação (consumo pelas plantas)

O SWAT, quando simula a fixação, incorpora o nitrogênio direto para a biomassa da planta sem transferi-lo ao solo. O modelo considera que quando o nível de nitrato na zona radicular é insuficiente para atender à demanda dos legumes, permite-se que o nitrogênio seja atendido por meio da fixação. O cálculo é realizado em função da quantidade de água e nitrato no solo e o estágio de crescimento da planta.

- Ascensão do nitrato na água

Quando a água evapora da superfície do solo, a água presente nas camadas inferiores ascende por capilaridade, trazendo nutrientes dissolvidos. O SWAT simula o nitrato sendo transportado da primeira camada para a superficial de 10mm de profundidade.

$$N_{\text{evap}} = 0,1 \cdot \text{NO}_3\text{ly} \cdot \frac{E''_{\text{soil,ly}}}{\text{SW}_{\text{ly}}} \quad (4.39)$$

em que N_{evap} é a quantidade de nitrato transportado da camada inferior para a superficial (kg N/ha), NO_3ly é a quantidade de nitrato presente na primeira camada de solo (kg N/ha), $E''_{\text{soil,ly}}$ é a quantidade de água removida da primeira camada devido à evaporação (mm) e SW_{ly} é a quantidade de água da camada (mm).

4.8.1.2 - Fase aquática

Em cursos d'água com presença de O_2 , há a transformação de nitrogênio orgânico para amônia, daí para nitrito e finalmente nitrato. Além disso, o nitrogênio orgânico também pode ser removido da água por deposição.

A quantidade de nitrogênio orgânico é simulada considerando-se que sua quantidade pode aumentar pela conversão de biomassa nitrogenada das algas e pode diminuir por dois processos: conversão em NH_4^+ e deposição.

O modelo considera que a quantidade de amônia pode ser aumentada pela mineralização do nitrogênio orgânico e pela difusão da amônia dos sedimentos depositados no fundo do canal, podendo ser diminuída pela conversão em nitrito e pelo consumo pelas algas.

A simulação da quantidade de nitrito no rio leva em consideração o aumento provocado pela conversão de amônia e a diminuição resultante da conversão em nitrato. As transformações de nitrito em nitrato são mais rápidas que as de amônia para nitrito, o que indica o aspecto de serem baixos os níveis de nitrito nos rios.

A quantidade de nitrato no rio é incrementada pela oxidação do nitrito e diminuída pelo consumo do nitrato pelas algas.

4.8.2 – Fósforo

4.8.2.1 - Fase terrestre

O fósforo é muito importante para a transferência e o armazenamento de energia pelas plantas, havendo três formas em solos minerais: fósforo orgânico no húmus, formas insolúveis de fósforo mineral e fósforo em solução disponível para as plantas. O fósforo pode ser adicionado ao solo por fertilização e removido pelas plantas e erosão. Combinado com outros íons, forma diversos compostos insolúveis que precipitam e são facilmente transportados pelo escoamento superficial.

O SWAT monitora seis formas do fósforo no solo: três formas inorgânicas (estável, ativo e em solução) e três formas orgânicas (recente - associada a resíduos de plantas, estável e ativo - associada a substâncias húmicas). A Figura 4.6 demonstra esquematicamente os processos simulados pelo modelo no ciclo do fósforo.

O usuário pode fornecer os dados de concentrações iniciais de fósforo nas diferentes formas encontradas no solo, ou o SWAT poderá estimar os valores iniciais para fósforo mineral ativo e estável, e orgânico nas suas três formas.

O SWAT simula os processos de mineralização, decomposição, imobilização, sorção de fósforo inorgânico e lixiviação.

- Mineralização/Imobilização e Decomposição

O cálculo de mineralização, imobilização e decomposição é realizado de maneira similar aos cálculos para o nitrogênio. Os fósforos orgânicos ativo e recente mineralizados são acrescidos ao fósforo em solução presente na camada de solo. O fósforo orgânico recente decomposto é acrescido à quantidade de fósforo orgânico ativo presente na camada de solo.

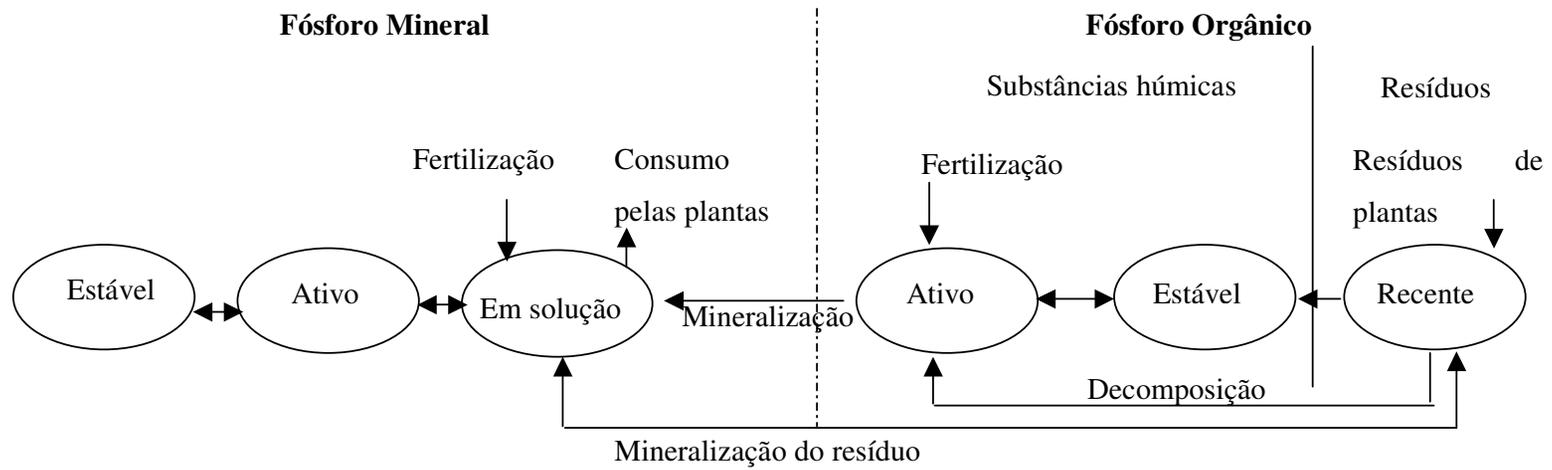


Figura 4.6 – Formas e processos do fósforo simulados pelo SWAT na fase terrestre (modificado - Neitsch *et al*, 2002a).

- Sorção de fósforo inorgânico

Diversos estudos demonstram que depois de uma aplicação de fertilizante com fósforo solúvel, a concentração deste na solução decresce rapidamente devido à reação com o solo. O SWAT considera que, para contabilizar esse rápido decrescimento inicial, há um rápido equilíbrio entre o fósforo solúvel e o mineral ativo. A reação seguinte é simulada por meio de um equilíbrio lento entre o fósforo inorgânico nas formas ativa e estável.

O equilíbrio entre o fósforo inorgânico em solução e ativo é função do índice de disponibilidade do elemento químico. Esse índice indica a fração de fósforo aplicado ao solo por fertilização que se encontra em solução após um período de incubação.

- Consumo pelas plantas

O modelo simula o consumo pelas plantas de fósforo em solução em função da demanda potencial de fósforo, estágio de crescimento da planta e profundidade da camada de solo e zona radicular.

- Lixiviação

O fósforo tem pouca mobilidade, portanto, o SWAT assume que a lixiviação de fósforo solúvel irá ocorrer dos primeiros 10 mm da camada superficial do solo para a primeira camada, de acordo com a Equação 4.40.

$$P_{\text{perc}} = \frac{P_{\text{solution,surf}} \cdot w_{\text{perc,surf}}}{10 \cdot \rho_b \cdot \text{depth}_{\text{surf}} \cdot k_{d,\text{perc}}} \quad (4.40)$$

em que P_{perc} é a quantidade de fósforo transportado dos 10 primeiros mm da camada superficial do solo para a primeira camada do solo (kg P/ha), $P_{\text{solution,surf}}$ é a quantidade de fósforo em solução nos 10 primeiros mm do solo (kg P/ha), $w_{\text{perc,surf}}$ é a quantidade de água que percola dos 10 primeiros mm do solo para a primeira camada do solo (mm), ρ_b é a peso específico do solo nos 10 primeiros mm superficiais do solo (mg/m^3) (considera-se

equivalente ao da primeira camada), $depth_{surf}$ é a profundidade da camada superficial (10mm) e $k_{d,perc}$ é o coeficiente de percolação do fósforo ($10 \text{ m}^3/\text{mg}$).

4.8.2.2 - Fase aquática

A quantidade de fósforo orgânico na água é simulada pelo modelo considerando-se que sua quantidade aumenta pela conversão de biomassa das algas e diminuída pela conversão em fósforo inorgânico solúvel e pela sedimentação.

A concentração de fósforo inorgânico solúvel é aumentada pela mineralização do fósforo orgânico e pela difusão de fósforo inorgânico dos sedimentos depositados no fundo do canal, e diminuída pelo consumo pelas algas.

4.9 – PESTICIDAS

Os métodos para controle de pragas utilizando pesticidas vieram substituir métodos mecânicos de controle que geravam, maiormente, problemas de erosão. Os pesticidas são tóxicos por natureza e motivo de preocupação com relação ao impacto na saúde humana e na qualidade do meio ambiente. A destruição e transporte de pesticidas são provocados por sua solubilidade na água, volatilidade e fácil degradabilidade.

Com relação aos pesticidas, o SWAT simula os seguintes processos: a quantidade de retirada das plantas pela chuva, a degradação e a lixiviação.

Apenas um tipo de pesticida poderá ser simulado no modelo. O SWAT, assim como para nutrientes, considera os pesticidas dissolvidos na água e os adsorvidos nas partículas de sedimento; os primeiros acompanham o fluxo de água e os segundos são depositados junto aos sedimentos no fundo do canal. As transformações dos pesticidas seguem uma reação de decaimento de 1ª ordem. O SWAT simula os processos de deposição, degradação, re-suspensão, volatilização, difusão e transformação.

4.10 – OUTROS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA SIMULADOS PELO MODELO

4.10.1 – Demanda bioquímica carbonácea de oxigênio (CDBO)

A CDBO é a quantidade de oxigênio requerida para decompor material orgânico na água. A contribuição de demanda biológica carbonácea de oxigênio para o rio depende da concentração de carbono orgânico no escoamento superficial (que é simulado pelo SWAT em função da produção de sedimentos) e da contribuição de fontes pontuais de poluição.

$$cbod_{surq} = \frac{2,7.orgC_{surq}}{Q_{surf}.area_{hru}} \quad (4.41)$$

em que $cbod_{surq}$ é a concentração de CDBO no escoamento superficial (mg/l); $orgC_{surq}$ é a quantidade de carbono orgânico no escoamento superficial (kg); Q_{surf} é o escoamento superficial (mm) e $area_{hru}$ é a área do HRU (km²).

No curso d'água, dois processos são considerados pelo SWAT como causa de redução de CDBO: a desoxigenação e a sedimentação. As taxas de decaimento são ajustadas para as diferentes temperaturas da água.

$$\Delta cbod = -(k_1.cbod + k_3.cbod).TT \quad (4.42)$$

em que $\Delta cbod$ é a variação de concentração da CDBO (mg/l); k_1 é a taxa de desoxigenação da CDBO (dia⁻¹); $cbod$ é a concentração de CDBO (mg/l); k_3 é a taxa de sedimentação da CDBO (dia⁻¹); e, TT é o tempo de viagem da água no trecho de canal analisado (d).

4.10.2– Oxigênio dissolvido (OD)

Uma concentração adequada de oxigênio dissolvido é o requisito básico para a vida no ecossistema aquático. A determinação da concentração no escoamento superficial que atingirá o canal é calculada pela diferença entre a retirada de oxigênio por substâncias com demanda de O₂ e sua concentração de saturação.

$$O_{x_{surf}} = O_{x_{sat}} - k_1 \cdot cbod_{surq} \cdot \frac{t_{ov}}{24} \quad (4.43)$$

em que $O_{x_{surf}}$ é a concentração de oxigênio dissolvido no escoamento superficial (mg/l); $O_{x_{sat}}$ é a concentração de oxigênio na saturação (mg/l); k_1 é a taxa de desoxigenação da CDBO (dia⁻¹), considerada no modelo como igual a 1,047 dia⁻¹; $cbod_{surq}$ é a concentração de CDBO no escoamento superficial (mg/l); e, t_{ov} é o tempo de concentração do escoamento superficial (h).

A concentração de oxigênio dissolvido num rio é calculada pelo modelo em função da reaeração, fotossíntese e respiração das algas, demanda bentônica, CDBO, nitrificação e temperatura, como observado na Equação 4.44.

$$\Delta O_{x_{str}} = (k_2 \cdot (O_{x_{sat}} - O_{x_{str}}) + (\alpha_3 \cdot \mu_a - \alpha_4 \cdot \rho_a) \cdot algae - k_1 \cdot cbod - \frac{k_4}{1000 \cdot depth} - \alpha_5 \cdot \beta_{N,1} \cdot NH_{4_{str}} - \alpha_6 \cdot \beta_{N,2} \cdot NO_{2_{str}}) \cdot TT \quad (4.44)$$

em que $\Delta O_{x_{surf}}$ é a variação da concentração de oxigênio dissolvido no escoamento superficial (mg/l); k_2 é a taxa de reaeração calculada pela Equação de difusão de Fickian (dia⁻¹); $O_{x_{sat}}$ é a concentração de oxigênio na saturação (mg/l); $O_{x_{surf}}$ é a concentração de oxigênio dissolvido na água (mg/l); α_3 é a taxa de produção de oxigênio por unidade de fotossíntese das algas (mg O₂/mg alga); μ_a é a taxa específica de crescimento das algas (dia⁻¹); α_4 é a taxa de perda de oxigênio por unidade de respiração das algas (mg O₂/mg alga); ρ_a é a taxa específica de respiração e morte das algas (dia⁻¹); $algae$ é a concentração de biomassa de algas no início do dia (mg/l); k_1 é a taxa de desoxigenação da CDBO (dia⁻¹); $cbod$ é a concentração de CDBO (mg/l); k_4 é a taxa de demanda bentônica (mg/m².d);

depth é a profundidade de água no canal (m); α_5 é a taxa de consumo de oxigênio devido à oxidação do NH_4^+ (mg O_2 /mg N); $\beta_{\text{N},1}$ é a taxa de oxidação biológica do NH_4^+ (dia^{-1}); $\text{NH}_{4\text{str}}$ é a concentração de NH_4^+ no início do dia (mg/l); α_6 é a taxa de consumo de oxigênio devido à oxidação do NO_2^- (mg O_2 /mg N); $\beta_{\text{N},2}$ é a taxa de oxidação biológica do NO_2^- (dia^{-1}); $\text{NO}_{2\text{str}}$ é a concentração de NO_2^- no início do dia (mg/l); e, TT é o tempo de viagem da água no trecho de canal analisado (d).

4.11 – DADOS DE ENTRADA DO MODELO

Na Tabela 4.1 encontram-se descritos os dados de entrada requeridos pelo modelo para ajuste a uma bacia.

O SWAT possui, também, arquivos de base de dados para auxiliar na entrada de informações, como (Neitsch *et al.*, 2002b):

- dados de crescimento das plantas para tipos de cobertura do solo existentes numa bacia;
- dados de manejo agrícola definindo quantidade e profundidade de mistura por tipo de manejo realizado no solo da bacia;
- dados de mobilidade e degradabilidade para pesticidas presentes numa bacia;
- informações sobre a constituição nutricional de fertilizantes aplicados numa bacia;
- informações sobre a relação área construída/produção e transporte de sedimentos em áreas urbanas.

4.12 – TIPOS DE SAÍDAS DE DADOS

O modelo apresenta diversos tipos de saídas de dados: resumo dos resultados da simulação para a bacia, resultados por HRU, por célula e por sub-bacia, resultados do rio principal todo ou por trechos. A escala temporal de detalhamento dependerá das opções de impressão escolhidas pelo usuário: dados diários, médias mensais, médias anuais e, ainda, totais anuais de todo o período simulado.

Tabela 4.1 – Dados gerais de entrada para utilização do modelo SWAT.

Dados de entrada	Detalhe dos dados de entrada	Observações
Modelo Digital de Elevações (MDE).	Altimetria georreferenciada.	-
Rede hidrográfica para melhor identificação da localização dos rios pelo MDE.(Opcional)	Mapa da rede hidrográfica.	-
Máscara com definição dos limites da bacia. (Opcional)	Mapa digital com definição dos limites da bacia.	-
Pontos de saída de interesse.	Coordenadas das saídas.	ex.: localização de estações fluviométricas.
Fontes pontuais de poluição.(Opcional)	Coordenadas das fontes. Dados necessários: periodicidade, vazão, carga de sedimento, N orgânico, P orgânico, nitrato, P solúvel, amônia, nitrito, metais e bactérias.	-
Usos consuntivos	Coordenadas da captação. Dados de vazão captada com periodicidade diária, mensal, anual ou média anual.	-
Reservatórios/Lagos	Coordenadas e características físicas.	-
Uso/Cobertura do solo na bacia.	Mapa e Tabela com características dos usos do solo (agro-pecuário e urbano) identificados no mapa.	O SWAT dispõe de base de dados para auxílio à definição das características do uso/cobertura do solo.
Tipos de solo da bacia hidrográfica.	Mapa e Tabela com características físicas e químicas dos tipos de solos indicados.	O SWAT dispõe de base de dados do USGS para auxílio à definição das características dos tipos de solo.
Estações climatológicas.	Código, nome e coordenadas das estações. Dados médios mensais e desvio padrão de temperatura máxima e mínima do ar, precipitação, radiação solar, temperatura de orvalho e velocidade do vento.	O nome será utilizado para identificação da estação na base de dados do modelo.

(continua)

Tabela 4.1 – Dados gerais de entrada para utilização do modelo SWAT.

(continuação)

Dados de entrada	Detalhe dos dados de entrada	Observações
Canal	Características físicas do canal	-
Águas subterrâneas (aquífero raso e profundo)	Características físicas dos aquíferos	-
HRU/Sub-bacia	Características físicas da HRU e/ou sub-bacia.	-
Estações pluviométricas. (Opcional)	Código, nome, coordenadas e altitude das estações. Dados diários de precipitação.	O nome será utilizado para identificação da estação na base de dados do modelo.
Evapotranspiração potencial. (Opcional)	Dados diários de evapotranspiração potencial	-
Pesticida. (Opcional)	Identificação do tipo e composição de pesticidas.	O SWAT dispõe de base de dados de tipos de pesticidas para auxílio à definição das suas características.
Fertilizantes. (Opcional)	Identificação do tipo e composição de fertilizantes.	O SWAT dispõe de base de dados de tipos de fertilizantes para auxílio à definição das suas características.
Manejo agro-pecuário/urbano. (Opcional)	Identificação do tipo de manejo e suas características.	O SWAT dispõe de base de dados de tipos de manejo para auxílio à definição das suas características.

Fontes: Di Luzio *et al.*(2002) e Neitsch *et al.*(2002a e 2002b).

5 – ÁREA DE ESTUDO

5.1 - GENERALIDADES

A bacia do rio Jiquiriçá se localiza na região centro leste do estado da Bahia, a cerca de 150 km de Salvador, na direção sudoeste. É delimitada pelas coordenadas geográficas 12° 45' e 13° 40' de latitude sul e 38°55' e 40°30' de longitude oeste, limitando-se ao norte e a oeste com a bacia do rio Paraguaçu, ao sul com a bacia do rio de Contas e a leste com o Oceano Atlântico (ver Figura 5.1) (modificado - IBGE, 1999).

Ocupando uma área de aproximadamente 6.900 km², a bacia do rio Jiquiriçá tem vazão média de 21 m³/s e precipitação média de 850 mm/ano. A nascente está localizada no município de Maracás, e o seu estuário ao sul da Baía de Todos os Santos, ao norte da foz do rio Una. Ao longo dos seus quase 275 km, o rio Jiquiriçá recebe inúmeros afluentes, ocorrendo o maior aporte de água pela sua parte norte, onde se situam dois dos seus principais - os rios Jiquiriçá Mirim e Contra Mão (modificado - CIVJ, 2001).

O Jiquiriçá é o principal elo de ligação cultural e de desenvolvimento econômico da região, sendo elemento de referência às diversas comunidades que habitam o vale. Importa destacar as belezas naturais e o alto potencial turístico – sobretudo o ecológico, rural e de aventura - da bacia, além dos esportes aquáticos, entre outras atividades (CIVJ, 2001).

Desde 1993, tem atuado na região o Consórcio do Jiquiriçá, composto por prefeituras dos municípios situadas na área. Trata-se de uma associação civil, sem fins lucrativos, com o objetivo de elaborar e executar programas participativos de desenvolvimento ambiental, atuando como gestor da bacia.

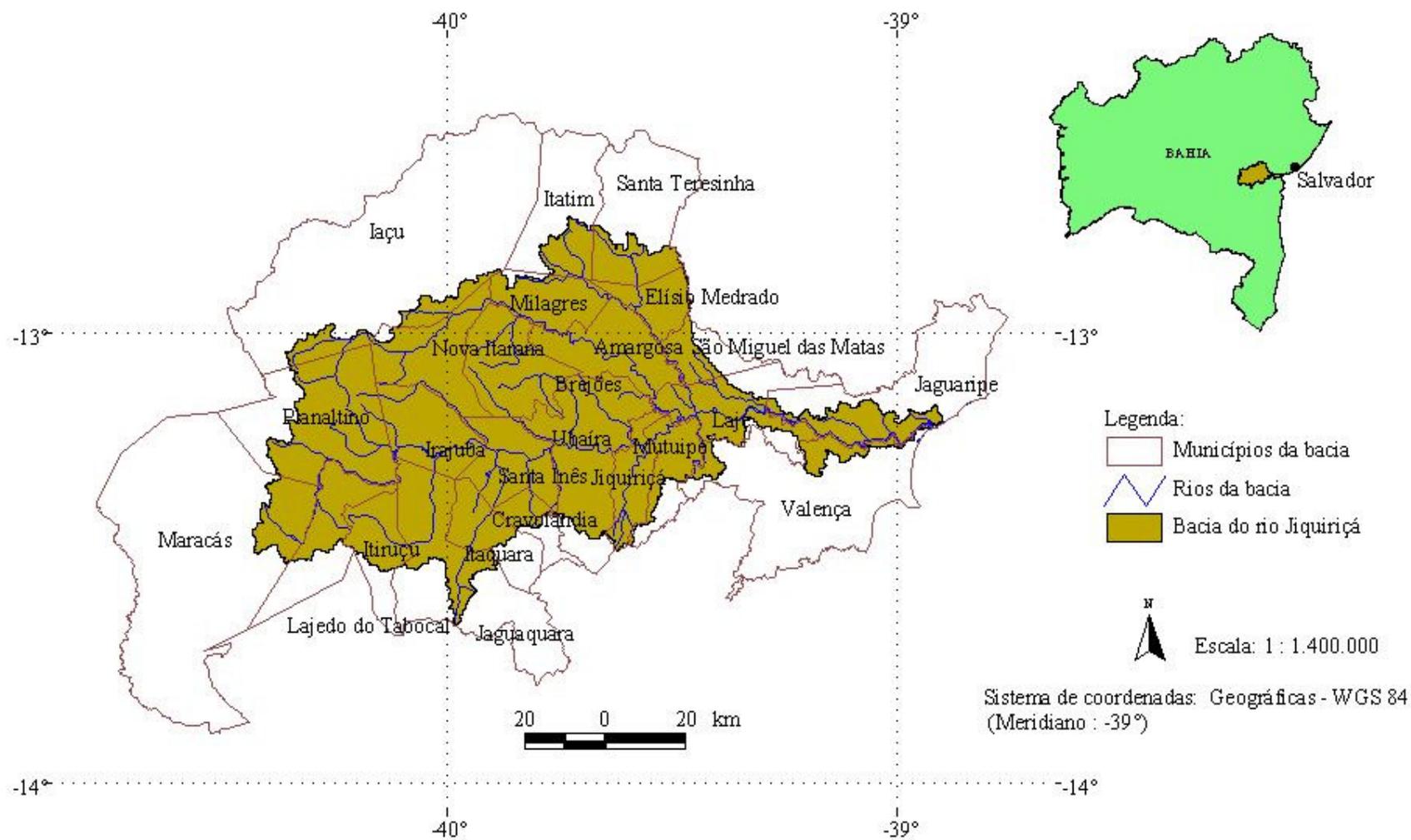


Figura 5.1 - Localização da bacia do rio Jiquiriçá (modificado - ANA, 2001).

5.2 - CLIMA

A bacia do Rio Jiquiriçá apresenta quatro tipos de clima: do semi-árido, na região oeste, ao tropical úmido, no litoral. Dos 24 municípios situados na bacia, 17 estão inseridos no semi-árido (ver Figura 5.2 – escala original do mapa: 1 : 1.000.000) (SRHSH, 1995).

Segundo a classificação de Köppen, os tipos climáticos do Jiquiriçá podem ser identificados como (SRHSH, 1997):

- Af – clima tropical, quente, com temperatura média anual superior a 18°C. Não apresenta meses com precipitação inferior a 60mm. E a ocorrência de máxima pluviosidade é verificada no período de março a julho.
- Am – clima subsumido, de transição, quente, com temperatura média anual superior a 18°C, com índices pluviométricos anuais entre 800 e 1.200 mm e curta estação seca. O período mais chuvoso ocorre de novembro a março, podendo se estender até julho em alguns locais.
- Cwb – clima mesotérmico com chuvas de verão e temperaturas amenas. A temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C, enquanto a temperatura média do mês mais quente é inferior a 22°C.
- BSh – clima semi-árido, quente, com temperatura média anual superior a 18°C e pluviosidade média anual inferior a 800 mm.

5.3 – TIPOS DE SOLO

Com base nos estudos pedológicos desenvolvidos no PDRH, juntamente com a delimitação da bacia do Jiquiriçá realizada com a utilização de ambiente SIG, foi possível identificar oito tipos de solos, conforme identificação na Tabela 5.1. Há a prevalência de Latossolos, constituindo 75,12% da área, seguido pelos solos Podzólicos, com 17,27%. A maior parte é profundo e bem drenado (SRHSH, 1995).

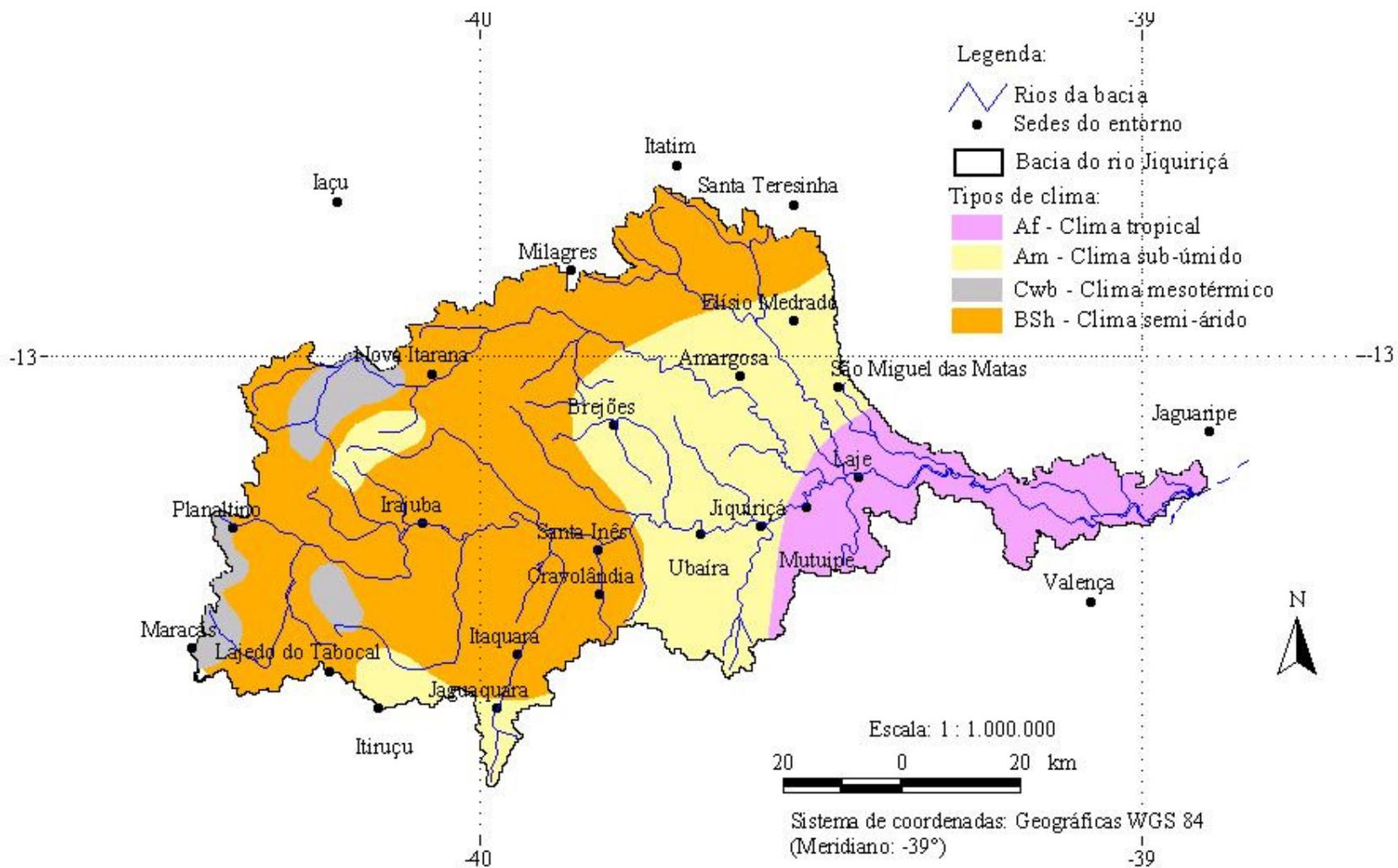


Figura 5.2 - Tipos de clima existentes na bacia do rio Jiquiriçá, segundo a classificação de Köppen (SRHSH, 1995).

Tabela 5.1 – Tipos de solo da bacia do rio Jiquiriçá.

Tipos de solo	Área da bacia (%)
Areia Quartzosa-Marinha	0,02
Cambissolo	1,27
Latossolo Amarelo	2,73
Latossolo Vermelho-Amarelo	72,39
Planossolo solódico	2,75
Podzóis hidromórficos	1,14
Podzólicos Vermelho-Amarelo	17,27
Solos litólicos	2,44

5.4 – HIDROGEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA

Na bacia do rio Jiquiriçá ocorrem basicamente duas unidades aquíferas: o Domínio Fissural (áreas do embasamento cristalino – que predominam na maior parte da bacia) e o Domínio Granular/Fissural, que ocorre nas regiões de Jaguaquara, Maracás, Planaltino e Brejões (SRHSH, 1997).

Foram identificadas cinco unidades geomorfológicas a saber (SRHSH, 1997):

- Planalto dos Geraizinhos – Caracteriza-se por extensas áreas de topografia tabular, com altitudes médias entre 800 e 1000 m. Abrange toda a parte oeste da bacia, constituindo os divisores de águas com as bacias hidrográficas dos rios Paraguaçu e de Contas.
- Maciço Central – Ocupa a região central da bacia, a montante da cidade de Santa Inês. Predominam altitudes entre 300 e 700 m, embora ocorram topos raros com até 1200 m. É caracterizada por um modelado bastante uniforme, com recorrência de formas convexas de grande porte.
- Serras Marginais – Localizam-se entre o as cidades de Santa Inês e Mutuípe. Registram-se altitudes acima dos 400 m, com predominância de médias entre 600 e

1000 m. Caracteriza-se pela intensa dissecação do relevo e seu alinhamento ao longo de sulcos profundos.

- Tabuleiros Pré-litorâneos – Dispõem-se aproximadamente a partir da cidade de Mutuípe até os limites da Bacia Sedimentar do Recôncavo, na zona costeira. São registradas altitudes entre 100 e 200 m, com relevo bastante uniforme, tendo a erosão dissecado intensamente os granulitos alterados.
- Planícies Marinhas – Encontradas na estreita faixa que ocupa toda a região costeira da bacia.

5.5 – OCUPAÇÃO TERRITORIAL E ATIVIDADES ECONÔMICAS

Os municípios que fazem parte da bacia possuem uma população total, segundo o Censo 2000, de aproximadamente 440 mil habitantes. A população estimada da bacia foi calculada de acordo com a porcentagem de área de município dentro dos seus limites e, para efeito da população urbana, se a sede municipal estava ou não localizada também dentro dos limites. Observa-se pela Tabela 5.2 que a maior parte da população é urbana, porém muitos municípios apresentam população rural superior a das cidades.

Tabela 5.2 - Dados de população urbana e rural, em 2000, dos municípios integrantes da bacia.

Municípios	População (ano 2000)*		Área do município dentro da bacia (%)**	População estimada dentro da área da bacia (ano 2000)***	
	Urbana	Rural		Urbana	Rural
Amargosa	20.884	10.224	100,00	20.884	10.224
Brejões	4.568	10.776	100,00	4.568	10.776
Cravolândia	3.000	2.001	52,12	3.000	1.043
Elísio Medrado	2.514	5.346	98,98	2.514	5.291
Iaçu****	21.636	6.865	7,78	-	534
Irajuba	2.717	3.645	100,00	2.717	3.645
Itaquara	4.165	3.696	59,60	4.165	2.203
Itatim****	8.700	4.000	23,79	-	952
Itiruçu****	9.871	3.714	69,29	-	2.573

(continua)

Tabela 5.2 - Dados de população urbana e rural, em 2000, dos municípios integrantes da bacia.

(continuação)

Municípios	População (ano 2000)*		Área do município dentro da bacia (%)**	População estimada dentro da área da bacia (ano 2000)***	
	Urbana	Rural		Urbana	Rural
Jaguaquara	35.103	11.518	42,12	35.103	4.851
Jaguaripe****	4.632	8.790	26,92	-	2.366
Jiquiriçá	4.588	9.050	98,65	4.588	8.928
Laje	5.118	14.483	63,47	5.118	9.192
Lajedo do Tabocal****	4.608	3.492	53,63	-	1.873
Maracás	18.516	13.167	8,64	18.516	1.137
Milagres****	9.359	2.708	93,02	-	2.519
Mutuípe	8.984	11.478	70,03	8.984	8.038
Nova Itarana	2.497	4.095	96,81	2.497	3.964
Planaltino	2.990	4.973	73,99	2.990	3.679
Santa Inês	10.374	653	100,00	10.374	653
Santa Teresinha****	1.859	6.837	27,72	-	1.895
São Miguel das Matas	2.772	7.248	55,77	2.772	4.042
Ubaíra	8.010	12.585	87,24	8.010	10.979
Valença****	55.884	21.625	11,02	-	2.384
SUBTOTAL	253.349	182.969	-	136.800	103.742
TOTAL	436.318	-	-	240.542	

Fonte: *IBGE, 2002a.

** Área estimada graficamente utilizando-se de ambiente SIG.

*** População rural calculada como proporcional à área do município na bacia.

****A sede municipal não está inserida dentro dos limites da bacia do rio Jiquiriçá.

A agricultura e a pecuária intensiva são as principais atividades econômicas, destacando-se as culturas do cacau, café e mandioca. Os setores de comércio e indústria possuem participação limitada. O nível de pobreza é significativo, com mais de 95% da população economicamente ativa tendo renda familiar inferior a 2 salários mínimos (CIVJ, 2001).

As atividades industriais, segundo levantamento da SEI (2000), resumem-se a indústrias de alimentos, beneficiamento de café, calçados, confecções, construção e móveis nos

municípios de Amargosa, Brejões e Jaguaquara. O PDRH enfatiza que não há concentrações industriais que dependam de um alto consumo de água (SRHSH, 1995).

5.6 – USOS DOS RECURSOS HÍDRICOS

O potencial hídrico da bacia é considerado baixo da nascente até próximo à localidade de Santa Inês, com cursos de água intermitentes com períodos secos de 9 a 11 meses por ano. A partir desse ponto até a foz, o potencial hídrico é considerado médio, com os cursos d'águas de intermitentes a perenes com grande oscilação sazonal de nível (CIVJ, 2001).

Segundo o CIVJ (2001), o rio Jiquiriçá e seus afluentes são utilizados para:

- o abastecimento humano e industrial da maior parte dos municípios;
- a diluição de efluentes domésticos não tratados da maior parte das localidades, à exceção das sedes municipais de Laje, Mutuípe, Jiquiriçá, Ubaíra, Santa Inês e Itaquara, que tiveram as estações de tratamento de esgoto implantadas em 2002;
- a irrigação de poucas áreas, como em Jaguaquara;
- o lazer e turismo (com grande presença de cachoeiras e praias); e,
- a pesca de lazer ou subsistência.

O consumo de água para irrigação é mínimo, destacando-se apenas o município de Jaguaquara que utiliza, predominantemente, águas da nascente do rio Preto, fora da bacia do rio Jiquiriçá, sendo a área irrigada pouco significativa (CIVJ, 2001).

O enquadramento dos corpos d'água em classes ainda não foi realizado para a bacia do rio Jiquiriçá e nestes casos, conforme resolução CONAMA nº 020/86 (Brasil, 1986), os rios deverão ser enquadrados como de Classe 2. A recomendação do Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia indica seu enquadramento em classe 2 devido aos seus usos predominantes (SRHSH, 1995).

Segundo o PDRH, a região de Maracás e Planaltino mostra-se com a situação mais grave em termos de abastecimento por falta de recursos hídricos superficiais na região, além de um alto grau de salinização dos seus mananciais (SRHSH, 1995).

5.7 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Em estudo elaborado pela SEI (2000), a bacia do rio Jiquiriçá teve sua área espacialmente caracterizada de acordo com os usos do solo identificados:

- café associado à pastagem, à policultura de subsistência e à vegetação natural;
- policultura comercial (cacau, mandioca, dendê e outras), policultura de subsistência e pastagem associada à vegetação natural degradada;
- pastagem;
- formações florestais: remanescente de ombrófila, floresta estacional semidecidual e decidual, sem identificação de mata ciliar;
- cerrado tipo parque, com ou sem floresta de galeria;
- caatinga arbórea e ou arbustiva densa e aberta, com ou sem palmeiras intercalada com agropecuária;
- tensão ecológica: contato caatinga-floresta estacional intercalado com agropecuária;
- mangue, restinga arbustiva herbácea e vegetação herbácea associada à pastagem;
- vegetação secundária em áreas de floresta e de tensão ecológica intercalada com atividades agropecuárias, e em áreas de caatinga intercalada com atividades agropecuárias;
- identificação de assentamentos rurais; indústrias e carcinocultura.

5.8 – FONTES DE POLUIÇÃO

A utilização descontrolada e crescente dos recursos naturais na bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá tem ocasionado impactos ambientais significativos. O fato provoca problemas diversos, potencializados em sua maioria pelo processo de crescimento desordenado da região nos últimos anos, e o conseqüente lançamento de efluentes de águas residuárias e de lixo nas margens dos rios, e pelas atividades agropecuárias.

Segundo levantamento do IBGE (1999), o rio Jiquiriçá torna-se bastante poluído ao atravessar as vilas e cidades, apresentando água imprópria ao consumo das populações a jusante, principalmente no período seco.

Em toda a região, os rios são utilizados como receptores diretos dos efluentes urbanos. Apesar de haver coleta em todas as sedes municipais da bacia, a disposição final do lixo é realizado de maneira incorreta, em lixões, nas ruas, encostas, nos sistemas de drenagem, nas estradas e, muitas vezes, diretamente nas margens do rio (SRHSH, 1997).

Grande parte da vegetação natural foi removida para plantação agrícola, pastagem e exploração da madeira. Além disso, há o problema da prática de agricultura moderna com uso intensivo de fertilizantes e agrotóxicos, poluindo o solo e as águas (SRHSH, 1997).

Outro problema identificado é o assoreamento do rio, em parte provocado por detritos antrópicos, e em outra pela deposição de sedimentos transportados por processos erosivos em razão do uso indevido do solo (CIVJ, 2001).

6 – METODOLOGIA

São apresentados neste capítulo, os dados coletados e o seu processamento para inclusão no modelo, além da descrição dos processos de calibração e verificação. A etapa contempla também a exposição do procedimento de análise de sensibilidade do modelo à variação nos parâmetros que influenciam na quantidade de água simulada

A metodologia utilizada para desenvolvimento dos trabalhos encontra-se sintetizada no diagrama da Figura 6.1.

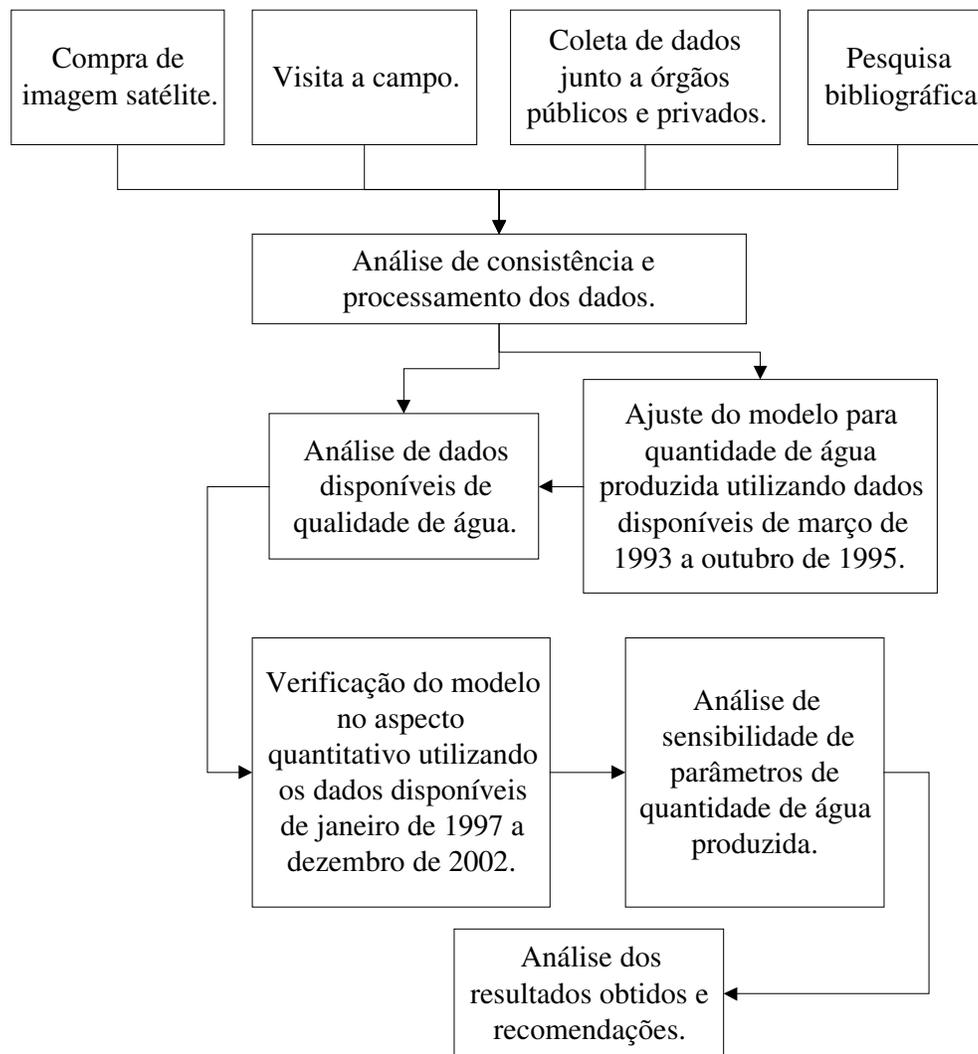


Figura 6.1 – Diagrama síntese da metodologia utilizada para desenvolvimento dos trabalhos.

6.1 - COLETA E PROCESSAMENTO DOS DADOS

6.1.1 - Modelo digital de elevações

A elaboração do Modelo Digital de Elevações (MDE) foi executada baseando-se em mapas digitais (escala original 1:100.000 e curvas de nível de 40 em 40 m) que cobre toda a região da bacia (SEI, 2002). Os dados de cotas referentes às curvas de nível e aos pontos cotados foram digitalizados utilizando-se o *software* de SIG ArcView 3.2 (*Environmental Systems Research Institute*).

Tornou-se necessária a conversão de unidades das coordenadas dos mapas originais da SEI para adequá-los a um sistema de coordenadas usualmente conhecido. Para tanto, as unidades de trabalho das diversas camadas de informações dos mapas (*layers*) foram alteradas de km para m e a sub-unidade de m para cm, com o uso do *software* Microstation (*Bentley Systems*). Com a transformação, os mapas foram convertidos para as coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*) - Córrego Alegre Zona 24 Sul. Em seguida, realizou-se nova conversão das informações dos mapas da SEI para o sistema de coordenadas WGS84 – UTM Zona 24 Sul, que seria considerado o sistema padrão para elaboração de todo o trabalho.

As curvas de nível, transformadas em pontos, juntamente com os pontos cotados (cerca de 4 milhões de pontos no total), foram utilizados como amostras para a elaboração do MDE da bacia. Devido às limitações do ArcView no processamento de grande número de elementos, foi aplicado o *software* Surfer (*Surface Mapping System* da *Golden Software*) para a interpolação das amostras e elaboração do MDE. Nessa modelagem, adotou-se o interpolador *kriging* segundo indicação de Burrough (1986). O MDE foi elaborado com células de dimensões múltiplas de 30 m para haver coerência com o tamanho de *pixel* da imagem de satélite e de acordo com a capacidade computacional existente, resultando em um MDE com células de 180 x 180 m.

Exportou-se o resultado obtido no *software* Surfer - como extensão “.dat” - para o *Microsoft Word* (*Microsoft Corporation*), onde foi formatado para leitura como arquivo texto de extensão “.txt” pelo ArcView. Depois de importado para o SIG, onde se apresentava como arquivo em formato de pontos, foi novamente transformado para *grid*

com células de dimensões de 180 x 180 m. O resultado do MDE pode ser observado na Figura 6.2.

Durante a inserção dos dados de curvas de nível e pontos cotados, foram identificados nos mapas da SEI alguns erros de digitalização das curvas (valores das cotas e localização) e disposição da rede hidrográfica. Importa esclarecer que apesar das correções, alguns erros que por ventura sejam encontrados no MDE podem advir dessa situação.

6.1.2 - Solos

6.1.2.1 - Dados gráficos

Dentre os mapas de solos disponíveis, optou-se por digitalizar aquele da bacia do rio Jiquiriçá apresentado em SRHSH (1995), por conter detalhes em escala original de 1:1.000.000 - mais compatíveis com os dados existentes de altimetria do que os gráficos digitais disponíveis na ANA (2001), em escala original de 1:5.000.000. O resultado está exposto na Figura 6.3.

6.1.2.2 - Dados tabelados

As informações sobre os solos necessárias para entrada no modelo são as características físicas e químicas dos diversos tipos encontrados na bacia hidrográfica. Para tanto, foram consultadas diversas referências bibliográficas no intuito de se obter o maior número de dados relativos à área de estudo. As principais propriedades identificadas na bacia, segundo SRHSH (1995), são:

- Areias Quartzosas Marinhas - baixa fertilidade natural e baixa capacidade de armazenamento de água;
- Cambissolos Eutróficos - argila de atividade baixa, textura média, profundos e bem drenados;
- Latossolo Amarelo Álico - textura argilosa e muito argilosa, profundos e bem drenados;

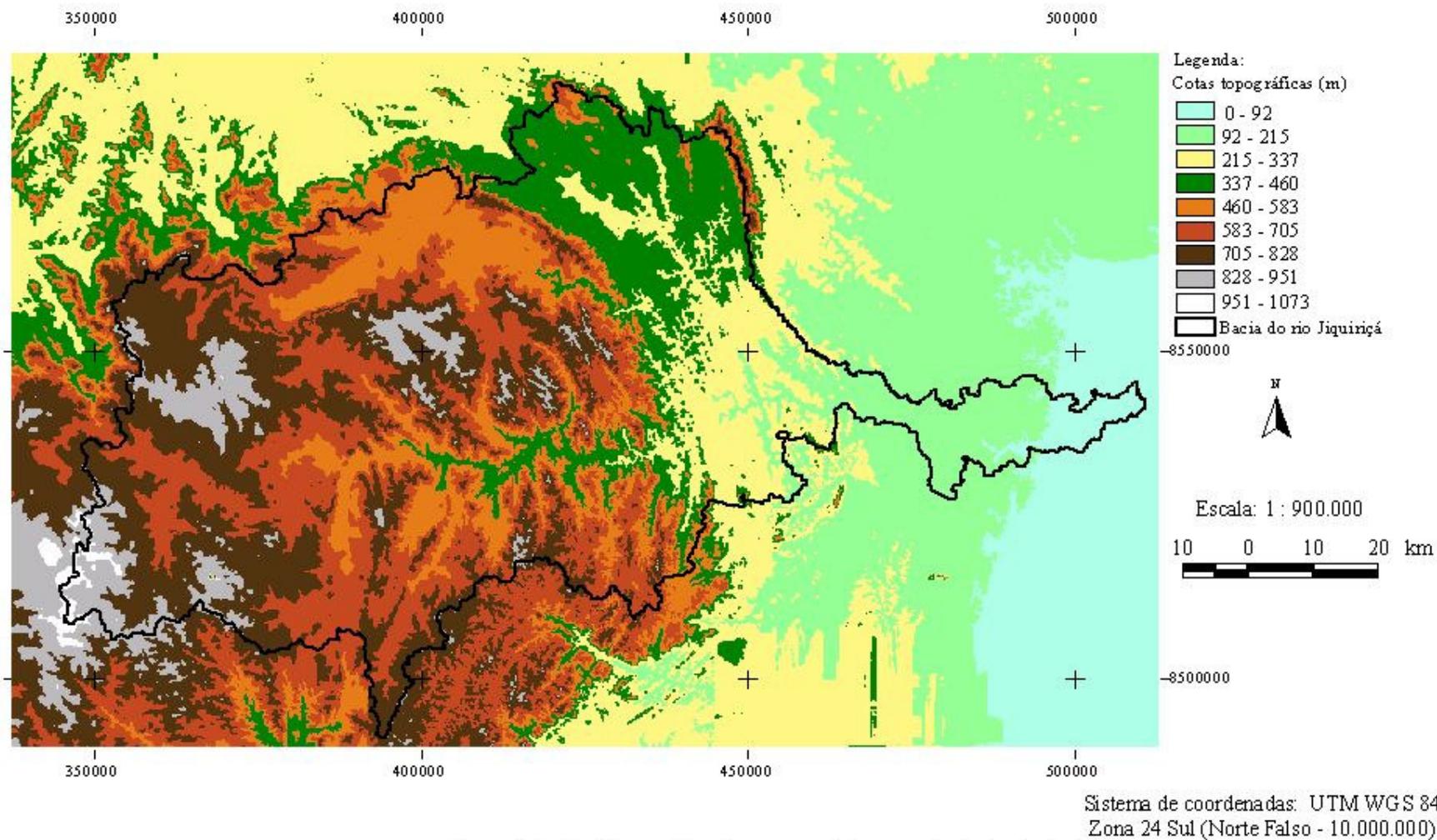


Figura 6.2 - Modelo numérico do terreno criado para a bacia do rio Jiquiriçá

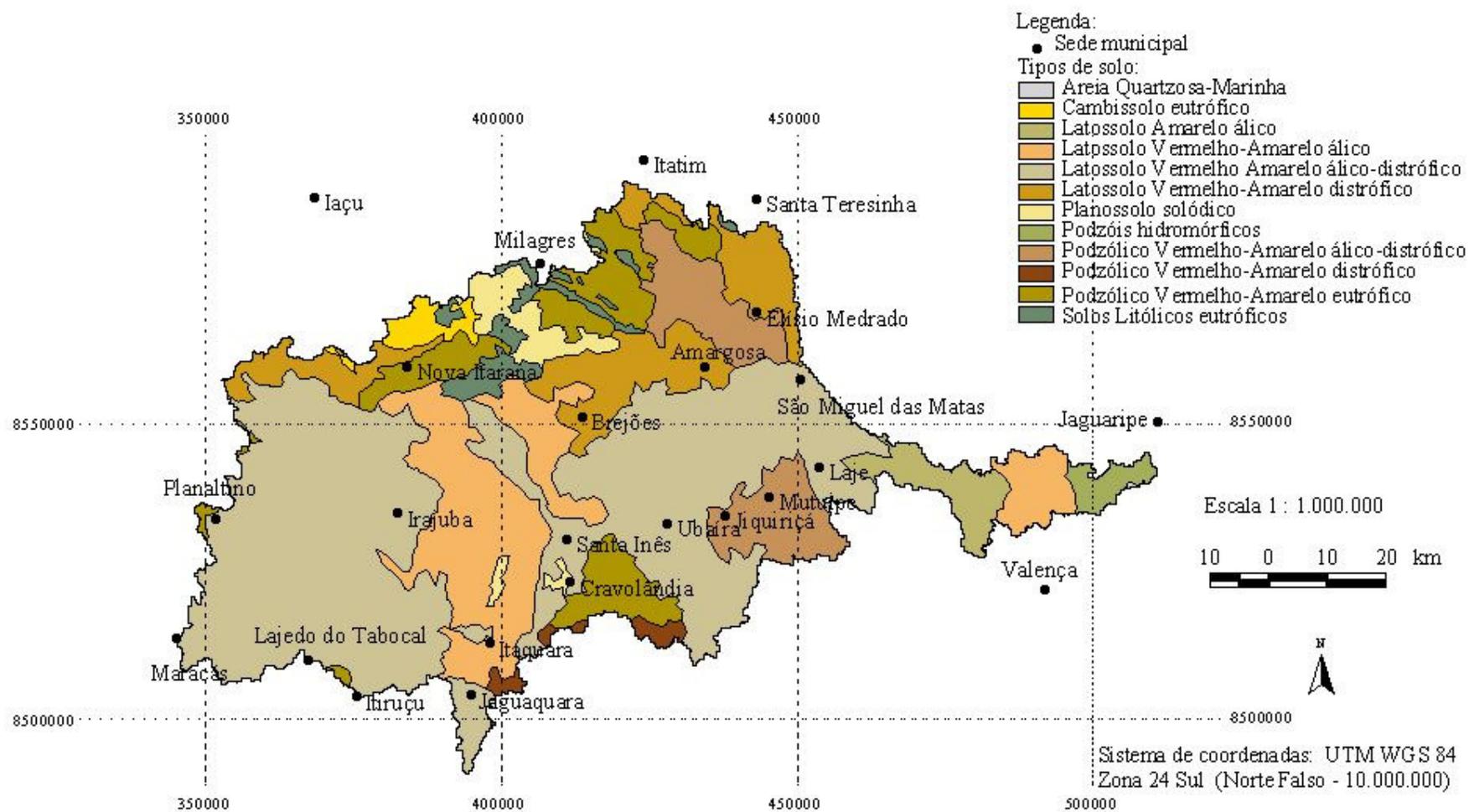


Figura 6.3 - Tipos de solos existentes na bacia do rio Jiquiçá (modificado - SRHSH, 1995)

- Latossolo Vermelho-Amarelo Álico - textura argilosa e muito argilosa, profundos e bem drenados;
- Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico - textura argilosa, profundos e bem drenados;
- Latossolo Vermelho-Amarelo Álico e Distrófico - textura argilosa e muito argilosa, profundos e bem drenados;
- Planossolos Solódicos - Argila de atividade alta, textura arenosa/média, rasos a pouco profundos e imperfeitamente drenados;
- Podzóis Hidromórficos - Textura arenosa, associados a areais Quartzosas Álicas, profundos e mal a excessivamente drenados;
- Podzólico Vermelho Amarelo Álico e Distrófico - Argila de atividade baixa, textura média/argilosa e argilosa, profundos e bem drenados;
- Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico - Argila de atividade baixa, textura média/argilosa e argilosa, pouco profundos a profundos e bem drenados;
- Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico - Argila de atividade baixa, textura média/argilosa, pouco profundos e bem drenados;
- Solos Litólicos Eutróficos - Textura arenosa e média, rasos e acentuadamente drenados.

Por falta de dados específicos sobre as diversas camadas de cada solo, considerou-se cada um como de camada única homogênea. A profundidade da camada de solo, a textura e as características de drenagem permitiram, juntamente com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), a definição dos valores iniciais adotados na composição da tabela de entrada de dados no modelo.

Além das características referidas, foram definidos:

- os valores de albedo para cada tipo de solo, segundo Tucci (2000);
- a profundidade máxima da zona radicular, definida de acordo com a planta cultivada;
- os grupos hidrológicos dos solos (A, B, C ou D) e o coeficiente K, para cálculo da fórmula de erosão pela MUSLE, estabelecidos segundo Neitsch *et al.* (2002b);

- a disponibilidade de água para as plantas (diferença entre a capacidade de campo e ponto de murcha permanente), peso específico e condutividade hidráulica saturada, definidos de acordo com Daker (1976);
- porcentagem de carbono orgânico presente no solo estimado com base em média de valores encontrados em Vieira (1975), Brasil (1981a) e Prado (1996) para os mesmos tipos de solos localizados em diversos locais do país (ver Tabela B.4).

As informações das características químicas iniciais do solo não foram encontradas. Os manuais do modelo indicam que esses dados podem ser considerados parâmetros de calibração, caso necessários. No trabalho desenvolvido para a bacia do rio Jiquiriçá, essas características não foram definidas.

6.1.3 – Uso e ocupação do solo

6.1.3.1 - Dados gráficos

Inicialmente, realizou-se uma viagem a campo nas áreas próximas ao rio principal e de fácil acesso, de sua nascente até próximo a cidade de Laje (BR-101). Foi possível observar algumas características de uso e ocupação do solo da região e da rede hidrográfica, podendo-se constatar usos e manejos dos recursos hídricos superficiais. Em função dessa viagem, foi elaborado um relatório fotográfico que auxiliou a classificação da imagem e calibração do modelo (ver Apêndice C).

Foram adquiridas as bandas da imagem de satélite LANDSAT-7 da região da bacia (cena 216/69) em formato Geotiff, buscando caracterizar os usos e a ocupação do solo da região. A imagem adquirida, de 05/02/2000 (INPE, 2002a), constituía a passagem mais recente e de melhor qualidade em relação à cobertura de nuvens. Além disso, utilizou-se comparativamente a mesma imagem de 05/10/2001, cedida pela SRH/BA que, embora apresentasse maior cobertura de nuvens, também serviu para auxiliar na identificação dos usos do solo. Ambas as imagens possuíam correção geométrica para o sistema de coordenadas UTM-SAD69 Zona 24 Sul.

Três outras fontes importantes de informação foram: (1) o trabalho de interpretação de imagens satélites entre 1993 e 1999, e pesquisa de campo em 1999, realizados pela SEI

(2000), resultando em um mapa de uso do solo da bacia na escala 1:500.000; (2) geração de mapa com a espacialização da agricultura no estado da Bahia em 1995, também realizado pelo SEI (2001), com identificação das culturas predominantes por município em escala 1: 2.500.000; (3) e os dados do Censo Agropecuário de 1995-1996 (IBGE, 2002b e 2002c).

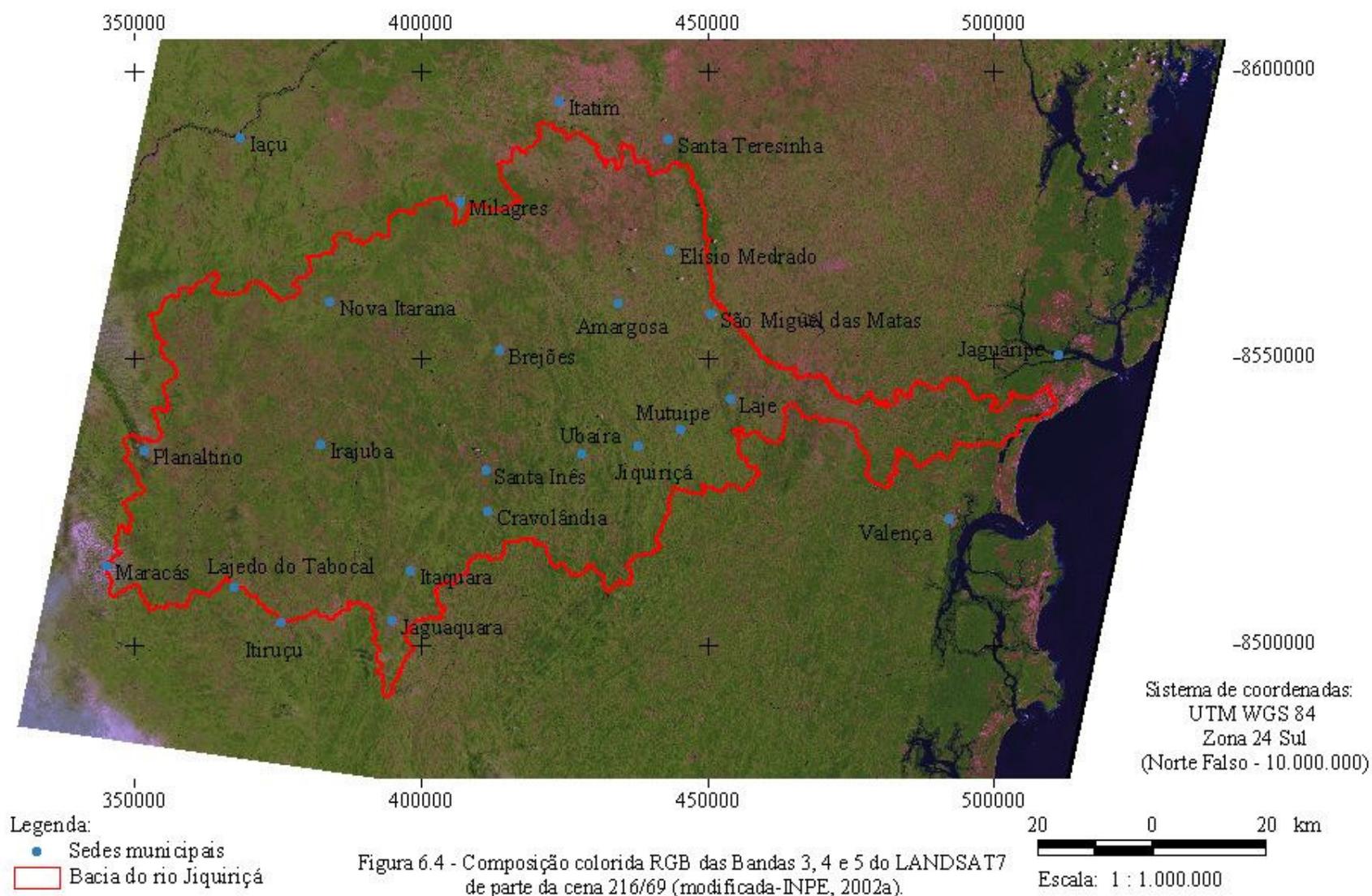
Apenas as bandas espectrais 3, 4 e 5 da imagem foram adotadas para a classificação da imagem. As três bandas foram importadas para o SPRING (INPE), mantida a correção de sistema. As informações dos mapas digitais da SEI (2002) foram utilizadas para auxiliar em novo registro da imagem que foi elaborado a partir de dez pontos de controle, aleatoriamente distribuídos, geralmente em locais de fácil identificação, como confluência de rios e cruzamento de estradas.

Para facilitar o processo e visualização da imagem, foi realizado um recorte na mesma concentrando-se na área de interesse (ver Figura 6.4). Foi aplicado um contraste linear nas três bandas e elaborada uma composição colorida para facilitar a visualização dos diversos tipos de uso do solo.

Realizou-se a classificação supervisionada com a utilização de algoritmo da máxima verossimilhança, iniciando-se com um limiar de aceitação de 95% para classificação dos *pixels* amostrados. Após análise dos resultados obtidos, quando se apresentou uma precisão aceitável das amostras coletadas, alterou-se o limiar de aceitação para 100%.

Com base no material bibliográfico citado neste item, nas fotografias da viagem de campo e nas imagens disponibilizadas, foram escolhidas as classes temáticas descritas a seguir:

- água: caracterizada pelos espelhos d'água, sendo os mais representativos o oceano Atlântico e o rio Jiquiriçá;
- pastagem: nessa classe foram inseridas todas as áreas reconhecidas como vegetação rasteira e solo exposto;
- agricultura: caracterizada por vegetação de médio porte e algumas áreas próximas ao rio com aspecto de áreas irrigadas;
- floresta: áreas próximas ao litoral com vegetação de grande porte;



- nuvem: apesar da pouca cobertura de nuvem, algumas áreas, principalmente próximas à localidade de Planaltino e ao Monte Cruzeiro apresentaram alguma cobertura. Essa classe, quando da criação da imagem temática, foi considerada pastagem devido às características das áreas próximas;
- cidade: caracterizada pelas sedes dos municípios e localidades identificadas com auxílio dos mapas digitais da SEI (2002);
- mangue: área na região da foz do rio apresentando características de água com bastante sedimento;
- vegetação-mangue: região próxima à foz com vegetação característica de mangue.

A Tabela 6.1 indica a matriz de classificação da imagem demonstrando o nível de confusão obtido. Pode-se observar que a classe cidade apresentou aproveitamento de 79,61% dos *pixels* amostrados o que demonstra que houve confusão na sua identificação. Muito dessa confusão se deve ao fato das cidades serem pouco urbanizadas, apresentando algum tipo de vegetação e solo exposto nas suas proximidades, o que torna as respostas espectrais similares às respostas de classes como pastagem, mangue e agricultura.

Tabela 6.1 – Matriz de classificação da imagem.

	Água	Pastagem	Agricultura	Floresta	Nuvem	Cidade	Mangue	Vegetação-mangue
Água	100	0	0	0	0	0	0	0
Pastagem	0	93,06	0,96	0	0	5,54	0	0
Agricultura	0	1,35	93,65	4,18	0	0,78	0	0
Floresta	0	0	5,07	92,23	0	0	0	2,70
Nuvem	0	0	0	0	100	0	0	0
Cidade	0	16,87	0,53	0	0	79,61	2,81	0
Mangue	0	1,12	0	0	0	1,12	97,75	0
Vegetação-mangue	1,44	0	0	0	0	0	0	98,35
Desempenho geral:		93,51%						
Confusão média:		6,49%						
Estatística KHAT:		92,51%						
Variância KHAT:		9,11E-03						
Estatística TAU		92,92%						

Em termos estatísticos, a classificação realizada pode ser considerada como excelente por ter obtido um desempenho médio de 93,51%, o que significa dizer que entre todos os

pixels amostrados da imagem, 93,51% foram corretamente identificados nas classes definidas pelo usuário. Segundo Landis & Koch (1977 *apud* Machado, 2002), o resultado da estatística KHAT acima de 80% é considerado excelente. O índice Tau, indicado por alguns autores como o que melhor indica a exatidão do procedimento, de 92,92% reflete a boa classificação realizada.

Após a classificação da imagem, foi realizada a pós-classificação para uniformizar os temas no intuito de eliminar pontos isolados, classificando-os diferentemente pela análise de sua vizinhança. A imagem foi transformada em mapa temático e exportada como formato “.tif”. Em sua criação, dadas as características do entorno, a área de nuvem foi considerada como pastagem. As coberturas de solo classificadas como mangue e vegetação de mangue foram desconsideradas no mapa temático, pois se encontravam na região estuarina, fora do escopo do trabalho. Além disso, para redução do número de classes, essas últimas foram transformadas para água e floresta, respectivamente.

A interpretação da imagem não possibilitou a identificação das diversas culturas agrícolas existentes na bacia. Um vez que um dos objetivos do estudo seria verificar a importância do uso do solo na quantidade de água, tornou-se importante realizar a diferenciação de, ao menos, as principais plantas em cultivo na região. Foi necessário, portanto, a realização de levantamento de dados secundários para reconhecimento das culturas predominantes e de suas regiões de cultivo.

Segundo levantamento do IBGE (2002b e 2002c), as culturas permanentes de maiores áreas plantadas nos municípios da bacia do rio Jiquiriçá são o café (13.371 ha), dendê (14.469 ha) e cacau (20.020 ha), e porcentagem do total de área plantada de lavoura permanente nos municípios da bacia de, respectivamente, 22,16%, 23,98% e 33,18%. De acordo com esta pesquisa, a área plantada cafeeira concentra-se nos municípios de Brejões, Itiruçu, Jaguaquara e Lajedo do Tabocal; a de dendê em Jaguaripe e Valença e a de cacau em Jaguaquara, Jiquiriçá, Laje, Mutuípe, Ubaíra e Valença.

A lavoura temporária que apresenta maior área plantada é a mandioca, com 29.509 ha (68,66% do total), com maiores áreas de cultivo em Amargosa, Jaguaripe, Laje, São Miguel das Matas e Valença, embora seja encontrada em todos os demais municípios da bacia (IBGE, 2002b e 2002c).

Com base nessas informações e apoiando-se nos mapas elaborados pela SEI (2000 e 2001), foi realizada a reclassificação manual do mapa temático, em que a classe agricultura foi diversificada nas culturas de café, cacau e mandioca, com o objetivo de tornar o mapa de uso do solo mais próximo da realidade. A cultura do dendê não foi considerada, pois a região estuarina, que engloba os municípios de Jaguaripe e Valença, não faz parte do escopo do trabalho por sofrer interferência das águas oceânicas. O mapa temático de uso e ocupação do solo elaborado encontra-se na Figura 6.5.

6.1.3.2 - Dados tabelados

Dois tipos de tabelas com relação ao uso e ocupação do solo devem ser preenchidas para entrada no modelo: a primeira relativa às culturas e a segunda à área urbana. O banco de dados do SWAT foi utilizado como base para as culturas cultivadas na bacia, adaptando-o aos dados disponíveis sobre cada uma. Esse procedimento tornou-se necessário devido ao alto nível de detalhamento das informações exigidas pelo modelo e que, na atualidade, não estão disponíveis para as culturas em estudo na bacia do rio Jiquiriçá.

As características dos tipos de ocupação de floresta, pastagem e água foram adotadas do banco de dados do modelo com os nomes de *Forest-Mixed*, *Pasture* e *Water*, respectivamente. O uso de *Agricultural Land-Row Crops* foi utilizada para caracterizar as culturas do café e do cacau, e *Agricultural Land-Generic* para a mandioca. Foram alteradas as identificações das sazonalidades das culturas em que cacau e café foram consideradas culturas de cultivo permanente e a mandioca como cultura temporária anual de clima quente (Neitsch *et al.*, 2002a). O coeficiente C utilizado no cálculo da erosão pela MUSLE e o coeficiente de Manning (n) foram alterados baseando-se em Novotny e Olem (1993), para melhor adequação à realidade local.

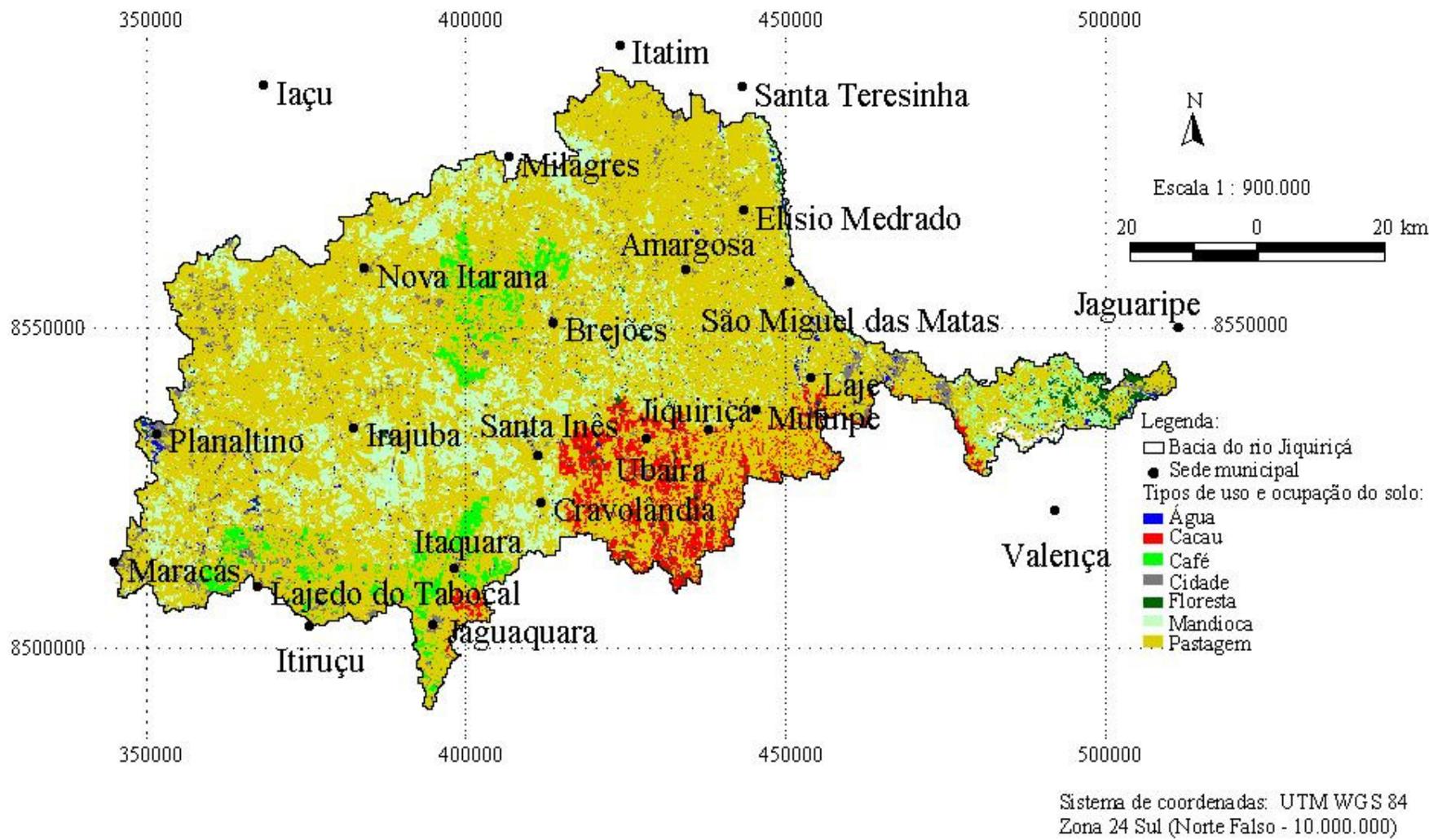


Figura 6.5 - Mapa temático da imagem re-classificada da bacia do rio Jiquiriçá.

Procurou-se identificar, por meio de revisão bibliográfica (EMBRAPA, 1976; Conceição 1981; Gramacho *et al.*, 1992; ICEA, 1987; SEAGRI, 2003a e 2003b; e, Toledo Filho *et al.*, 2002) e visitas técnicas realizadas à EMBRAPA e à CEPLAC, em Brasília, informações complementares para preenchimento de dados referentes às culturas em questão.

Nestas pesquisas foi possível identificar informações sobre temperatura ótima e mínima para crescimento da planta, altura máxima que atingem e a profundidade máxima das raízes. Para a cultura da mandioca, foi possível identificar também a fração de estágio de crescimento e da sua área foliar máxima no primeiro ponto da curva de desenvolvimento da área foliar ótima, como descrito em Neitsch *et al.* (2002b); além da quantidade, em porcentagem, de nitrogênio e fósforo presentes no produto da mandioca. Para as culturas do cacau e mandioca foi possível identificar também a capacidade de consumo de nitrogênio e fósforo durante o seu crescimento. Considerou-se, no caso do cacau, que a cultura já se encontra no seu estágio de amadurecimento, não apresentando variações de consumo durante o período de simulação.

Para todas as culturas, os valores de CN foram mantidos como sugerido pelo modelo, para serem modificados, se necessário fosse, na fase de calibração, já que os valores encontravam-se dentro dos padrões sugeridos na bibliografia consultada (ver Tabela B.1).

A tabela de dados referente à área urbana foi preenchida considerando-se o uso do solo cidade com características similares às informações presentes no banco de dados do SWAT para o uso – *Residential Low Density*. O número de curva foi alterado de acordo com o recomendado em Neitsch *et al.* (2002a) para áreas residenciais, com dimensões estimadas em 1300 m² (ver Tabela B. 2).

6.1.4 - Dados climatológicos

6.1.4.1 – Dados mensais da estação climatológica

Caso o usuário do modelo não possua dados diários de temperaturas máximas e mínimas do ar, radiação solar, umidade do ar e velocidade de vento, dados mensais coletados de

uma estação climatológica poderão ser utilizados para que o SWAT simule os dados diários utilizando o gerador de clima WXGEN (*Weather Generator Model*).

Com base nisso, os dados mensais climatológicos de temperaturas máximas e mínimas do ar, insolação e velocidade de vento para os períodos de 1986 a 1989 e 1993 a 2002; e de temperatura do ponto de orvalho (2000 a 2002); além de dados diários de precipitação (1983 a 1989 e 1993 a 2002) foram obtidos junto ao INMET, que dispõe de uma estação chamada de Itiruçu (INMET, 2002 e 2003).

Os dados foram processados para entrada no modelo como informações da estação climatológica utilizadas para gerar os dados climatológicos diários. À exceção dos dados de insolação e chuva máxima com duração de 30 minutos, para cada mês, as demais informações foram calculadas seguindo as instruções do manual de usuário do SWAT (Neitsch *et al.*, 2002b) para entrada na formatação exigida pelo modelo.

Os dados de insolação foram utilizados para o cálculo da radiação solar média no mês em MJ/m²/dia, por meio da Equação 6.1, modificada de Ramos (1999) e Tucci (2000).

$$RS = Q_o * \left(0,24 + 0,58 * \frac{n}{N} \right) * 0,041841 \quad (6.1)$$

em que: RS é a radiação solar estimada (MJ/m²/dia); Q_o é constante solar diária (mm/dia) tabelada em Ramos (1999); n é a insolação diária (h); e N é o fotoperíodo em função do mês e da latitude do local, tabelada em Ramos (1999).

Foi necessário realizar também o cálculo da chuva máxima com duração de 30 minutos, para cada mês. Para tanto foi utilizada a metodologia descrita em Torrico (1974), conhecida como Método de Taborga, empregada também por Oliveira (1999). Por meio deste método, é possível calcular a chuva com durações sub-diárias com base em dados diários.

Considerou-se os dados de pluviometria disponíveis para a estação Itiruçu (INMET, 2003). Utilizando-se o método de probabilidade de Gumbel (Pinto *et al.*, 1976), determinou-se a chuva de um dia com tempo de recorrência de 12 anos (período de dados disponível).

Converteu-se a chuva de duração de um dia para a chuva de 24 horas, multiplicando-se a primeira por 1,10. Identificou-se, na figura encontrada em Torrico (1974), a isozona B como correspondente à região da bacia do rio Jiquiriçá. Foram calculadas - por interpolação das porcentagens encontradas na tabela disponível em Torrico (1974) para os tempos de recorrência de 10 e 15 anos – as porcentagens referentes às chuvas de 6 minutos e 1 hora para o tempo de recorrência adotado.

Os valores dessas porcentagens e o valor da lâmina da chuva de 24 horas permitiram o cálculo da lâmina precipitada para os períodos de 6 minutos e 1 hora, por meio da multiplicação dos valores de porcentagem pela lâmina de chuva. Foram plotados no papel de probabilidade encontrado em Torrico (1974) todos os valores obtidos (chuvas de 6 minutos, 1 hora e 24 horas para cada mês). Diante das linhas que unem os três pontos, pôde-se identificar os valores de chuva com duração de 30 minutos para cada mês (ver resultados finais na Tabela B.3).

A localização das estações pluviométricas, fluviométricas e climatológica encontra-se identificada na Figura 6.6.

6.1.4.2 – Dados diários de precipitação

Os dados diários de precipitação foram obtidos junto à ANA (Santos, 2002) e ao INMET (2003). Os dados obtidos junto à ANA encontram-se consistidos até o mês de abril de 1999; os demais meses de 1999 a setembro de 2002, estão em estado bruto, sem análise quanto a consistência. Entre os dados coletados, foram selecionados aqueles postos com informações de precipitação no período de 1993 a 2002, por compreenderem uma época próxima à atualidade, e com dados disponíveis de qualidade de água. Todos os postos, tanto da ANA quanto do INMET, apresentavam falhas de dados em períodos e durações distintas.

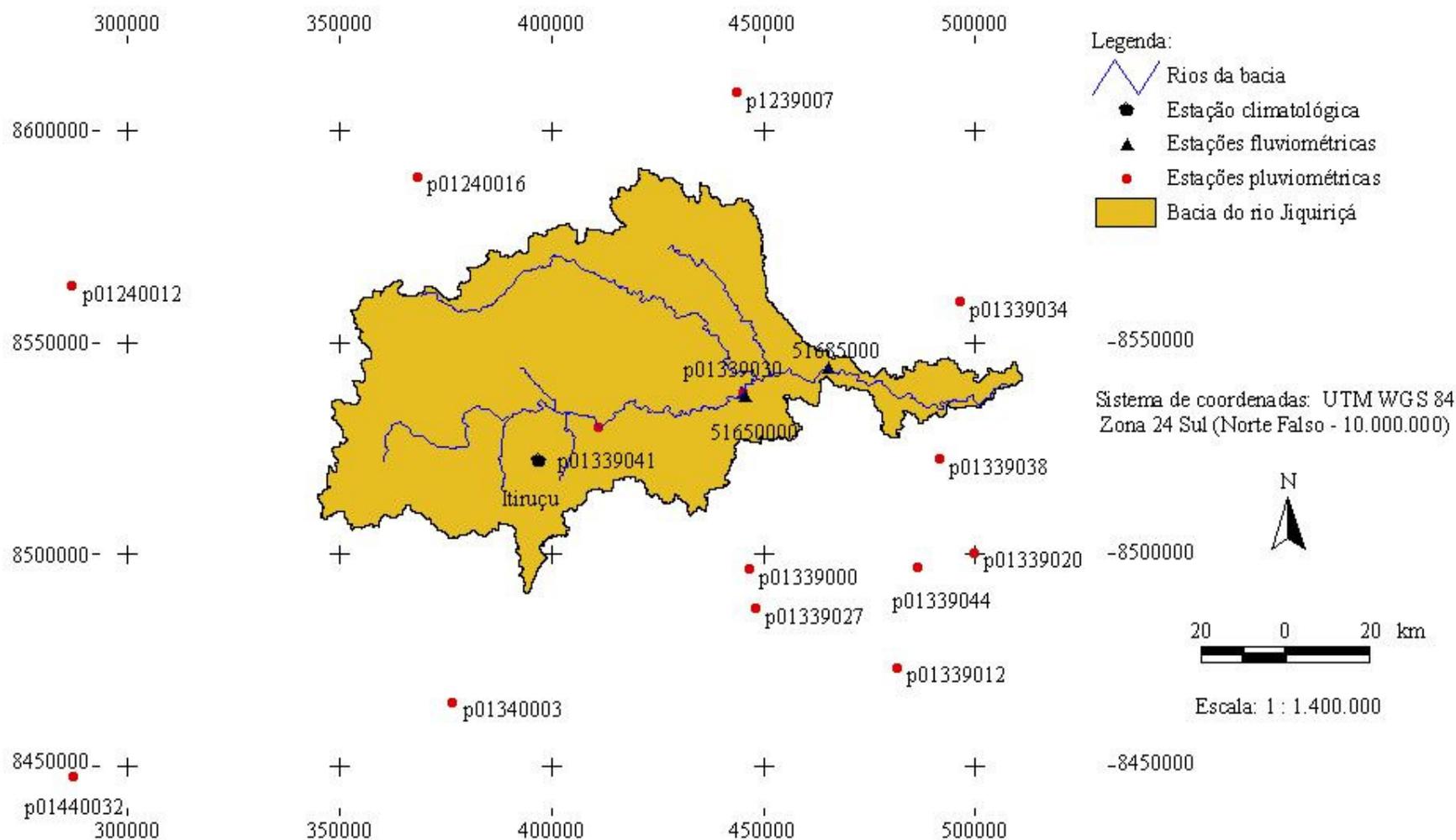


Figura 6.6 - Localização das estações climatológicas, fluviométricas e pluviométricas na bacia do rio Jiquiriçá e entorno (modificado - ANA, 2002 e INMET, 2002).

Inicialmente, os dados pluviométricos dos postos selecionados foram formatados para avaliação do gerador de clima do modelo, no intuito de se analisar sua capacidade em gerar dados diários de chuva para preenchimento das falhas existentes nas séries. Para tanto, três postos localizados dentro da bacia foram utilizados e deles retirados os dados observados nos anos de 2001 e 2002. Após análise da simulação com a utilização do gerador, os resultados se mostraram insatisfatórios quando comparados com os dados reais.

Percebeu-se que o gerador de clima tem como base as informações fornecidas para a estação climatológica, que é única para toda a bacia hidrográfica estudada, e o modelo não considera a distância dos postos a essa estação. O fato permitiu concluir que o modelo, para a bacia de estudo e com os dados disponíveis, não é capaz de representar a variação da precipitação entre os diversos postos, o que impossibilitou utilizar o gerador de clima para o preenchimento de falhas. Se isso fosse feito, toda a bacia passaria a se comportar, em termos de lâmina precipitada, de maneira idêntica.

Devido ao exposto, optou-se pelo preenchimento de falhas para dados diários pelos métodos tradicionais, mesmo se tendo conhecimento de que não é recomendável a sua realização. Para isso foram escolhidos meses com poucas falhas e maior número de dados observados. Adotou-se, portanto, os intervalos de março de 1993 a outubro de 1995 para calibração do modelo, e os meses de janeiro de 1997 a setembro de 2002 para a sua verificação.

Os postos pluviométricos foram divididos em regiões homogêneas de acordo com as suas localizações espaciais, inclusive com relação à proximidade de regiões litorâneas e regiões semi-áridas, e analisando-se as médias dos totais anuais. Com isso, foram definidos três grupos homogêneos. O preenchimento de falha de dados diários foi realizado utilizando-se do método de ponderação regional com base em regressões lineares, como descrito em Tucci (2000), levando-se em consideração os postos reunidos segundo os grupos homogêneos. Após o preenchimento de falhas, foi realizada a análise de consistência dos dados de chuva por meio do método da dupla massa descrito em Pinto *et al.* (1976), comparando-se os postos reunidos nos grupos. Foi necessário realizar a correção de tendência do posto 01339041 (ANA) a partir do ano de 1998, os demais postos não apresentaram problemas de consistência.

Analisando-se o SWAT2000 com interface com ArcView, percebeu-se que o modelo não realiza uma análise de distribuição espacial da chuva de acordo com os postos próximos a cada área em estudo. O modelo admite que os dados do posto pluviométrico que estiver mais próximo do centróide da sub-bacia ou bacia em análise serão adotados para toda sub-bacia (Di Luzio *et al.*, 2002). Resulta que a chuva observada em um posto será reproduzida para duas ou três sub-bacias, ou ainda, que, se a bacia for simulada como um todo, mesmo que haja dois ou três postos dentro dela, apenas os dados de um serão considerados na simulação.

No intuito de obter resultados de precipitação mais acurados, adotou-se o método de Thiessen, como citado em Tucci (2000), para cálculo da influência de cada posto com relação à cada sub-bacia. Foram calculados os polígonos de Thiessen a partir de extensão desenvolvida para o ArcView: identificou-se que os três únicos postos, com dados disponíveis para o período, localizados dentro da área de estudo tinham área de influência que englobava 83,21% da bacia, como se pode observar na Figura 6.7. Assim, optou-se por simplificar os cálculos, considerando apenas esses três postos para entrada no modelo: Itiruçu (INMET) e os de códigos 01339030 e 01339041 (ANA).

Utilizando-se os dados dos três postos e a localização dos centróides de cada sub-bacia, foi determinada a fração de influência de cada um em relação a uma sub-bacia qualquer, de acordo com a porcentagem da área da bacia influenciada pelo polígono de Thiessen de um determinado posto, resultando na Tabela 6.2.

Com isso, foram criados postos pluviométricos fictícios no centróide de cada sub-bacia, em que os dados de chuva eram calculados com base nas porcentagens de influência de cada posto. Para cada posto, a porcentagem foi multiplicada pelo valor da chuva para cada dia, que somando-se aos valores encontrados dos outros postos, resulta no valor de chuva adotado para cada sub-bacia. Foram consideradas as médias das elevações da sub-bacia para definição das elevações dos postos pluviométricos fictícios criados.

Tabela 6.2 – Influência de cada posto pluviométrico nas sub-bacias do rio Jiquiriçá.

Sub-bacia	Código/Nome do posto	Área de influência (km ²)	Influência do posto na sub-bacia (%)
1	01339030	456,59	32,46
	01339041	945,97	67,25
	Itiruçu	4,01	0,29
2	01339030	197,80	100,00
3	01339030	88,68	100,00
4	01339030	99,09	7,82
	01339041	690,59	54,52
	Itiruçu	477,03	37,66
5	Itiruçu	1492,34	100,00
6	01339041	180,73	20,31
	Itiruçu	709,33	79,69
7	01339030	267,49	100,00
8	01339030	1005,33	93,64
	01339041	68,25	6,36

A Figura 6.8 indica os totais precipitados para os postos de cada sub-bacia (o delineamento da bacia será discutido e apresentado no item 6.2 deste capítulo) após o processamento dos dados como já descrito. Importa lembrar que o ano de 1993 contempla apenas os meses de março a dezembro, o ano de 1995 de janeiro a outubro, e 2002 abrange apenas os meses de janeiro a setembro. Observa-se na figura que os anos mais secos foram os de 1993, 1994, 1995 e 1998.

Os resultados obtidos, ilustrados na Figura 6.8, refletiram corretamente os tipos climáticos existentes no Jiquiriçá, em que as sub-bacias 1, 4, 5 e 6 se encontram na região semi-árida, as sub-bacias 2, 3 e 7 na de clima tropical (chuvoso) e a sub-bacia 8 com parte de sua área na região semi-árida e parte na tropical, passando pelo clima sub-úmido (a discretização da bacia será apresentada no item 6.2 e pode ser observada na Figura 6.10).

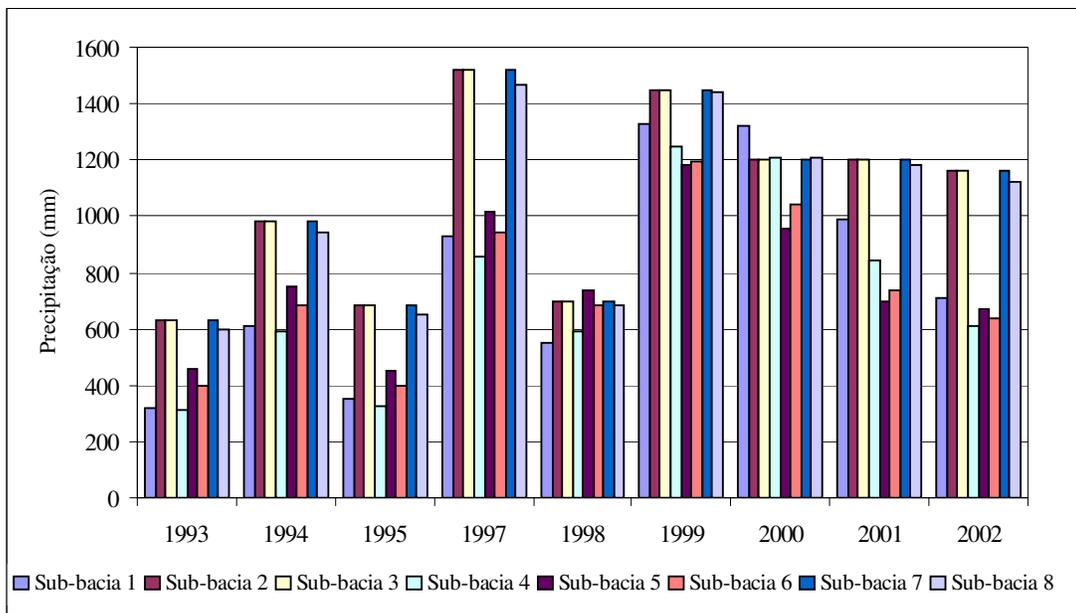


Figura 6.8 - Totais de precipitação nos períodos de dados disponíveis dos postos de cada sub-bacia.

6.1.5 – Dados de vazão

Como ilustrado na Figura 6.6, duas estações fluviométricas estão em operação na bacia do rio Jiquiriçá, de códigos 51650000 e 51685000. Foram obtidas junto à ANA (Santos, 2002) informações de vazões, cotas, curvas de descarga e perfil transversal das duas estações.

As informações de vazão contemplam os anos de 1983 a 1999. Para o período de 2000 a 2002, foram obtidas as cotas de nível d'água (Santos, 2002). No intuito de obter as vazões para os meses com dados de cotas, analisou-se a estabilidade das seções transversais ao longo do tempo, como indicado em Tucci (2002), e observou-se que as mesmas não sofreram alterações. Com isso e considerando-se que não houve alteração nos efluentes e afluentes no período, adotaram-se os perfis e as curvas de descarga de janeiro a dezembro de 1999, calculados pela ANA, para cálculo das vazões de 2000 a 2002 com base nas cotas. O posto 51650000 apresentou falhas para janeiro de 1997 e novembro e dezembro de 1998, e por isso tais meses não foram utilizados para avaliação dos resultados do modelo neste posto.

A consistência dos dados de vazão foi realizada comparando-se o comportamento dos dois postos ao longo dos anos de 1983 a 2002: a correlação encontrada de 92%, demonstra a consistência dos dados fornecidos.

6.1.6 – Características físicas do canal

As características físicas do canal (largura e profundidade) foram definidas de acordo com os dados disponíveis das estações fluviométricas em operação para os trechos próximos às estações. Os demais trechos e tributários tiveram suas características estimadas com base nos dados anteriores e observações visuais realizadas durante a visita de campo. O coeficiente de rugosidade (n) da Equação de Manning para os trechos de canal e para os tributários foram determinados com base em Tucci (2000) (ver Tabelas A.7 e A.9).

6.1.7 – Usos consuntivos dos recursos hídricos

De acordo com o levantamento bibliográfico realizado, o uso consuntivo mais significativo na região da bacia do rio Jiquiriçá é para abastecimento humano. Não foram encontradas informações sobre os demais usos e se considerou, como indicado em CIVJ (2001), que esses outros não têm relevância na bacia. A irrigação ainda é precária e insignificante e o abastecimento industrial é pequeno; portanto, foram desconsiderados no estudo.

Os dados de quantidade de água utilizada para o abastecimento humano dos municípios da bacia do rio Jiquiriçá foram coletados em SRHSH (1995), para o ano de 1995, e em EMBASA (2002), para o ano de 2000, como pode ser observado na Tabela 6.3.

Tabela 6.3 – Dados de abastecimento de água de alguns municípios integrantes da bacia.

Localidade	Manancial	Vazão de captação (m ³ /d)		Observação
		1995*	2000**	
Amargosa	riacho Riachão	3.319	4.220	
	rio Timbó			
Brejões	rio do Meio	452	571	
Irajuba	riacho do Machado	168	255	

(continua)

Tabela 6.3 – Dados de abastecimento de água de alguns municípios integrantes da bacia.
(continuação)

Localidade	Manancial	Vazão de captação (m ³ /d)		Observação
		1995*	2000**	
Cravolândia	rio das Almas	1.821	2.582*	Sistema Integrado ao Sistema de Cravolândia
Santa Inês	rio das Almas			
Elísio Medrado	rio Jacutinga	253	258	
Itaquara	rio das Almas	6.119	6.912*	Sistema Integrado ao Sistema de Jaguaquara
	rio Andaraí			
Jaguaquara	rio das Almas			
	rio Andaraí			
Jiquiriçá	rio Boqueirão	989	735	Sistema Integrado ao Sistema de Mutuípe
Mutuípe	rio Boqueirão		1.635	
Laje	rio Corta Mão	168	520	
	riacho Água Fervida			
Lajedo do Tabocal	poços profundos	450	536*	Sistema Integrado ao Sistema de Upabaçu e Itiruçu
	riacho do Baixão			
Maracás	rio Boca do Mato	659	659*	
Nova Itarana	rio Paraguaçu	269	319*	Sistema Integrado ao Sistema de Paraguaçu/Milagres
Planaltino	açude Planaltino	144	144*	
São Miguel das Matas	rio São Miguel	271	320	
Ubaíra	rio Mucuri	887	1.293*	
Valença	rio Una	9.614	11.232*	

Fonte: *SRHSH (1995) e **EMBASA(2002).

Nota: As localidades de Itiruçu e Maracás estão integradas à bacia do rio de Contas; as localidades de Iaçú, Itatim, Milagres e Santa Teresinha estão integradas à bacia do rio Paraguaçu; e, as localidades de Planaltino e Valença não têm seus sistemas operados pela EMBASA (EMBASA, 2002).

A partir dos dados da Tabela 6.4, foram identificados os mananciais que fazem parte da bacia do rio Jiquiriçá, as respectivas vazões captadas e sedes municipais atendidas. Foram definidas então quais as sub-bacias com aproveitamento dos recursos hídricos superficiais; das quais apenas as de número 3, 4 e 6 não apresentaram consumo de água. Com base

nessas informações, as vazões médias diárias de consumo, para cada sub-bacia, foram inseridas no modelo (ver Tabela A.10 e A.11).

6.1.8 – Fontes pontuais de poluição

Como dados das fontes pontuais de poluição, foram analisadas as informações coletadas na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, em IBGE (2000), para identificação dos tipos de serviços de saneamento existentes em cada município. De acordo com as informações disponíveis, ali não há indústrias com potencial poluidor.

Notou-se em visita a campo a presença de inúmeros matadouros próximos ao leito do rio nas sedes municipais. Porém, pela falta de dados disponíveis de localização, frequência de utilização e produção desses matadouros, não foi possível considerá-los nas simulações.

A tabela 6.4 indica os municípios da bacia do rio Jiquiriçá e os serviços de saneamento disponíveis para a comunidade.

Tabela 6.4 – Levantamento do atendimento dos municípios por tipo de serviços de saneamento básico.

Município	Tipo de serviço de saneamento básico			
	Rede geral de distribuição de água	Rede coletora de esgoto	Limpeza urbana e coleta de lixo	Drenagem urbana
Amargosa	x	x	x	x
Brejões	x	x	x	x
Cravolândia	x		x	
Elísio Medrado	x		x	x
Iaçu	x		x	x
Irajuba	x		x	x
Itaquara	x	x	x	x
Itatim	x		x	x
Itiruçu	x	x	x	x
Jaguaquara	x		x	x
Jaguaripe	x		x	x
Jiquiriçá	x	x	x	x

(continua)

Tabela 6.4 – Levantamento do atendimento dos municípios por tipo de serviços de saneamento básico.

(continuação)

Município	Tipo de serviço de saneamento básico			
	Rede geral de distribuição de água	Rede coletora de esgoto	Limpeza urbana e coleta de lixo	Drenagem urbana
Laje	x	x	x	x
Lajedo do Tabocal	x		x	
Maracás	x		x	x
Milagres	x		x	
Mutuípe	x	x	x	x
Nova Itarana	x		x	
Planaltino	x		x	x
Santa Inês	x		x	x
Santa Teresinha	x		x	x
São Miguel das Matas	x		x	x
Ubaíra	x	x	x	
Valença	x	x	x	x

Fonte: IBGE, 2000. Obs: O símbolo “x” representa serviço disponível.

Analisando-se a Tabela 6.4, percebe-se que não são muitos os municípios atendidos por rede de esgotamento sanitário. Segundo IBGE (2000), as demais comunidades utilizam-se de fossas sépticas ou sumidouros.

Valendo-se dessas informações, as sedes municipais inseridas dentro da bacia e possuidoras de rede de esgotamento sanitário, foram consideradas como contribuintes para o lançamento de efluentes no rio, com 80% da vazão consumida para abastecimento de água, como indicado em Von Sperling (1996).

As características dos esgotos domésticos brutos necessárias para entrada no modelo, tais como sólidos totais, nitrogênio e fósforo orgânicos, amônia, fósforo mineral e bactéria (no caso, considerou-se o coliforme fecal), foram obtidas em Von Sperling (1996).

Outro problema de saneamento identificado por SRHSH (1997) e CIVJ (2001) para a região é a disposição do lixo em lixões próximos aos rios. Portanto, optou-se por estimar a carga poluidora em função do chorume produzido como fonte pontual de poluição, com

sua localização na sede municipal. A estimativa foi realizada apenas para o período de 2000, pois não havia dados disponíveis de 1993 a 1995.

Para o cálculo desta carga poluidora, foram utilizados os dados coletados em IBGE (2000), com relação à produção e ao destino final de lixo por município; e, finalmente, consultou-se Zveibil (2001) para indicação de sua composição e potencial poluidor. Foram considerados apenas os municípios com sede dentro da bacia com disposição final do lixo em lixões.

Considerou-se, como indicado em Zveibil (2001), o peso específico do lixo domiciliar de 230 kg/m^3 e a produção de chorume em lixo descoberto de $0,0008 \text{ m}^3/\text{d}$ por m^2 de área ocupada pelo lixão. Estimaram-se camadas de lixo de 30 cm/d , o que, com o volume total diário produzido, levou à estimativa de área do lixão. Os valores de parâmetros de composição química e bacteriológica do chorume foram coletados da mesma bibliografia (ver Tabelas A.5 e A.6).

6.1.9 – Fontes difusas de poluição (manejo do uso e ocupação do solo)

6.1.9.1 - Cacau

Estabeleceu-se que a região agrícola do cacau se encontra no estágio de amadurecimento da planta com colheita realizada sempre no mês de setembro de cada ano, com uma eficiência de 90%. Adotou-se a fertilização com nitrogênio orgânico e P_2O_5 , composto de 66% de fósforo mineral e 33% de nitrogênio orgânico (realizada no mês de novembro), além de manejo do solo para limpeza e mistura do solo nos meses de janeiro, abril, julho e outubro (Hardy, 1960; Gramacho *et al.*, 1992; Silva Neto *et al.*, 2001).

6.1.9.2 - Café

A região agrícola do café foi considerada no estágio de amadurecimento da planta, com colheita realizada sempre no mês de setembro de cada ano, com uma eficiência de 70%. Adotou-se a fertilização com P_2O_5 e nitrogênio orgânico, composto de 17% de fósforo mineral e 83% de nitrogênio orgânico, realizando-se no mês de outubro (ICEA, 1987; Toledo Filho *et al.*, 2002; SEAGRI, 2003b).

6.1.9.3 - Mandioca

Como indicado na bibliografia consultada, estimou-se o início de crescimento da planta ocorrendo em junho de cada ano (EMBRAPA, 1976; Conceição, 1981; e, SEAGRI, 2003a).

6.1.9.4 - Pastagem

Foi realizado levantamento em IBGE (2002b) sobre os municípios integrantes da bacia: o rebanho bovino apresentou maior efetivo com 57% de cabeças entre bovinos, suínos, eqüinos, asinino, muar, bubalino, ovino e caprino, além de estar presente em grande quantidade em todos os municípios. Com essa constatação, adotou-se a simplificação de apenas considerar a pecuária de rebanho bovino para toda a bacia. Identificou-se a carga poluidora do pastagem com base em Economopoulos (1993).

6.1.9.5 - Área urbana

Não foi definido nenhum tipo de manejo para as áreas urbanas, pois as possibilidades de ações existentes no modelo não condizem com a realidade dos pequenos assentamentos das cidades do interior do Nordeste baiano.

Para os demais usos, não citados neste item, não foram definidos manejos, pois as áreas ocupadas são irrelevantes dentro do contexto admitido para a bacia do rio Jiquiriçá, como será descrito no item 6.2 (ver Tabelas A.3 e A.4).

6.2 – CALIBRAÇÃO DO MODELO

A entrada de dados no SWAT foi iniciada pelos planos de informação: MDE e rede hidrográfica da região de interesse. Foi necessário identificar o sistema de coordenada de trabalho: WGS84 – UTM Zona 24 Sul. Definiu-se o Norte Falso em 10.000.000 para que o SWAT identificasse corretamente as coordenadas de localização dos dados de entrada.

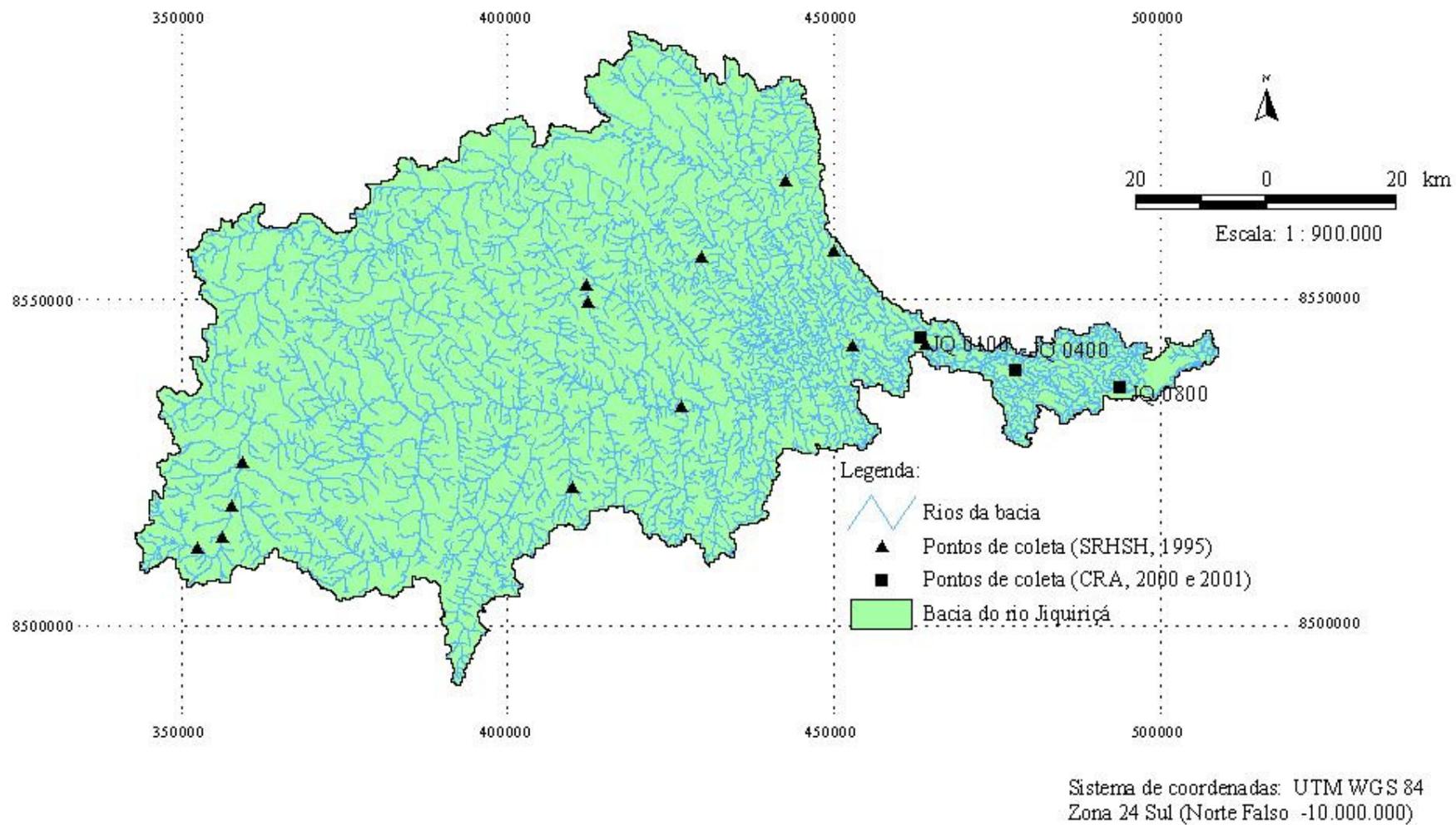


Figura 6.9 - Pontos de coleta de água para análise de qualidade na bacia do rio Jiquiriçá (SRHSH, 1995 e CRA, 2000 e 2001).

O modelo sugere então a área mínima de contribuição para a formação de um rio. Adotou-se a sugestão do modelo, 24.500ha, por este ter definido um número de afluentes do rio principal que possibilitava a identificação daqueles principais, sem definir um número de rios que viesse a dificultar a calibração do modelo.

Foram introduzidos os dados de localização dos pontos de interesse: os pontos de coleta de amostras de qualidade da água, identificados em SRHSH (1995) e CRA (2000 e 2001) (ver Figura 6.9), além da localização das estações fluviométricas (ANA, 2002).

As sub-bacias foram definidas de acordo com os pontos de interesse e a confluência dos afluentes principais. Os pontos de definição dos limites das sub-bacias foram identificados por:

- Sub-bacia 1 – Posto fluviométrico nº 51650000;
- Sub-bacia 2 – Ponto de coleta de amostra de qualidade da água do CRA – JQ 0400;
- Sub-bacia 3 – Ponto de coleta de amostra de qualidade da água do CRA – JQ 0100, posto fluviométrico 51685000 e ponto de coleta de amostra de qualidade de água no PDRH;
- Sub-bacia 4 - Ponto de coleta de qualidade de água no PDRH em Jiquiriçá Mirim;
- Sub-bacia 5 – Encontro dos rios Queimada Grande, Geléia e Jiquiriçá, próximo à cidade de Irajuba;
- Sub-bacia 6 – Encontro dos rios Santana (ou rio da Casca) e Jiquiriçá, próximo à cidade de Santa Inês;
- Sub-bacia 7 – Encontro dos rios Jiquiriçá Mirim e Jiquiriçá;
- Sub-bacia 8 – Encontro dos rios Contra Mão e Jiquiriçá.

O mapa resultante do modelo digital de elevações conseguiu, juntamente com a rede hidrológica, delinear corretamente a bacia. Comparações foram realizadas entre os limites da bacia encontrados pelo SWAT e os disponíveis na literatura consultada. Analisando-se a bacia hidrográfica como um todo, há apenas uma região próxima à foz, no município de Valença, que o delineamento criado pelo SWAT considerou como fazendo parte da bacia do rio Jiquiriçá e outras bibliografias não. O fato não se mostrou relevante, pois o escopo do estudo aqui apresentado não contemplava a simulação da região estuarina.

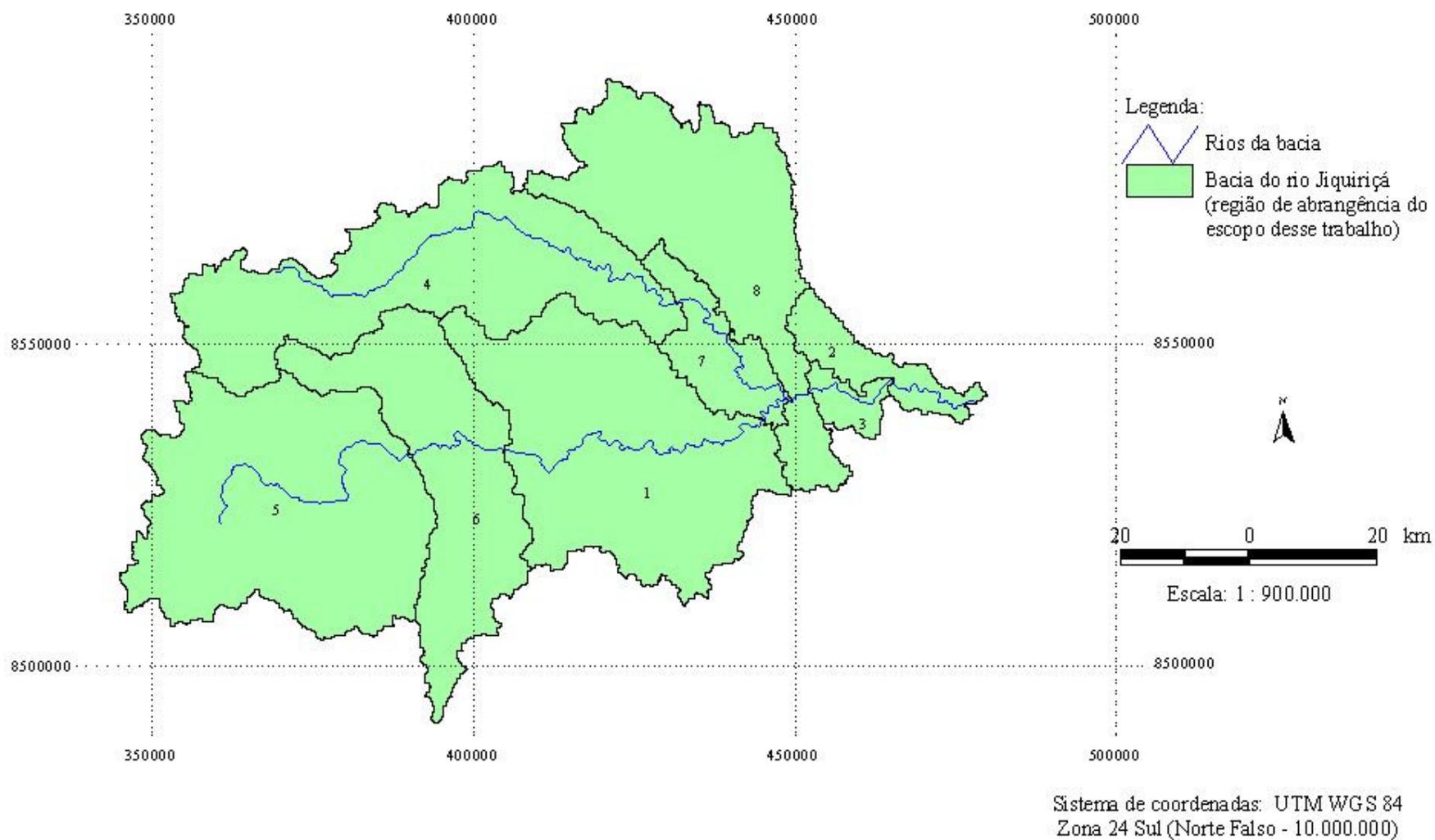


Figura 6.10 - Delineamento da bacia após o processamento de dados gráficos pelo SWAT.

O ponto mais próximo da foz utilizado para delimitação da bacia foi aquele de coleta de qualidade de água do CRA - JQ 0400, que fica a aproximadamente 35 km da foz do rio. A Figura 6.10 apresenta o delineamento final da bacia e sub-bacias do rio Jiquiriçá utilizado para ajuste e verificação do modelo.

Os planos de informação (PI) de uso e ocupação do solo e tipos de solos da bacia foram inseridos, com o modelo recortando os PIs no limite da bacia delineada anteriormente. O usuário define as porcentagens mínimas nas sub-bacias para que um uso ou tipo do solo seja considerado na simulação, criando-se os HRU. No caso em estudo, foram definidos os limites de 8% para uso do solo e 20% para tipo de solo em função dos tipos de uso que se desejava simular. Dessa definição resultaram 29 HRUs para toda a bacia com tipos de solo: Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo (állico e distrófico) e Podzólico Vermelho-Amarelo (állico, distrófico e eutrófico) e os seguintes uso e ocupação do solo: pastagem, mandioca, café, cacau e cidade (ver Tabelas 6.5 a 6.7).

Os dados citados no item 6.1 foram tabulados de acordo com as características indicadas no manual do modelo (Neitsch *et al.*, 2002b). A calibração foi realizada utilizando-se o período de março de 1993 a outubro de 1995, em simulações com saídas de resultados diários, em que se fazia a comparação entre os valores observados e simulados de vazão para o período. Deu-se ênfase na calibração para a regularização das vazões mínimas, pois havia o interesse na utilização posterior do modelo para a análise de qualidade da água, que por sua vez tem maior importância no período de vazões baixas, devido ao aumento na concentração de poluentes no rio e à diminuição da sua capacidade de depuração.

Com base nas informações fornecidas pelos autores do modelo em relação aos três métodos de cálculo de evapotranspiração e por ter sido o método de Hargreaves utilizado também por Oliveira (1999) em estudo recente na região Nordeste - obtendo bons resultados- o método foi escolhido para ser adotado nas simulações para a bacia do rio Jiquiriçá.

A calibração foi realizada por tentativa e erro alterando-se alguns parâmetros identificados em consultas aos manuais do modelo (Neitsch *et al.*, 2002a e 2002b, e Di Luzio *et al.*, 2002), além da ferramenta de calibração. É importante salientar que, pela falta de dados sobre a bacia em estudo, algumas características que seriam usualmente consideradas

dados, e que se mostraram importantes no processo, foram também objeto de calibração: características dos solos da bacia hidrográfica (profundidade, condutividade hidráulica, peso específico) e das águas subterrâneas (aquíferos rasos e profundos).

Tabela 6.5 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com as HRU.

Sub-bacia	Uso do solo	Tipo de solo	Área (km ²)	Área total (km ²)	% HRU
1	Pastagem	LVA álico-distrófico	910,920	1.407,55	64,72
	Cacau	LVA álico-distrófico	263,530		18,72
	Mandioca	LVA álico-distrófico	233,100		16,56
2	Pastagem	LVA álico-distrófico	91,214	197,80	46,11
	Pastagem	LA álico	53,396		26,99
	Mandioca	LVA álico-distrófico	15,988		8,08
	Mandioca	LA álico	6,970		3,52
	Cidade	LVA álico-distrófico	8,165		4,13
	Cidade	LA álico	22,069		11,16
3	Pastagem	LVA álico-distrófico	69,989	88,84	78,78
	Cacau	LVA álico-distrófico	9,931		11,18
	Cidade	LVA álico-distrófico	6,862		7,72
	Cidade	LA álico	2,059		2,32
4	Pastagem	LVA álico-distrófico	470,610	1.266,71	37,15
	Pastagem	LVA distrófico	512,920		40,49
	Mandioca	LVA distrófico	283,180		22,36
5	Pastagem	LVA álico-distrófico	1124,900	1.492,33	75,38
	Mandioca	LVA álico-distrófico	367,430		24,62
6	Pastagem	LVA álico-distrófico	220,200	889,08	24,77
	Pastagem	LVA álico	380,970		42,85
	Mandioca	LVA álico	209,740		23,59
	Café	LVA álico-distrófico	30,623		3,44
	Café	LVA álico	47,551		5,35
7	Pastagem	LVA álico-distrófico	225,370	267,56	84,23
	Mandioca	LVA álico-distrófico	42,194		15,77
8	Pastagem	LVA distrófico	371,850	1.073,51	34,64
	Pastagem	PVA álico-distrófico	574,480		53,51
	Mandioca	PVA eutrófico	65,411		6,09
	Mandioca	LVA distrófico	61,766		5,75
Total				6.683,39	

Obs. LVA – Latossolo Vermelho – Amarelo, LA – Latossolo Amarelo e PVA – Podzólico Vermelho – Amarelo.

Tabela 6.6 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com o uso do solo.

Sub-bacia	Uso do solo	Área da bacia (%)
1	Pastagem	64,72
	Cacau	18,72
	Mandioca	16,56
2	Pastagem	73,11
	Mandioca	11,61
	Cidade	15,28
3	Pastagem	78,78
	Cacau	11,18
	Cidade	10,04
4	Pastagem	77,64
	Mandioca	22,36
5	Pastagem	75,38
	Mandioca	24,62
6	Pastagem	67,62
	Mandioca	23,59
	Café	8,79
7	Pastagem	84,20
	Mandioca	15,77
8	Pastagem	88,15
	Mandioca	11,85
Total da bacia	Pastagem	74,91
	Cacau	4,09
	Mandioca	19,24
	Café	1,17
	Cidade	0,59

Tabela 6.7 – Porcentagem de área de cada sub-bacia de acordo com o tipo de solo.

Sub-bacia	Tipo de solo	Área da sub-bacia (%)
1	LVA álico-distrófico	100,00
2	LVA álico-distrófico	58,32
	LA álico	41,68
3	LVA álico-distrófico	97,68
	LA álico	2,32
4	LVA álico-distrófico	37,15
	LVA distrófico	62,85
5	LVA álico-distrófico	100,00
6	LVA álico-distrófico	28,21
	LVA álico	71,79
7	LVA álico-distrófico	100,00
8	LVA distrófico	40,39
	PVA álico-distrófico	53,51
	PVA eutrófico	6,09
Total	LVA álico-distrófico	61,21
	LVA álico	9,55
	LA álico	1,26
	LVA distrófico	18,40
	PVA álico-distrófico	8,60
	PVA eutrófico	0,98

Para avaliar a calibração e a verificação do modelo, foram escolhidos métodos entre os mais aplicados e citados em grande parte da bibliografia consultada (Young *et al.*, 1989; Srinivasan *et al.*, 1998; Saleh *et al.*, 2000; Rode e Frede, 1997; Eckhardt e Arnold, 2001; Santhi *et al.*, 2001; e, Hall, 2001):

- graficamente: por meio de comparação visual entre os valores simulados e observados;

- média do erro absoluto:

$$MEA = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n |x_i - y_i| \quad (6.2)$$

em que MEA é a média do erro absoluto, n é o número de dias do período analisado, x_i é o valor observado no dia i e y_i é o valor simulado no dia i. O cálculo desse erro identifica a proximidade dos valores simulados com relação aos valores observados para o período; quanto menor o erro, mais próximo ficou a simulação do real.

- coeficiente de determinação (R^2) que indica qual a porcentagem da variação total é explicada pela regressão linear, isto é, se $R^2 = 1$ as variações de y são 100% explicadas pelas variações de x.
- coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (Saleh *et al.*, 2000): a eficiência do modelo varia de menos infinito a um, sendo que $E=1$ indica que o modelo é perfeito. Valores próximos a zero indicam que os valores simulados se aproximam mais do valor médio observado do que dos valores simulados individualmente.

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (6.3)$$

em que E é o coeficiente de eficiência, n é o número de dados observados e \bar{x} é a média dos valores observados. Esse coeficiente é similar ao de regressão linear, contudo E compara os valores medidos a uma linha de 1:1, equivalente a dizer que os valores observados são iguais aos valores simulados (ajuste perfeito), enquanto que na análise de regressão linear a comparação é realizada com o melhor ajuste de regressão linear obtido.

- diferença volumétrica entre as vazões simuladas e observadas:

$$V(\%) = \frac{\sum_{i=1}^n y_i - \sum_{i=1}^n x_i}{\sum_{i=1}^n x_i} * 100 \quad (6.4)$$

em que V é a porcentagem diferencial entre o volume simulado e o volume observado; e, 100 é o valor para traduzir o resultado em porcentagem.

Hall (2001) critica o coeficiente de determinação identificando a sua falta de capacidade em refletir erros de tendência e de volume, mas é sensível à magnitude do erro no tempo. Identifica ainda que um coeficiente de eficiência superior a 0,95 é exigido para garantir uma boa *performance* do modelo, indicando que esse coeficiente é pouco sensível a volumes sub-estimados de vazão e diferenças temporais.

Mesmo com as críticas introduzidas por Hall (2001), os coeficientes de determinação e eficiência foram adotados no trabalho por serem mundialmente utilizados e capazes de identificar a eficiência do modelo. Contudo, para suprir as falhas apontadas, foram introduzidos outros dois indicadores – a média do erro absoluto e a diferença volumétrica – para que se pudesse compreender com maior detalhe os resultados obtidos.

6.3 – ANÁLISE DOS DADOS DISPONÍVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Após a calibração do aspecto quantitativo, pretendia-se ajustar o modelo no seu aspecto de qualidade da água utilizando as informações disponíveis em SRHSH (1995) e a verificação com os dados de CRA (2000 e 2001), para que se pudesse avaliar o impacto de uso do solo na qualidade de água da bacia.

Dentre as análises realizadas pelo modelo, identificou-se como relevantes para análise de qualidade da água, no caso da bacia do rio Jiquiriçá, os parâmetros de OD, CDBO, nitrogênio e bactérias, devido aos usos da água e fontes de poluição encontradas. Esses parâmetros foram escolhidos principalmente por permitirem uma investigação nos seguintes aspectos:

- oxigênio dissolvido (OD): parâmetro que permite identificar as condições de manutenção de vida de organismos na água e a capacidade para auxiliar na decomposição aeróbia de efluentes (Tucci, 1998);
- demanda bioquímica de oxigênio devido à matéria orgânica carbonácea (CDBO): retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea (Von Sperling, 1996) o que permite a análise, juntamente com o OD, da capacidade de depuração do rio;
- nitrogênio: as diversas formas do nitrogênio (amônia, nitrito, nitrato) permitem a indicação do nível de poluição do rio (Tucci, 1998); e,

- bactérias (no caso, coliformes fecais): parâmetro indicador da poluição do rio por contaminação com fezes de animais de sangue quente que podem vir a provocar diversas doenças. Importa-se identificar que a simulação de bactéria é possível com o uso do modelo SWAT, contudo nos manuais não há explicação de como o processo é realizado.

Contudo, é pequena a disponibilidade de informações sobre qualidade das águas para a bacia do rio Jiquiriçá. No trabalho realizado pela SRHSH (1995), foram coletadas amostras para análises físico-químicas e bacteriológicas de água em pontos diversos em toda a bacia: coliformes total e fecal, DQO, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total. As amostras foram coletadas em um único dia em quatro pontos distintos, porém não há indicação da vazão do rio no momento da coleta.

Foram procedidas também quatro campanhas pelo CRA nos meses de fevereiro, maio e agosto de 2000, e maio de 2001, em que foram coletadas amostras em três pontos do rio e realizadas análises físico-químicas, bacteriológicas e de pesticidas organoclorados e organofosforados, sendo os mais relevantes para esse estudo: coliforme fecal, DBO₅, OD e nitrogênio total (CRA, 2000 e 2001). Porém, não se encontra divulgado o dia nem a vazão do rio no momento da coleta. Contatou-se que as informações encontradas em CRA (2000 e 2001) não são relativas aos mesmos parâmetros de qualidade identificados em SRHSH (1995).

Diante do exposto, os dados foram considerados insuficientes em relação aos parâmetros escolhidos para simular no modelo. Dada a deficiência a respeito de qualidade das águas, não se pôde realizar nem a calibração, nem a verificação do modelo quanto a esse aspecto.

6.4 - VERIFICAÇÃO DO MODELO PARA AS SITUAÇÕES OBSERVADAS

A verificação do modelo para o aspecto quantitativo foi realizada com base nas vazões observadas entre janeiro de 1997 e setembro de 2002, comparando-as às vazões simuladas para o mesmo período. Os dados de entrada e parâmetros foram os mesmos utilizados na fase de calibração, à exceção dos arquivos de uso da água e fontes de poluição pontual (wus.dbf e pp.dbf) que foram adaptados para que correspondessem à situação da época. Os valores adotados foram os já citados nos itens 6.1.7 e 6.1.8, para o ano de 2000.

6.5 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO

Como observado em Tucci (1998), para a auxílio à calibração do modelo, segundo a técnica de tentativa e erro, é sugerido se avaliar quais são os parâmetros indicados pelos manuais; identificar, entre esses, para quais o modelo se mostrou pouco sensível - para que não sejam alterados- e, reconhecer os parâmetros mais sensíveis que devem ser alterados um de cada vez para a calibração.

Nesse intuito, analisou-se a sensibilidade do modelo a mudanças nos parâmetros de calibração para que fosse possível identificar aqueles mais relevantes no processo de ajuste. Com base na análise, pôde-se aprimorar as fontes de dados dos parâmetros identificados como mais sensíveis e concentrar maior esforço na sua determinação, dada a grande influência nos resultados.

A análise de sensibilidade de um modelo é realizada por meio da modificação de valores de parâmetros adotados um a um, observando-se as alterações ocorridas. Neste estudo, as variações dos valores foram realizadas entre -5% e +5% do valor adotado para aquele parâmetro durante o processo de ajuste do modelo. Em casos específicos, esse intervalo foi ampliado para -10% e +10% ou foram consideradas variações em valores absolutos, pois os resultados com o intervalo anterior não tinham significado para a análise da sensibilidade. As funções escolhidas para verificação da sensibilidade foram as mesmas citadas no item 6.2 (MEA, R^2 , E e V). A análise foi realizada para os meses de março de 1993 a outubro de 1995.

7.0 –ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

7.1 – CALIBRAÇÃO DO MODELO

A calibração foi elaborada por tentativa e erro, na qual, o grande número de tentativas realizadas, possibilitou a identificação dos parâmetros mais sensíveis no processo. Os parâmetros de menor relevância foram ajustados com base na literatura consultada e foram pouco alterados durante o processo. Os parâmetros mais sensíveis foram ajustados por tentativa e erro, referindo-se a valores próximos da bibliografia consultada, por meio de diversas simulações, comparando-se os valores simulados aos valores observados.

Os valores adotados para os parâmetros durante a calibração do modelo estão sintetizados nas Tabelas 7.1 a 7.3; também estão indicadas as definições dos parâmetros e as fontes utilizadas durante o processo de calibração.

Tabela 7.1 – Alguns dados e parâmetros adotados de acordo com os tipos de solo da bacia.

Sub-bacia	Tipo de Solo	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_K
1	LVA álico-distrófico	250	1,20	0,06	0,30
2	LVA álico-distrófico	2500	1,30	0,13	
	LA álico				
	LVA álico-distrófico				
3	LVA álico-distrófico	2500			
	LA álico				
4	LVA álico-distrófico	900			
	LVA distrófico				
5	LVA álico-distrófico	1300			
6	LVA álico-distrófico	1000			
	LVA álico				
7	LVA álico-distrófico	2500			
	LVA distrófico				
8	PVA álico-distrófico	1500	1,35	0,05	1,00
	PVA eutrófico				

Fonte de dados dos valores adotados:

- SOL_Z - Profundidade do solo (mm)- definido por ajuste, tendo como referência os trabalhos de SRHSH (1995) e EMBRAPA (1999);
- SOL_AWC - Água disponível para as plantas (mm/mm de solo).
- SOL_BD - Peso específico do solo (kg/m³).
- SOL_K - Condutividade hidráulica saturada (mm/h).

Os três últimos parâmetros citados foram estimados com base em Daker (1976), em que Latossolos foram inicialmente considerados solos argilosos e Solos Podzólicos como argilo-arenosos. Buscou-se manter, durante o ajuste, os valores dentro das variações sugeridas por Daker (1976). Procurou-se manter a relação entre os três parâmetros encontrada na bibliografia, embora a capacidade máxima de armazenamento de água adotada (SOL_AWC) tenha sido próxima de valores usualmente considerados para solos barro-arenoso (0,13) e arenoso (0,05 e 0,06).

Os valores adotados para a sub-bacia 1, para os itens SOL_Z, SOL_BD e SOL_AWC foram obtidos por ajuste, não possuindo correlação física, se comparados com aqueles encontrados em Daker (1976). Procedeu-se desta forma para que a sub-bacia 1 pudesse responder aos eventos de chuva de maneira mais próxima do observado.

Tabela 7.2 – Alguns parâmetros adotados de acordo com os tipos de uso e ocupação do solo da bacia.

Sub-bacias	Parâmetro	Valores adotados por tipo de uso e ocupação do solo				
		Pastagem	Cacau	Café	Mandioca	Cidade
1, 4, 5,6	CN	75	79	79	74	72
2, 3, 7,8		61*			69**	
1 a 8	OV_N	0,03	0,07	0,07	0,08	0,03
	CANMX	0	0,5	0,5	0	0

* O CN da Pastagem no valor de 61 refere-se aos Latossolos, para os Solos Podzólicos adotou-se 75 por serem solos de grupos hidrológicos distintos.

** O CN da Mandioca no valor de 69 refere-se aos Latossolos, para os Solos Podzólicos adotou-se 79 por serem solos de grupos hidrológicos distintos.

- CN - Valor do número de curva. Os valores de CN utilizados durante a calibração tiveram como referência os indicados em Tucci (2000) e Neitsch *et al.* (2002b). Foram adotados aproximadamente de acordo com as seguintes características: para pastagem considerou-se superfície pobre para as sub-bacias 1, 4, 5 e 6 e boa para as sub-bacias 2, 3, 7 e 8 (Neitsch *et al.*, 2002b); café e cacau como plantações pobres em curvas de nível (Neitsch *et al.*, 2002b); mandioca como plantações de cultivados pobres (sub-bacias 1, 4, 5 e 6) e normais (sub-bacias 2, 3, 7 e 8) (Tucci, 2000); e, cidade como zona residencial com 30% de área média impermeável (Tucci, 2000). Pretendia-se que os valores utilizados para esse parâmetro não fossem distantes daqueles recorrentemente encontrados na literatura;
- OV_N - Coeficiente de rugosidade n de Manning para o escoamento superficial. Foi estimado com base em Novotny e Olem (1993);
- CANMX - Capacidade máxima de interceptação pelas plantas (mm). Estimado com base em Tucci (2000).

No caso de pastagem, foram adotados números de curva distintos para cada sub-bacia, pois notou-se que na região de montante da bacia esse uso era mais esparso, com vegetação em pouca quantidade e rasteira. Na região de jusante, a vegetação encontrava-se em maior quantidade, com maior frequência de arbustos de médio porte e gramíneas. Metodologia similar foi aplicada à mandioca, em que se estabeleceu a não existência de vegetação entre fileiras de cultivo nas sub-bacias de montante, enquanto nas de jusante, a presença de vegetação rasteira foi considerada.

Adotaram-se os valores baixos para o parâmetro CANMX, pois se notou a necessidade de diminuir a evapotranspiração nas simulações, dada as baixas respostas das sub-bacias aos eventos de chuva quando comparadas às vazões observadas nos meses analisados.

Tabela 7.3 – Alguns parâmetros adotados para a bacia do rio Jiquiriçá.

Parâmetro	Valor adotado	Descrição	Fonte
FFCB	1,05	Condição inicial de água no solo expressa em fração da capacidade de campo.	Ajuste
MSK_CO1	0,5	Coefficiente para Equação de Muskingum que representa o tempo de trânsito no trecho do canal referente a vazões médias (km).	Ajuste
MSK_CO2	1,5	Coefficiente para Equação de Muskingum que representa o tempo de trânsito no trecho do canal referente a vazões mínimas (km).	Ajuste
MSK_X	0,2	Fator de peso da Equação de Muskingum que controla a importância relativa entre as vazões de entrada e saída do canal (adimensional).	Ajuste
SURLAG	3	Coefficiente que define a fração do escoamento superficial que atingirá o canal principal no dia (d)	Ajuste
SHALLST	0	Altura de água inicial no aquífero raso (mm).	Ajuste
GW_DELAY	10	Tempo que leva para a água passar pela zona não saturada do solo (d).	Ajuste
GWQMN	0	Altura de água no aquífero raso a partir da qual é possibilitada a recarga do rio por escoamento de base (mm).	Ajuste
GW_REVAP	0	Coefficiente que determina a quantidade de água que ascende do aquífero raso por capilaridade (fração da evapotranspiração potencial).	Ajuste
REVAPMN	0	Altura de água no aquífero raso a partir da qual é possibilitada a percolação para o aquífero profundo e para a ascensão capilar (mm).	Ajuste
RCHRG_DP*	0,01	Coefficiente que determina a quantidade de água que percola do aquífero raso para o profundo (fração da recarga)	Ajuste
	0,15		
ESCO	1,0	Fator de compensação de água no solo para atender a demanda evaporativa (adimensional).	Ajuste
EPCO	0,010	Fator de compensação de água no solo para atender a demanda das plantas (adimensional).	Ajuste
SLSUBBSN	Sugerido pelo modelo.	Comprimento de rampa médio (m).	Optou-se por não modificar esses valores, por concluir que o modelo, utilizando-se de ambiente SIG, poderia determiná-lo corretamente.

(continua)

Tabela 7.3 – Alguns parâmetros adotados para a bacia do rio Jiquiriçá.

(continuação)

Parâmetro	Valor adotado	Descrição	Fonte
SLOPE	Sugerido pelo modelo.	Declividade de rampa média (m/m).	Optou-se por não modificar esses valores, por concluir que o modelo, utilizando-se de ambiente SIG, poderia determiná-lo corretamente.
CH_N1	0,075	Valor do coeficiente n de Manning para os tributários (adimensional).	Definido com base em Tucci (2000) para rios com área de inundação e vegetação.
CH_K1	0	Condutividade hidráulica saturada efetiva dos tributários (mm/h).	Ajustado com base em Neitsch <i>et al.</i> (2002b) considerando-se que não havia perda de água por infiltração nos tributários.
CH_N2	0,075	Valor do coeficiente n de Manning para o canal principal.	Definido com base em Tucci (2000) para rios com área de inundação e vegetação.
CH_K2	0	Condutividade hidráulica saturada efetiva do canal principal (mm/h).	Ajustado com base em Neitsch <i>et al.</i> (2002b) considerando-se que não havia perda de água por infiltração no canal principal.
ALPHA_BF**	0,0109	Constante de recessão do escoamento de base (d).	Calculado utilizando-se da Equação 4.22 e dos gráficos de vazões observadas dos postos 5165000 (sub-bacias 1, 4, 5 e 6) e 51685000 (sub-bacias 2, 3, 7 e 8).
	0,0088		

*O valor de RCHRG_DP adotado para as sub-bacias 1 e 4 (0,01) diferem das demais sub-bacias (0,15) por ambas terem apresentado os menores valores de escoamento de base quando comparados com os das demais, inferiores ao observado.

**Os valores distintos de ALPHA_BF adotados para as sub-bacias 1, 4, 5 e 6 (0,0109) e as sub-bacias (2, 3, 7 e 8) devem-se ao fato do cálculo realizado ter se baseado nos resultados de postos fluviométricos distintos.

Para a calibração do modelo, Santhi *et al.* (2001) adotaram apenas os parâmetros GW_REVAP, ESCO, EPCO e CN; Machado (2002), por sua vez, aplicou ALPHA_BF, SOL_AWC, CN e SLSLOPE.

No estudo, além dos citados, outros parâmetros foram identificados durante o processo de calibração, resultando na seguinte listagem de acordo com o processo simulado: variação da quantidade de água no solo (FFCB e SOL_AWC); escoamento superficial (CN, SURLAG, SLSUBBSN, SLOPE, OVN); escoamento de base (GW_DELAY, ALPHA_BF, GWQMN, GW_REVAP, REVAPMN, RCHRG_DP); vazão escoada no canal

(MSK_CO1, MSK_CO2, MSK_X, CH_K2 e CH_N2); vazão escoada nos tributários (CH_K1 e CH_N1); e, evapotranspiração (CANMX, ESCO, EPCO). Além desses, a profundidade do solo (SOL_Z), seu peso específico (SOL_BD) e condutividade hidráulica (SOL_K) também foram submetidos ao ajuste devido à falta de dados específicos sobre as características dos solos da bacia.

Dentre os parâmetros citados, os mais sensíveis se referem a características de solos na bacia, a evapotranspiração (CANMX, ESCO) e ao escoamento superficial (CN). Estes parâmetros foram ajustados por meio de diversas tentativas de simulações comparando-se as vazões observadas às simuladas. Durante a calibração, buscou-se que as respostas à ocorrência de eventos de chuva em todas as sub-bacias, tanto para o escoamento superficial como para a vazão de base, fossem coerentes com os valores observados. Os demais parâmetros não foram alterados após o processamento das primeiras simulações.

A vazão sub-superficial foi desconsiderada nas simulações, pois se concluiu que as características de perfil do solo necessárias para sua ocorrência, como descrito no manual do modelo (Neitsch *et al.*, 2002a), não condiziam com a realidade da bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá. Por conta do ocorrido, utilizou-se o parâmetro SLSOIL, definido como o comprimento de rampa para a vazão sub-superficial, majorando o seu valor no intuito de tornar a vazão sub-superficial insignificante nas simulações da bacia em estudo.

Durante a calibração, observou-se a necessidade de determinação do parâmetro FFCB relativo ao estado inicial de umidade no solo, indicado como uma fração da capacidade de campo. Isso aconteceu por se notar que na ocorrência de solo pouco úmido no início do período de simulação não havia geração nem de escoamento de base, nem de escoamento superficial por um longo período de tempo. Nesse contexto, optou-se por alterar a base de dados do modelo, possibilitando a utilização de valores de FFCB superiores à unidade, para que se pudesse simular o escoamento no início do período mais próximo do comportamento observado. O valor final adotado para o parâmetro (FFCB) foi obtido por ajuste.

Para os parâmetros ESCO e EPCO foram utilizados os valores indicados pelo modelo que minimizariam a evapotranspiração simulada para a região pelo mesmo motivo explicitado na escolha do parâmetro CANMX, mesmo se tendo o conhecimento de que a região semi-

árida nordestina apresenta índices de evapotranspiração relativamente altos quando comparado com as demais regiões com diferentes tipos climáticos.

A ascensão capilar, calculada a partir do parâmetro GW_REVAP, foi desconsiderada no processo de calibração, pois sua utilização provocava comportamentos estranhos ao escoamento de base. O cálculo de ascensão capilar é realizado em função do parâmetro GW_REVAP e da evapotranspiração potencial (ETP), retirando a quantidade de água do valor de recarga do aquífero raso. Isso implica dizer que como a variação da ETP é muito acentuada, a ascensão capilar se comporta de mesma maneira, provocando quedas abruptas nos valores de vazões de base.

Considerando o delineamento elaborado para a bacia, nota-se que devido a não calibração do modelo em relação ao aspecto de qualidade, a sub-bacia 2 não pôde ser ajustada.

Após diversas tentativas de ajuste dos parâmetros citados, foram obtidos os resultados demonstrados nas Figuras 7.1 e 7.2 e na Tabela 7.4. As vazões simuladas à montante das saídas das sub-bacias 1 e 3 foram comparadas, respectivamente, às vazões dos postos fluviométricos 51650000 e 51685000 para o período de março de 1993 a outubro de 1995.

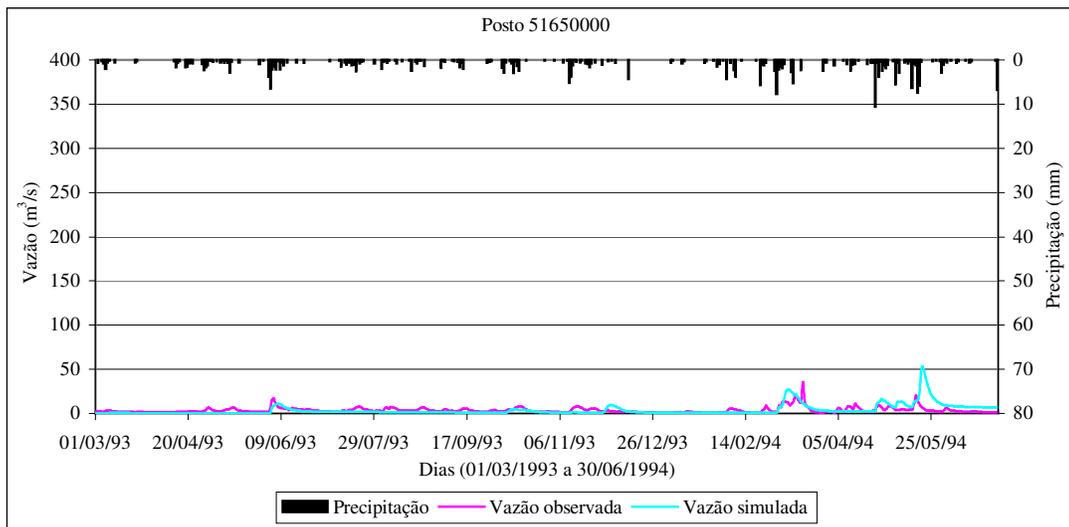


Figura 7.1 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000, no período de março de 1993 a junho de 1994.

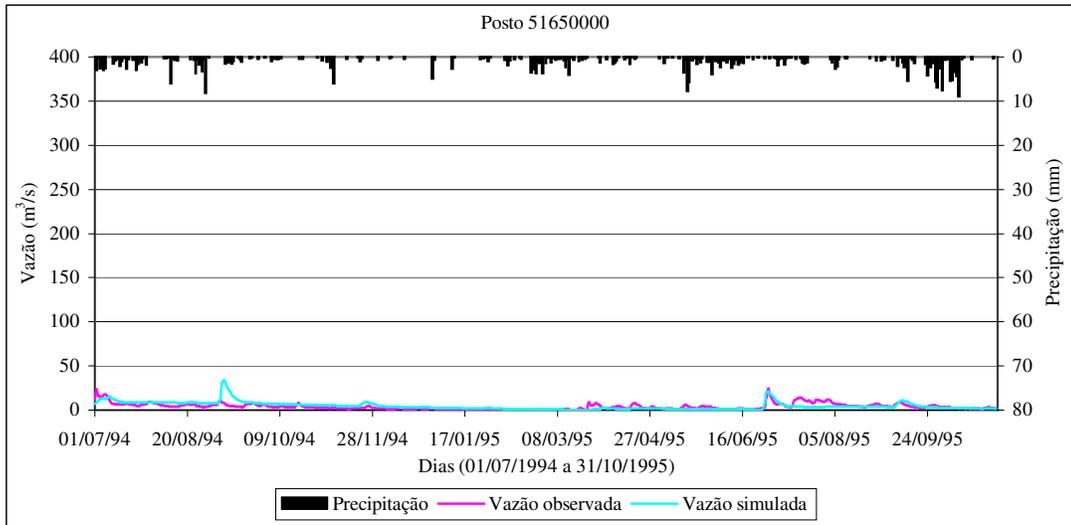


Figura 7.2 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000, no período de julho de 1994 a outubro de 1995.

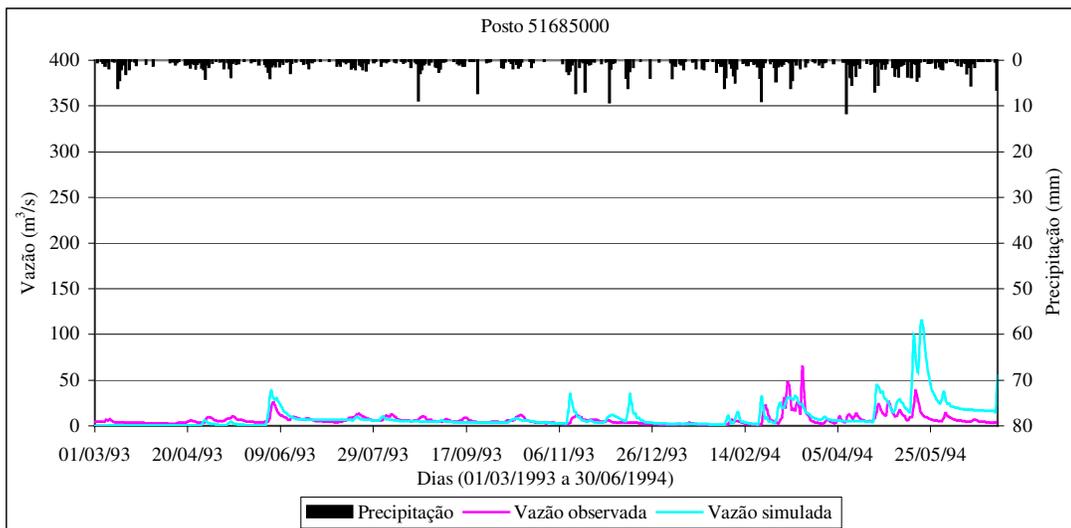


Figura 7.3 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000, no período de março de 1993 a junho de 1994.

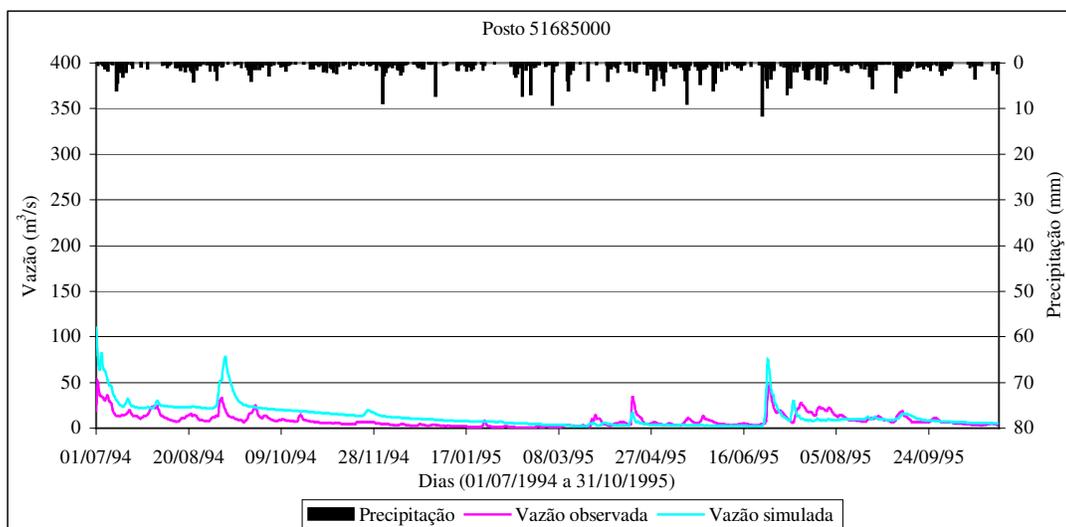


Figura 7.4 – Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000, no período de julho de 1994 a outubro de 1995.

Note-se que a precipitação plotada em cada gráfico foi calculada por meio da média ponderada das chuvas ocorridas em cada sub-bacia, sendo para o posto 51650000 as sub-bacias 1, 5 e 6; e para o posto 51685000 as sub-bacias 1, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Tabela 7.4 – Resumo dos resultados dos métodos utilizados para análise da calibração do modelo.

Resultados obtidos após a calibração	Posto 51650000	Posto 51685000
Média do Erro Absoluto (MEA)	2,78	6,57
Coefficiente de Determinação (R^2)	23,02%	36,53%
Coefficiente de Eficiência (E)	-1,03	-2,01
Percentual de Volume (V%)	7,72%	52,27%

A análise das Figuras 7.1 a 7.4 demonstra que o modelo simulou o volume de escoamento de base próximo aos valores observados, embora para o escoamento superficial o modelo não tenha conseguido responder a alguns eventos de chuva e superestimado outros.

Avaliando-se as Figuras 7.1 e 7.2, observa-se que para chuvas médias ponderadas acima de 3 mm, há resposta para o escoamento superficial, e muitas vezes em intensidade bastante

similar à observada. O mesmo ocorre nas Figuras 7.3 e 7.4, para o posto 51685000; porém, neste caso, os valores simulados são superestimados com maior frequência.

Nota-se que os comportamentos das vazões dos postos 51650000 e 51685000 são similares, mas distinguem-se em relação ao escoamento superficial, pois as sub-bacias 3, 7 e 8 têm melhores respostas do que as 1, 5 e 6. Esse resultado pode ter ocorrido pelos seguintes motivos: (i) a quantidade precipitada nas sub-bacias contribuintes do posto 51650000 é inferior; e (ii) a variação dos usos do solo nas sub-bacias (diferentes CNs).

O que se observou durante a calibração por tentativa e erro foi a morosidade do processo, não só pelo número de tentativas realizadas, mas também pelo tempo para o processamento pelo modelo para saídas diárias. Apesar do grande número de tentativas aplicadas, os resultados obtidos foram inferiores aos usualmente encontrados na literatura, $R^2 > 0,65$ e $E > 0,52$ (Srinivasan *et al.*, 1993 e 1998; Rosenthal *et al.*, 1995; Oliveira, 1999; Saleh *et al.*, 2000; e, Machado, 2002). Percebe-se, todavia, que apesar dos resultados mostrarem-se menos exitosos, a bibliografia consultada simulava médias mensais ou anuais de vazão, o que, a princípio, tenderia a dar em melhores correlações do que as achadas no estudo, que lidam com frequência de resultados diários.

Pode-se observar nas Figuras 7.1 a 7.4 que em diversos momentos há grande quantidade de lâmina média precipitada, mas não há resposta equivalente nas vazões observadas. Essas constatações podem ser resultantes da variabilidade espacial e temporal da chuva na bacia (por exemplo, meses de fevereiro e março de 1995) e da variação temporal da vazão, não medida quando há coleta de dados com periodicidade diária.

Agrega-se a isso o fato da análise de chuva-vazão observada nas figuras citadas serem tendenciosas por apresentarem médias ponderadas, o que não permite avaliar com precisão qual a lâmina precipitada em cada sub-bacia, podendo provocar a subestimativa de eventos de chuva quando observados pelas figuras.

Além disso, pela falta de dados disponíveis, houve a necessidade de utilização de informações da base de dados do modelo que, por sua vez, foi elaborada para regiões temperadas. Acrescenta-se a falta de alguns dados físicos da bacia que ampliaram

demasiadamente o número de parâmetros calibrados, o que dificultou a obtenção de resultados mais próximos da realidade observada.

7.2 – VERIFICAÇÃO DO MODELO

Os resultados obtidos na verificação do modelo podem ser observados nas Figuras 7.5 a 7.10 e Tabela 7.5, onde foi simulado o período de janeiro de 1997 a setembro de 2002.

Tabela 7.5 – Resumo dos resultados dos métodos utilizados para análise da verificação do modelo.

Resultados obtidos	Posto 51650000	Posto 51685000
Média do erro absoluto (MEA)	23,29	49,45
Coefficiente de Determinação (R^2)	37,39%	50,77%
Coefficiente de Eficiência (E)	-65,93	-48,97
Percentual de volume (V)	431,20%	367,81%

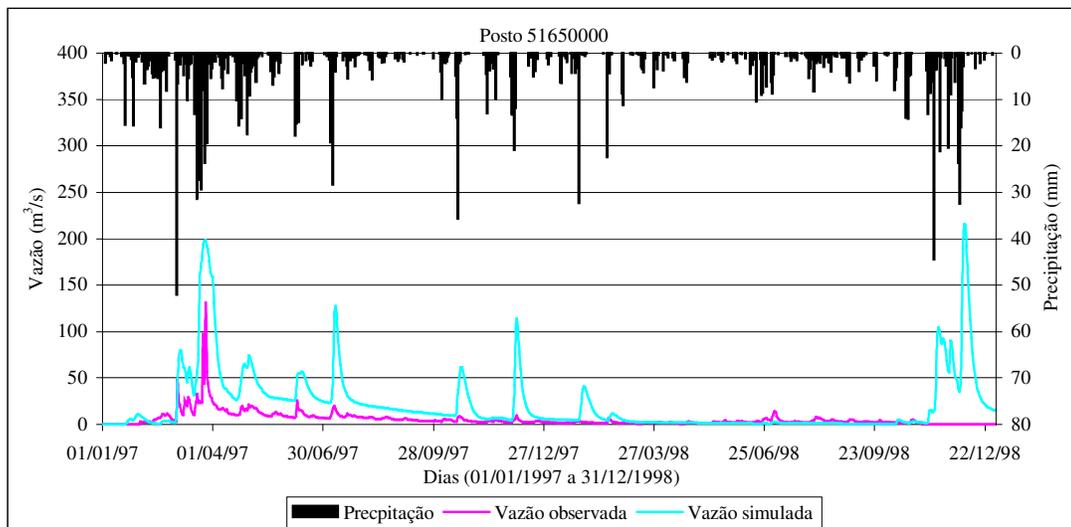


Figura 7.5 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.

Obs.: Note-se que não há registros de vazão observada para o posto 51650000 no período de janeiro de 1997 e novembro e dezembro de 1998, por isso foram desconsiderados dos cálculos e da Figura 7. 5.

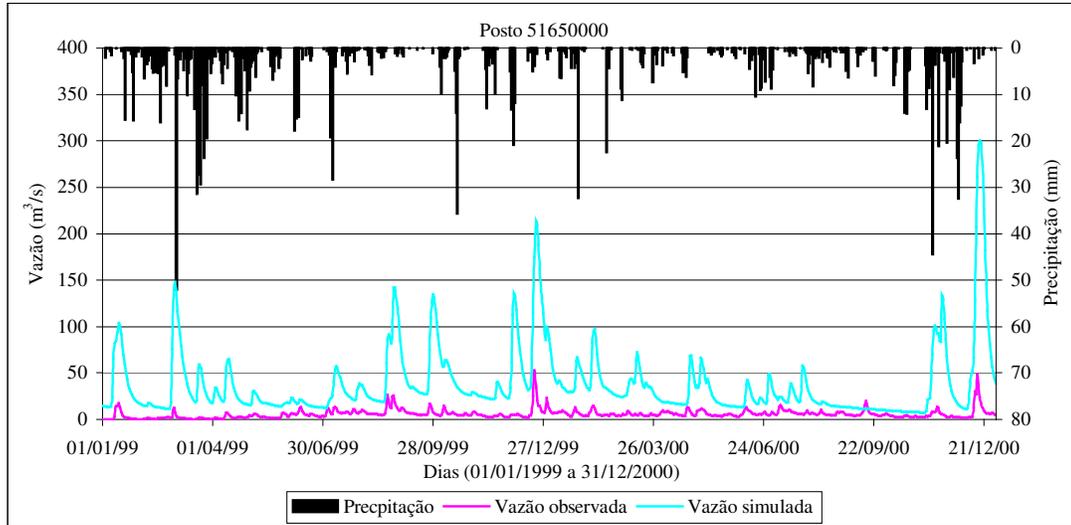


Figura 7.6 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.

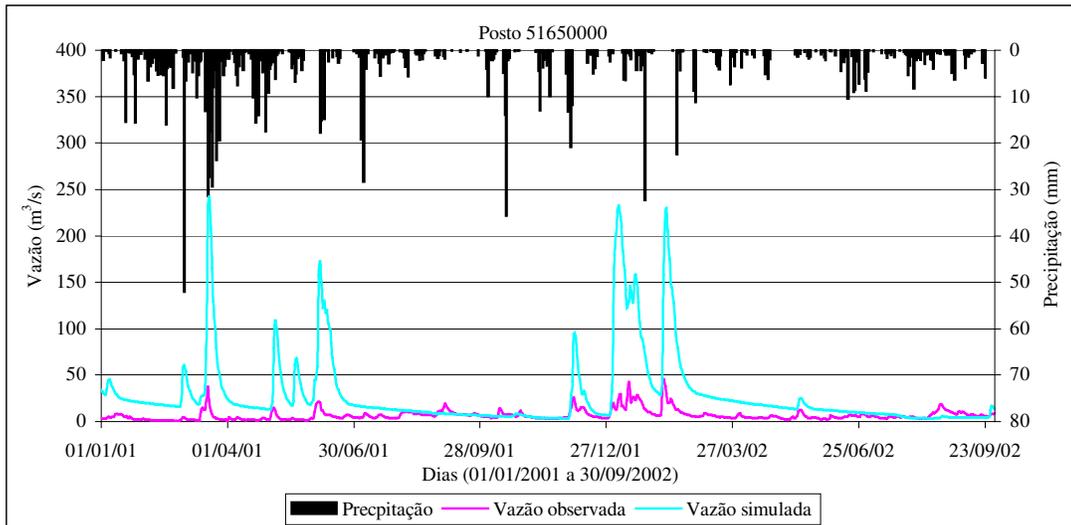


Figura 7.7 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51650000 no período de janeiro de 2001 a setembro de 2002.

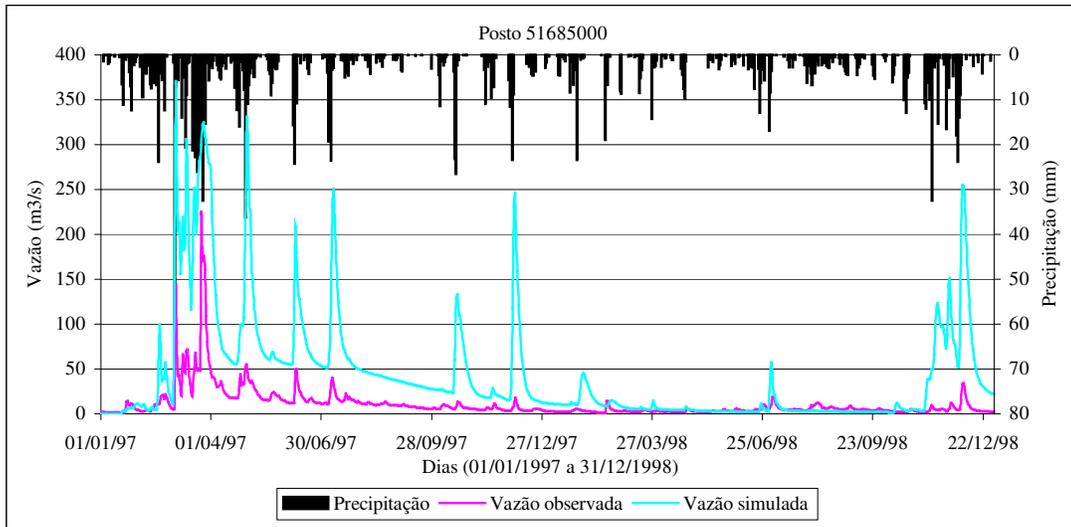


Figura 7.8 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 1997 a dezembro de 1998.

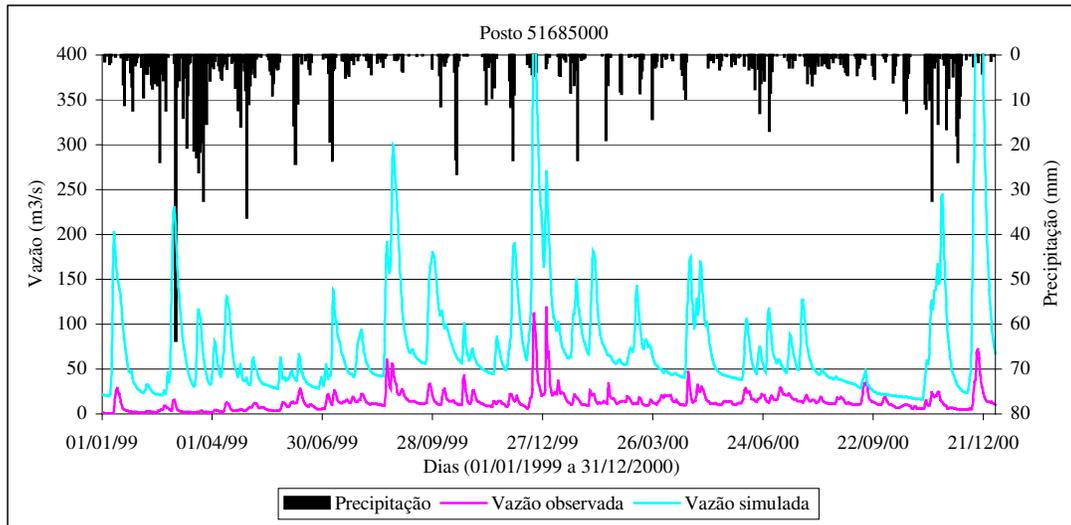


Figura 7.9 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 1999 a dezembro de 2000.

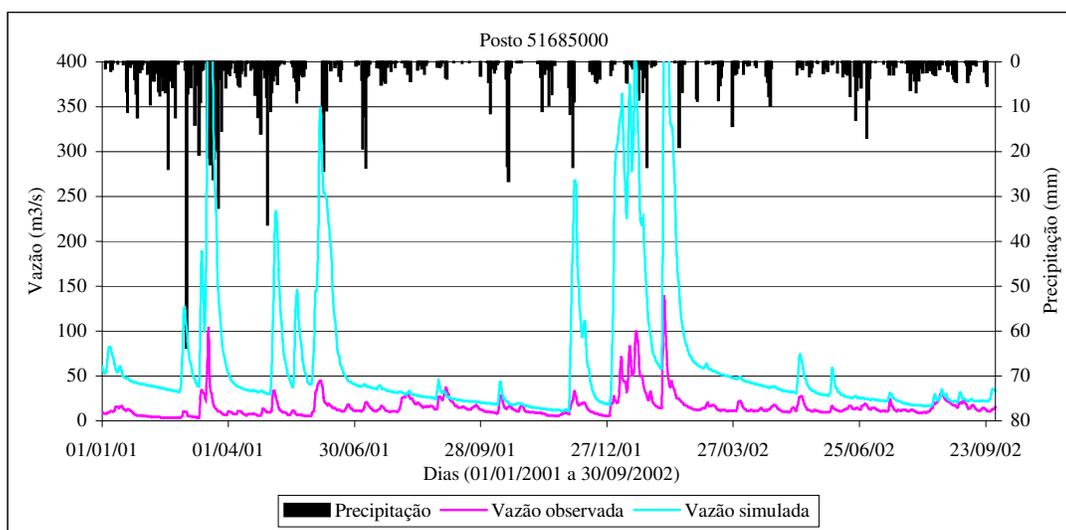


Figura 7.10 - Vazões observadas e simuladas pelo SWAT para o Posto 51685000 no período de janeiro de 2001 a setembro de 2002.

Pode-se observar pelos resultados obtidos que o modelo superestimou o volume escoado, porém se observa que as respostas aos eventos de chuva são em maior número nos meses de verificação, como se pode notar pelo coeficiente R^2 e pelas Figuras 7.5 a 7.10.

Nos períodos mais secos, como durante o ano de 1998 e alguns meses de 2001 e 2002, o modelo simula a vazão com similaridade ao observado, por ter sido calibrado para meses mais secos. Conseqüentemente, por tal motivo, o escoamento superficial e de base para os demais períodos, mais chuvosos, são superestimados.

Como a calibração foi realizada para meses secos, buscou-se reduzir a capacidade de armazenamento do solo, minimizar a evapotranspiração e elevar os números de curva (CN) para que a resposta ao escoamento superficial ocorresse corretamente, minimizando as perdas para o aquífero profundo e desconsiderando a ascensão capilar. Porém, quando ocorrem meses chuvosos, a resposta da bacia ao escoamento superficial e de base será elevada dada a incapacidade de armazenamento do solo, CNs altos e elevada contribuição para o aquífero raso.

7.3 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Para auxiliar na identificação dos parâmetros mais sensíveis, na Tabela 7.6 estão demonstrados os valores de variação aplicados aos parâmetros do modelo para análise de sensibilidade e os resultados obtidos para cada um dos métodos utilizados, durante a calibração, para cada posto fluviométrico existente na bacia.

É importante observar que os valores de referência aplicados para a elaboração dessa análise de sensibilidade do modelo foram aqueles adotados durante o processo de calibração. Esse fato é uma informação relevante para interpretação dos resultados obtidos. Acrescenta-se também o aspecto do teste ter sido realizado para os meses de março de 1993 a setembro de 1995.

A análise da Tabela 7.6 permite identificar que o modelo se mostrou mais sensível aos parâmetros – para o posto 5165000, em maior escala: CN (especialmente relacionado com uso do solo “pastagem”), SOL_AWC, SOL_Z e SOL_BD, e, em média escala: CN (para o cultivo de mandioca), FFCB, SOL_K, CANMX e ESCO. Para o posto 51685000 foram observados, em maior escala: CN (especialmente pastagem), SOL_AWC e SOL_Z, e, em média escala: SOL_BD e ESCO. Para os demais parâmetros analisados, o modelo se mostrou pouco sensível às alterações nos valores ajustados.

Deve-se destacar que a maioria das diferenças de comportamento encontradas comparando-se os resultados obtidos pelos dois postos se deve ao fato das sub-bacias de montante (1, 4, 5 e 6) terem sido calibradas para terem menor capacidade de armazenamento de água no solo, baixa evapotranspiração e perda de água para o aquífero profundo, além de altos valores de CN. As demais bacias, chamadas aqui de sub-bacias de jusante, foram ajustadas para terem maior capacidade de armazenamento de água no solo, maior perda de água para o aquífero profundo e valores de CN mais baixos, já que o clima da região é mais úmido, pela proximidade do oceano Atlântico.

Tabela 7.6 – Resultado da análise de sensibilidade realizada no modelo para os parâmetros selecionados.

Banco de Dados	Parâmetro	Valores de referência	Valores adotados	Posto 51650000				Posto 51685000				
				MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	
mgt	CN*	Variado	-4	-1,08	-28,24	-28,16	-121,89	-12,33	-14,92	-44,78	-31,55	
			+4	40,29	6,69	217,48	446,11	38,05	13,17	143,78	78,36	
	CN - PAST	75/61/75	-4	-1,80	-15,12	-20,39	-81,87	-11,11	-9,25	-37,81	-26,42	
			+4	33,09	-1,52	159,22	378,37	33,49	10,57	114,43	70,04	
	CN - CACA	79	-4	-0,36	-1,91	-4,85	-5,44	-0,76	-0,41	-4,48	-0,90	
			+4	0,36	3,13	6,80	9,07	1,07	0,77	5,97	1,47	
	CN - CAFÉ	79	-4	0,00	-0,22	0,00	-0,91	0,00	-0,16	0,00	-0,08	
			+4	0,00	0,65	0,97	2,33	0,00	0,36	0,00	0,17	
	CN - CIDA	72	-4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	-0,50	-0,08	
			+4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,08	
	CN - MAND	74/69/79	-4	-2,16	-7,25	-12,62	-33,29	-1,67	-2,98	-7,46	-4,06	
			+4	3,24	9,04	22,33	56,74	2,44	3,67	11,44	6,56	
	bsn	FFCB	1,05	-5 %	1,08	-0,43	1,94	-12,69	0,46	-0,14	0,00	-2,18
				+5%	-2,52	0,48	-2,91	25,52	-1,07	0,14	-0,50	3,71
SURLAG		3	-5 %	0,00	-0,26	-2,91	0,00	-0,30	0,33	-2,99	0,00	
			+5%	0,00	0,22	2,91	0,00	0,30	-0,38	2,49	0,00	
MSCO1		0,5	-5 %	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,00	
			+5%	0,00	-0,09	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	

(continua)

Tabela 7.6 – Resultado da análise de sensibilidade realizada no modelo para os parâmetros selecionados.

(continuação)

Banco de Dados	Parâmetro	Valores de referência	Valores adotados	Posto 51650000				Posto 51685000			
				MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)
bsn	MSCO2	1,5	-5 %	0,00	0,56	0,97	0,13	0,00	-0,49	1,00	0,00
			+5%	0,00	-0,74	-0,97	-0,13	-0,15	0,52	-1,49	-0,02
	MSX	0,2	-5 %	0,00	0,26	-0,97	0,00	0,00	0,05	-0,50	0,00
			+5%	0,00	-0,30	0,97	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,00
sol	SOL_AWC*	0,06/0,13/ 0,05	-5 %	-0,72	15,55	9,71	73,19	7,00	12,78	16,92	26,73
			+5%	-5,40	-11,03	-23,30	-153,63	-14,92	-5,04	-36,32	-38,89
	SOL_Z	variado	-5 %	16,19	-12,55	54,37	178,50	24,81	0,96	61,19	49,99
			+5%	-2,88	-3,78	-7,77	-67,62	-16,59	-0,74	-35,32	-34,47
	SOL_BD	1,2/1,3/ 1,35	-5 %	-6,47	11,82	-17,48	-111,14	7,76	7,39	15,42	14,50
			+5%	24,46	-31,28	90,29	239,25	7,46	-7,69	16,42	15,08
	SOL_K	0,30/1,0	-5 %	-0,72	-0,17	-0,97	-20,85	-1,07	-0,08	-1,99	-3,58
			+5%	1,08	0,26	1,94	38,21	1,98	0,19	2,99	6,31
gw	GW_DELAY	10	-5 %	0,00	0,26	0,00	0,39	0,00	0,19	0,00	0,08
			+5%	0,00	-0,26	0,00	-0,39	0,00	-0,19	0,00	-0,08
	ALPHA_BF*	0,0109/ 0,0088	-5 %	0,00	-1,17	-1,94	-4,40	-0,30	-0,90	-1,99	-0,75
			+5%	0,00	1,09	1,94	4,02	0,15	0,90	1,99	0,67
	GWQMN*	0	5								
			10	0,71	-1,23	-0,97	-116,20	1,51	-0,49	-1,52	-9,32

(continua)

Tabela 7.6 – Resultado da análise de sensibilidade realizada no modelo para os parâmetros selecionados.

(continuação)

Banco de Dados	Parâmetro	Valores de referência	Valores adotados	Posto 51650000				Posto 51685000				
				MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	
gw	GW_REVAP*	0	0,02									
			0,04	5,00	1,56	4,00	76,77	0,16	0,66	-4,44	-52,01	
	REVAPMN*	0	5									
			10	0,00	-0,26	0,00	3,88	0,45	-0,05	0,00	1,15	
	RCHRG_DP	0,01 /0,15	-5 %	0,00	-0,17	0,00	0,91	0,15	-0,22	0,00	0,48	
			+5%	0,00	0,13	0,00	-1,04	-0,15	0,19	0,00	-0,50	
hru	CANMX	0/0,5	+1									
			+2	20,80	-21,44	74,74	279,69	-7,52	-9,12	-17,37	-17,71	
	SLSUBBSN*	variado	-5 %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,00
			+5%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
	SLOPE*	variado	-5 %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			+5%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	OVN	variado	-5 %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,00
			+5%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
	ESCO*	1	-5 %	7,19	-13,99	18,45	11,92	12,63	0,05	25,87	18,88	
			-10%	7,55	-17,85	19,42	-33,55	1,67	0,11	-2,99	-7,12	
	EPCO	0,01	0,05									
			0,10	-0,36	-0,17	-0,97	-2,36	-0,46	-0,14	-1,01	-0,87	

(continua)

Tabela 7.6 – Resultado da análise de sensibilidade realizada no modelo para os parâmetros selecionados.

(continuação)

Banco de Dados	Parâmetro	Valores de referência	Valores adotados	Posto 5165000				Posto 51685000				
				MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	MEA (%)	R ² (%)	E (%)	V (%)	
sub	CH_K1	0	2,5									
			5	-1,09	-5,62	-6,19	-51,50	-2,81	-3,73	-10,67	-6,01	
	CH_N1	0,075	-10%	0,00	0,30	3,88	0,00	0,30	-0,55	3,48	-0,02	
			+10%	0,00	-0,48	-3,88	0,26	-0,46	0,41	-3,98	0,02	
rte	CH_K2	0	2,5									
			5	0,71	-13,59	-19,05	-50,58	-0,15	-2,76	-8,02	-2,87	
	CH_N2	0,075	-10%	0,00	1,26	2,91	0,91	0,15	-1,12	2,99	0,11	
			+10%	0,00	-1,56	-2,91	-1,04	-0,15	1,07	-3,48	-0,13	

*Parâmetros existentes na ferramenta de calibração do modelo

Obs.: Para análise de sensibilidade dos parâmetros considerados com valores zero durante a calibração, optou-se por adotar valores absolutos dentro do intervalo de variação de valores possíveis para o parâmetro. A análise de sensibilidade foi realizada comparando-se dois valores, em que o primeiro serviu como referência para o cálculo de sensibilidade do segundo.

Acrescenta-se a essas questões, o fato de que as vazões simuladas para cada posto fluviométrico são por média ponderada dos escoamentos ocorridos em cada HRU em função das suas áreas, o que pode justificar o aspecto de, muitas vezes, a sensibilidade ser mais acentuada para o posto 5165000 do que para o posto 5185000.

O modelo respondeu com grande sensibilidade à variação do parâmetro CN. Os números de curva adotados na seqüência pastagem, mandioca e cacau tiveram maiores impactos na sensibilidade do modelo. Avalia-se esses resultados em função das áreas das sub-bacias ocupadas por essas culturas. O uso pastagem está presente em todas as sub-bacias hidrográficas em grande quantidade e por isso se pode concluir que o impacto de alteração no CN utilizado seja grande. A mandioca também está em quase toda a bacia (em quantidade inferior à pastagem), justificando a questão de que entre as demais culturas tenha sido a que provocou maior impacto no modelo. O cacau, em terceiro lugar em porcentagem de área na bacia, concentra-se com maior área ocupada na sub-bacia 1, por isso se justifica também a sensibilidade do modelo ter sido superior para o posto 51650000 que o posto 51685000.

Salienta-se que a alteração dos parâmetros, especificamente os que têm influência na quantidade de água armazenada no solo, num intervalo de variação com valores constantes apenas alterando o sinal, pode não gerar valores simétricos. No caso dos resultados de sensibilidade do CN, por exemplo, pois há diversos processos e variáveis que são alteradas com a mudança no CN. Por exemplo, com o aumento do CN, aumenta o escoamento superficial, mas diminui a quantidade de água armazenada no solo que, por conseguinte, poderá vir a alterar o escoamento de base e a evapotranspiração. Logo, não é de se esperar que para cada valor de CN alterado ocorra a simetria dos resultados.

As mesmas observações podem ser utilizadas para identificar os motivos da sensibilidade do modelo ao FFCB. Além disso, a condição de umidade inicial do solo é importante principalmente quando se avaliam períodos secos, haja vista que pode levar um bom tempo para que a quantidade de água armazenada no solo consiga atingir a capacidade de campo, podendo gerar escoamento.

O modelo mostrou-se pouco sensível às alterações nos coeficientes utilizados para cálculo de propagação de vazão no canal pela Equação de Muskingum (MSK_CO1, MSK_CO2 e

MSK_X) e cálculo de escoamento superficial (SURLAG). A tendência observada é explicada pelo baixo volume de escoamento superficial no modelo como calibrado para a bacia do rio Jiquiriçá. Todos esses parâmetros apresentam reduzida influência no volume escoado, mas suas alterações provocam mudanças na forma do gráfico de vazão simulada. Entre os parâmetros para propagação de escoamento no canal, o MSK_CO2 foi o que se mostrou mais sensível, explicado pelo fato de se ter vazões baixas no período, o que vem a ter interferência direta do parâmetro.

Os parâmetros SOL_AWC, SOL_Z e SOL_BD interferem diretamente na capacidade de armazenamento do solo. Quanto menores os valores adotados, mais rápido será atingida a capacidade de campo, gerando escoamento. O contrário é verdadeiro também. Contudo, a depender do estágio de umidade e da capacidade de armazenamento da camada de solo, a diminuição desses parâmetros pode vir a acentuar o escoamento superficial minimizando o escoamento de base. Logo, a influência deste parâmetro no volume total escoado não é de forma direta e independente. Para a compreensão correta do que acontece, deve-se analisar cada HRU individualmente dia a dia. O SWAT não permite a análise diária, apenas anual, o que dificulta a compreensão do que está ocorrendo em cada HRU.

O parâmetro SOL_K interfere na quantidade que irá percolar da camada de solo da zona radicular para a zona intermediária. Quanto menor esse valor, mais tempo levará para que a água percole da zona radicular para a zona intermediária, para enfim, recarregar o aquífero provocando escoamento de base.

Salienta-se que o parâmetro GWQMN tem correlação direta com a vazão de base, pois o escoamento de base só é permitido a partir do momento em que a altura de água no aquífero raso ultrapassa a altura determinada pelo usuário para o parâmetro GWQMN. O aumento dos valores de GWQMN diminui a quantidade de escoamento de base.

Importa salientar que os parâmetros GW_REVAP e RCHRG_DP têm correlação direta com o REVAPMN dentro do modelo, pois tanto a ascensão capilar quanto a recarga do aquífero profundo só se fazem possíveis a partir do momento em que a altura de água no aquífero raso ultrapassa a altura determinada pelo usuário para o parâmetro REVAPMN. Essa interdependência explica os resultados baixos de sensibilidade do modelo às

mudanças no parâmetro REVAPMN, pois os valores adotados para GW_REVAP e RCHRG_DP são relativamente baixos.

Os parâmetros CANMX, ESCO e EPCO interferem diretamente na quantidade evapotranspirada. Por exemplo, quando os valores deles são alterados, no sentido de acentuar a evapotranspiração, as vazões simuladas podem diminuir ou aumentar, dependendo da situação de umidade do solo e pluviometria da região. O aumento nos valores destes parâmetros aumenta a evapotranspiração no primeiro momento; porém, há diminuição da água que se encontra armazenada no solo. Isso diminui a evapotranspiração no momento seguinte e irá interferir nos escoamentos superficiais e de base. É um sistema complexo de se avaliar ao envolver diversas variáveis interdependentes no processo.

O modelo mostrou-se pouco sensível aos parâmetros SLSUBBSN, SLOPE, OVN. É importante salientar que esses parâmetros interferem nos cálculos de vazão de pico (utilizado para o estabelecimento de potencial de erodibilidade do solo devido ao escoamento superficial) e das perdas por infiltração. Como os processos de erodibilidade e infiltração não foram simulados para a bacia, era de se esperar que o modelo se mostrasse pouco sensível a tais parâmetros.

Os parâmetros CH_N1 e CH_N2 influenciam no cálculo de vazão nos canais e tributários e velocidade do escoamento. Como as vazões no período são baixas, já era esperado que o modelo não se mostrasse muito sensível a alterações desses parâmetros.

O aumento dos valores de CH_K, tanto dos tributários como do canal principal, aumenta a perda por infiltração da lâmina d'água escoada superficialmente. Contudo, a lâmina infiltrada é responsável pela recarga do aquífero, logo as sub-bacias de jusante com maior ocorrência de eventos de chuva apresentam maiores valores de escoamento superficial e, portanto, maiores lâminas infiltradas que geram escoamento de base. Isso explica a questão do modelo ter se mostrado mais sensível a esses parâmetros nas sub-bacias de montante do que nas de jusante, pois nas de jusante haverá menor variação no volume total escoado.

Os resultados obtidos pela análise de sensibilidade, aplicada aos parâmetros ajustados para a bacia do rio Jiquiriçá, mostraram que o modelo é mais sensível aos parâmetros de solos

(FFCB, SOL_AWC, SOL_Z, SOL_BD e SOL_K), e aos que envolvem os processos de: evapotranspiração (CANMX, ESCO) e escoamento superficial (CN). Destes, os de maior sensibilidade foram: CN, SOL_AWC, SOL_Z e SOL_BD.

7.4 – O ASPECTO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Devido à falta de dados de qualidade de água observados para a bacia, não foi possível realizar uma análise deste aspecto com a utilização do SWAT.

Apesar da inexistência de dados suficientes para a calibração, foram realizadas a identificação e a estimativa de cargas poluidoras pontuais e difusas caracterizadas como mais relevantes para a bacia do rio Jiquiriçá. É importante lembrar que, como afirmado por Oliveira (1999), a definição de muitos dados e parâmetros utilizados neste estudo foi realizada com base em valores tabelados, alguns provenientes de regiões de clima temperado, o que pode implicar em estimativas grosseiras de valor.

Espera-se que a constatação de falta de dados possa ser utilizada como um incentivo à busca de melhoria das informações existentes por meio de implantação de monitoria de qualidade da água, identificando-se pontos de monitoramento permanentes com identificação da data de realização da coleta e da vazão do rio). É importante que os parâmetros analisados nas amostras sejam sempre os mesmos para permitir a análise de evolução no tempo.

É necessário identificar a importância do monitoramento do aspecto de qualidade de água principalmente no que diz respeito aos parâmetros considerados no desenvolvimento deste trabalho, acrescentando-se o fósforo e a salinidade como dois outros a serem analisados, especialmente se houver necessidade de implantação de reservatórios na bacia. O primeiro por estar vinculado a processos de eutrofização em lagos e reservatórios e o segundo por ser um dos fatores que dificultam o uso da água para a agricultura e para o abastecimento humano.

8.0 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A necessidade de conhecimento do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é essencial para o seu gerenciamento e planejamento. Neste estudo, buscou-se utilizar uma técnica de modelagem matemática de simulação associada à interface SIG, no intuito de auxiliar na gestão dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Jiquiriçá, no Estado da Bahia, a partir dos dados disponíveis.

Foi desenvolvida metodologia para coleta, processamento e tratamento das informações para inseri-las no modelo, em que se procuraram dados sobre os aspectos de qualidade e quantidade das águas da bacia investigada. Os dados referentes ao aspecto de qualidade de água mostraram-se insuficientes para possibilitar a calibração e a verificação do modelo pelo reduzido número de campanhas realizadas e diferenças entre os parâmetros analisados em cada campanha.

Procurou-se ajustar e verificar o modelo no aspecto quantitativo, o que resultou em vazões ajustadas próximas das observadas para os meses secos, mas superestimadas para os meses chuvosos. Os resultados demonstraram a necessidade de se avaliar melhor a distribuição espacial e temporal da chuva, a variação temporal da vazão e as informações existentes sobre as características da bacia.

A análise de sensibilidade demonstrou que os cinco parâmetros mais relevantes na calibração têm interferência direta na quantidade de água no solo (SOL_AWC, SOL_Z, SOL_BD) e no escoamento superficial (CN). Devido à importância desses parâmetros no modelo, recomenda-se que, para as características dos solos da bacia hidrográfica, sejam realizadas coletas de dados em campo na região de estudo. Para o parâmetro CN, recomenda-se um maior número de simulações para sua calibração.

Este trabalho contribuiu para a criação de base de dados de fácil acesso e visualização para os gestores da bacia, além de demonstrar que há uma grande deficiência de informações disponíveis essenciais ao gerenciamento da bacia e que impediram o sucesso da utilização do SWAT.

Neste contexto, serão abordadas algumas informações e recomendações sobre aspectos observados durante o processo de elaboração do estudo no intuito de contribuir para novos estudos.

Com relação à elaboração do MDE, recomenda-se a revisão da digitalização dos mapas e sua atualização para a situação atual, já que as bases foram construídas sobre levantamentos realizados na região pela SUDENE entre os anos de 1976 e 1977.

Sugere-se a padronização de coordenadas para utilização por todos os órgãos públicos federais e estaduais, o que facilitaria o processamento e troca de informações entre entidades e pesquisadores.

A região da bacia, como demonstrado no capítulo 5, apresenta quatro tipos climáticos distintos. Entretanto, apenas foram obtidas informações sobre uma única estação climatológica na bacia, o que pode ter gerado erros nos cálculos de evapotranspiração, pois certamente uma única estação não conseguiria refletir as variações climáticas presentes na bacia do rio Jiquiriçá. O uso de mais estações climatológicas poderia ter gerado, por exemplo, melhores resultados no preenchimento de falha dos dados pluviométricos com a utilização do gerador de clima. Recomenda-se que outras estações climatológicas possam ser implantadas na região, no mínimo, em cada uma dos quatro tipos climáticos, para que possam fornecer dados mais precisos e reais de cada região.

Recomenda-se que outros métodos de cálculo de evapotranspiração, disponibilizados pelo modelo, possam ser testados para observar o impacto dessa modificação nos resultados finais.

A metodologia de espacialização da chuva realizada pelo modelo, adotando o posto mais próximo ao centróide da sub-bacia, pode gerar bons resultados quando a bacia é de pequeno porte, apresenta pouca variação climática e tem uma boa densidade de rede climatológica. É necessário que essa metodologia seja avaliada para cada caso de estudo.

Sugere-se, também, o adensamento da rede de estações pluviométricas e fluviométricas e utilização de pluviógrafos e linígrafos nessas estações para que se possa analisar a variação espacial e temporal da chuva e da vazão, respectivamente. A rede de estações

pluviométricas deveria ter no mínimo 12 postos, se seguido a recomendação da OMM, que deveriam estar distribuídos de forma a representar a variabilidade espacial da chuva. A rede de estações fluviométricas deveria ser composta de, no mínimo, 4 postos, se seguido a indicação da OMM, em que recomenda-se a utilização dos dois postos já existentes e inclusão de mais dois: próximo à Santa Inês e próximo à Mutuípe (no rio Jiquiriçá Mirim).

Recomenda-se o cadastramento dos usuários de água bruta para que se tenha conhecimento de quanto de vazão é efetivamente retirada do rio diariamente e qual a demanda não possível de ser satisfeita devido à falta de água. Além disso, sugere-se a análise da variação de consumo durante os diversos períodos do ano. Aspectos esses que se tornarão de grande valia no futuro, principalmente, para a avaliação de pleitos de outorga e cobrança do uso da água da bacia hidrográfica.

Sugere-se o cadastramento dos efluentes domésticos, com indicação de vazão e composição química e bacteriológica, para que se possa avaliar corretamente as fontes pontuais de poluição. Sugere-se também a avaliação da localização e real contribuição do lixo para a poluição do rio Jiquiriçá e seus afluentes com indicação do volume de chorume produzido, composição química e bacteriológica, além de avaliação, por meio de sondagens, da possível contaminação do lençol freático.

É importante ressaltar que não foram analisadas duas fontes pontuais de poluição que podem ser relevantes na bacia: matadouros e indústrias. Os matadouros estão presentes em muitas sedes municipais e carecem de cadastro específico para sua identificação. A atividade industrial na bacia é incipiente, mas deverá ser cadastrada corretamente, pois havendo uma indústria com potencial poluidor qualquer, essa poderá afetar toda a bacia a jusante.

Por ser um item muito importante no modelo, as características dos tipos de solos existentes devem ser mais bem definidas com coleta de dados e pesquisa em campo. Os dados utilizados aqui foram coletados de bibliografias que abordavam os solos em linhas gerais, não específicos para a região, à exceção da SRHSH (1995), mas que, por outro lado, possui dados insuficientes para o nível de detalhe solicitado pelo SWAT.

Constatou-se que a identificação das diversas informações técnicas sobre as culturas exigidas pelo modelo não é de fácil obtenção. A base de dados do modelo apresenta culturas tipicamente cultivadas em clima temperado, e poucas são as comuns ao Brasil. A utilização da base de dados do modelo mostrou-se essencial para a utilização do SWAT no caso de estudo. Todavia, é necessário que estudos técnicos específicos sobre as culturas de interesse para a bacia sejam realizados para que os dados inseridos possam ser corretamente alterados para representar a realidade brasileira do cultivo dessas plantas.

Sugere-se que novos trabalhos realizem uma investigação mais ampla da sensibilidade, incluindo, no mínimo, três pontos de variação em cada sentido, por exemplo, -15%, -10% , -5%, +5%, +10% e +15%, para que se torne possível a análise de tendência de comportamento do modelo à mudança de cada parâmetro partindo sempre de um único referencial.

É importante salientar que os autores do modelo afirmam que o SWAT foi desenvolvido para utilizar informações de fácil aquisição, necessitando de pouca ou nenhuma calibração. Contudo, notou-se que essa afirmativa é apropriada para a realidade americana em que se utilizam as pesquisas de solo do SCS, mapas topográficos do USGS e pesquisas já conhecidas de tipos de cultura e manejo encontrados na base de dados do modelo, além de dados climatológicos obtidos pelo uso de radar. Na realidade brasileira, o usuário do modelo deve buscar todas essas informações de fontes distintas e, quando os dados estão disponíveis, casos raros, não se encontram no nível de detalhe exigido pelo modelo ou para o objetivo que o estudo se destina.

Seria desejável que em novas versões do SWAT possam ser incluídos componentes referentes à otimização e à análise de incerteza, para que possa ficar mais completo e haja maior facilidade em sua calibração. Num modelo tão complexo como o SWAT, é essencial que sejam analisadas as incertezas para que se possa avaliar corretamente seus resultados.

É importante que se valorize a necessidade de coleta de dados e monitoramento da bacia, para que essas informações possam vir a auxiliar em seu gerenciamento. Para a bacia do rio Jiquiriçá, são citadas e resumidas algumas recomendações

- monitoramento adequado e freqüente da qualidade de água da bacia com definição da rede (por exemplo: no encontro dos rios principais – Casca, Jiquiriçá Mirim, Contra Mão-; e próximo as cidades ao longo do rio), freqüência e parâmetros a serem monitorados (por exemplo, nitrogênio, OD, DBO, pH, e coliformes);
- coleta de informações específicas sobre as características do solo da bacia;
- cadastramento de usuários de água;
- regularização da coleta de dados de vazão e precipitação;
- adensamento da rede hidrometeorológica, climatológica e de qualidade de água com utilização, inclusive, de pluviógrafos e linígrafos;
- levantamento das áreas agropecuárias com informações de manejo;
- incentivo à pesquisa técnica sobre culturas com maior relevância na região;
- pesquisas hidrogeológicas para conhecimento das características dos aquíferos da região; e,
- levantamento batimétrico de seções relevantes do rio (por exemplo, próximo a Maracás, Santa Inês, Amargosa, Jiquiriçá e Laje), pois esse dados podem vir a interferir em simulações nas quais se pesquise sedimentos e qualidade de água.

Conclui-se que a utilização de modelos matemáticos complexos, que englobam informações específicas de diversas áreas do conhecimento, deve ser avaliada com base nos dados efetivamente disponíveis. Em situações de escassez de dados, utilizá-los pode dificultar a busca de informações de entrada no modelo, provocar lentidão e incertezas no ajuste e o resultado final pode se tornar inconsistente pelo número excessivo de dados estimados. Em casos similares, sugere-se a escolha de modelos mais simples, com menor número de dados requeridos e parâmetros a serem calibrados.

Acrescenta-se que uma das contribuições deste trabalho tenha sido fornecer informações sobre as dificuldades e adaptações necessárias para inserção de dados no SWAT e que podem ocorrer novamente em outros estudos.

Apesar das dificuldades, a utilização do modelo SWAT em ambiente SIG mostrou-se de grande flexibilidade e fácil uso, possuindo um número de componentes que permite simular processos relevantes numa bacia hidrográfica. A interface com o SIG facilita a entrada de dados e visualização dos resultados e potencializa a utilização do modelo. O

modelo encontra-se em constante desenvolvimento pelos autores, o que espera-se venha agregar mais base de dados e processos ao modelo.

Recomenda-se a utilização do SWAT quando da existência de dados disponíveis consistentes. Sugere-se que novas versões possam incluir processos ainda não contemplados, principalmente no aspecto de qualidade de água, como salinização e coliformes, problemas típicos da região semi-árida nordestina.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J.A., O'Connell, P. E. e Rasmussen, J. (1986a). "An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, -SHE, 1: history and philosophy of physically-based, distributed modeling system." *Journal of Hydrology*, 87, 45-59.
- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J.A., O'Connell, P. E. e Rasmussen, J. (1986b). "An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, SHE, 2: structure of a physically-based, distributed modeling system." *Journal of Hydrology*, 87, 61-77.
- Adams III, T. E. (2002). "Data and modeling: the future of water resources planning and management." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128 (1), 1-2.
- ANA - Agência Nacional de Águas (2001). "Bahia". *HIDROGEO - Base Cartográfica. Regiões e Estados do Brasil. Formato Shape. Região Nordeste. Série: Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, nº 7B (CD-ROM)*.
- ANA - Agência Nacional de Águas (2002). "Hidroweb." In: <http://hidroweb.ana.gov.br/Hidroweb>, em 09/2002.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica (2003). "Rede Básica Hidrometeorológica." In: <http://www.aneel.gov.br/121.htm>, em 06/05/2003.
- Aragão, L. A. O., Sarmiento, R. e Lisboa Jr., L. (2001). "Gerenciamento do aporte de fósforo a cursos d'água proveniente da aplicação de fertilizantes no solo em bacia hidrográfica com plantio comercial." *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Aracaju, Brasil (CD-ROM).
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Mutiah, R. S. e Williams, J. R. (1998). "Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development." *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1), 73 - 89.
- Ávila, C. J. C. P., Assad, E. D., Verdesio, J. J., Eid, N. J., Soares, W. e Freitas, M. A. V (1999). "Geoprocessamento da informação hidrológica." In: Freitas, M. A. V. (org.). *O Estado das Águas no Brasil*. ANEEL, MMA, SRH, MME, Brasília.
- Azevedo, G. T., Porto, R. L. L. e Zahed Filho, K. (1997). "Modelos de simulação e de rede de fluxo." In: Porto, R. L. L. (org.). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*, Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, Brasil, 165 - 237.

- Beasley, D. B., Huggins, L. F. e Monke, E. J. (1980). "ANSWERS: A model for watershed planning." *Transactions of the ASAE*, 23 (4), 938 - 944.
- Brasil. Ministério das Minas e Energia. Secretaria-Geral (1981a). *Projeto RADAMBRASIL. Folha SD. 24 Salvador: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*, MME/SG/Projeto RADAMBRASIL, Rio de Janeiro.
- Brasil (1981b). "Lei nº 6938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente." *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 02 de setembro de 1981.
- Brasil (1986). "Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional." *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 de setembro de 1986.
- Brasil (1997). "Lei nº 9433 de 08 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos." *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 09 de janeiro de 1997.
- Burrough, P.A.(1986). *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*, Clarendon, Oxford.
- CEE/ODU - Civil/Environmental Model Library (2002). "SWRRBWQ - Simulator of water resources in rural basin - Water quality." In: <http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html>, em 28/05/2002.
- Chow, V. T. (1964). *Handbook of Applied Hydrology*, McGraw-Hill, Inc., E.U.A.
- CIVJ - Consórcio Intermunicipal do Vale do Jiquiriçá (2001). *Fichas Temáticas - Recursos Hídricos*, Consórcio Intermunicipal do Vale do Jiquiriçá, Bahia.
- Conceição, A. J. (1981). *A Mandioca*, 3 ed., Nobel, São Paulo.
- Costa, F. J. L. (2003). *Estratégias de Gerenciamento de Recursos Hídricos no Brasil: Áreas de Cooperação com o Banco Mundial*, 1 ed., Banco Mundial, Brasília.
- CRA - Centro de Recursos Ambientais (2000). *Avaliação da Qualidade das Águas da Bacia do Recôncavo Sul. Relatório Técnico / Avaliação Ambiental*. CRA, Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia, Bahia (CD-ROM).
- CRA - Centro de Recursos Ambientais (2001). *Avaliação da Qualidade das Águas. Relatório Técnico / Avaliação Ambiental*. CRA, Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia, Bahia (CD-ROM).
- Daker, A. (1976). *A Água na Agricultura; Manual de Hidráulica Agrícola. Irrigação e Drenagem*. 5 ed., Freitas Bastos, Rio de Janeiro, v.3.
- Derísio, J. C. (1992). *Introdução ao Controle de Poluição Ambiental*. CETESB, São Paulo.

- DeCoursey, D. G. (1985). “Mathematical models for nonpoint water pollution control.” *Journal of Soil and Water conservation*, 40, 408-413.
- DeVries, J. J. e Hromadka, T. V. (1992). “Computer models for surface water.” In: Maidment, D. R.. *Handbook of Hydrology*, McGraw-Hill, Inc., E.U.A.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R e Arnold, J. G. (2002). *ArcView Interface for SWAT2000 – User’s Guide*, Texas Agricultural Experiment Station/USDA Agricultural Research Service, Texas, E.U.A.
- Eckhardt, K. e Arnold, J. G. (2001). “Automatic calibration of a distributed catchment model.” *Journal of Hydrology*, 251, 103-109.
- Economopoulos, A. P. (1993). *Assessment of Sources of Air, Water, and Land Pollution: a Guide to Rapid Source Inventory Techniques and their use in Formulating Environmental Control Strategies. Part one: Rapid Inventory Techniques in Environmental Pollution*. World Health Organization, Geneva, Suíça.
- EMBASA – Empresa Baiana de Águas e Esgoto S. A.. (2002). “Dados operacionais referentes aos sistemas de abastecimento de água e sistemas de esgotamento sanitário dos municípios da bacia do rio Jiquiriçá.” 26/06/2002. (*Mimeo*)
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1976). *I Curso Intensivo Nacional de Mandioca*, EMBRAPA, Cruz das Almas, Bahia.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solo (1999). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa Produção de Informações, Brasília; Embrapa Solos, Rio de Janeiro.
- Engel, B. A., Srinivasan, R., Arnold, J., Rewerts, C. e Brown, S. J. (1993). “Nonpoint source (NPS) pollution modeling using models integrated with geographic information systems (GIS).” *Water Science and Technology*, 28 (3-5), 685-690.
- Ewen, J., Parkin, G. e O’Connell, P.E. (2000). “SHETRAN: Distributed river basin flow and transport modeling system.” *Journal of Hydrologic Engineering*, 5 (3), 250 - 258.
- Figueiredo, E. E. e Bathurst, J. C. (2002). “Runoff and sediment yield predictions in a semiarid region of Brazil using SHETRAN.” *PUB. Kick-off Workshop of the IAHS decade on prediction in ungaged basins. Hydrological sciences on mission. Communications*, Brasília, Brasil.
- Góes, V. C. (2001). *Regionalização de Vazões no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado. Publicação MTARH-DM/038A. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.

- Gramacho, I. da C. P., Magno, A. E. S., Mandarino, E. P. e Matos, A. (1992). *Cultivo e Beneficiamento do Cacau na Bahia*. CEPLAC, Ilhéus, 124 p.
- Hall, M. J. (2001). “How well does your model fit the data?.” *Journal of Hydroinformatics*, 3, 49-55.
- Hardy, F. (ed) (1960). *Cacao Manual*. Inter-american Institute of Agricultural Sciences. Turrialba, Costa Rica.
- He, C., Shi, C. Yang, C. e Agosti, B. P. (2001). “A windows-based GIS-AGNPS interface.” *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (2), 395-406.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1999). *Levantamento de Recursos Naturais. Potencial dos Recursos Hídricos*. Ministério da Fazenda, Secretaria de Estado de Planejamento e Avaliação, Rio de Janeiro, Volume 24 - Suplemento, Folha SD-24 Salvador.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 – PNSB 2000*. IBGE, SEDU/PR, CEF, FUNASA. (CD-ROM).
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002a). “Censo Demográfico 2000.” In: <http://www.ibge.net/home/estatistica/populacao/censo2000>, em 03/07/2002.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002b). “Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA.” In: <http://www.sidra.ibge.gov.br>, em 07/2002.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002c). “Censo Agropecuário 1995-1996 - Bahia.” In: <http://www.ibge.net/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/>, em 07/2002.
- ICEA - Instituto Campineiro de Ensino Agrícola (1987). *Cultura do Café*. ICEA, Campinas, São Paulo.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 4º Distrito SEOMA (2002). “Dados de temperatura máxima média mensal, temperatura mínima média mensal, velocidade média mensal do vento, umidade relativa média mensal.” Salvador, Bahia. (*Mimeo*)
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Divisão de observação meteorológica (2003). *Relatório nº 018/DIOME/2003*. Brasília.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2002a). *LANDSAT data 7/ETM+*. *Path/row: 216/69*. Aquisição da imagem: 05/02/2000. Formato: Geotiff (CD-ROM).
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2002b). “SPRING: Tutorial de geoprocessamento.” In: <http://www.dpi.inpe.br/spring/teoria>, em 25/10/2002.

- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2002c). “Geoprocessamento para projetos ambientais.” In: http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/gis_ambiente/, em 25/10/2002.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2003). *Tutorial do SPRING*.
- Kite, G. W. e Kouwen, N. (1992). “Watershed modeling using land classifications.” *Water Resources Research*, 28 (12), 3193-3200.
- León, L. F., Soulis, E. D. Kouwen, N. e Farquhar, G. J. (2001). “Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach.” *Water Research*, 35 (4), 997-1007.
- Line, D. E., Coffey, S. W., Osmond, D. L. (1997). “WATERSHEDSS GRASS - AGNPS model tool.” *Transactions to the ASAE*, 40 (4), 971-975.
- Machado, R. E. (2002). *Simulação de Escoamento e de Produção de Sedimento em uma Microbacia Hidrográfica Utilizando Técnicas de Modelagem e Geoprocessamento*. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura, USP, Piracicaba, São Paulo.
- Maidment, D. R. (1992). *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, Inc. E.U.A.
- McKinney, D. C. e Cai, X. (2002). “Linking GIS and water resources management models: an object-oriented method.” *Environmental Modelling and Software*, 17, 413-425.
- Mota, S. (1995). *Preservação e Conservação de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial, Associação Brasileira de Instituições Financeiras de Desenvolvimento, Banco do Nordeste do Brasil.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. e Williams, J. R. (2002a). *Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2000*. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station, Texas, E.U.A.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. e Williams, J. R. (2002b). *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station, Texas, E.U.A.
- Novotny, V. e Olem, H. (1993). *Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold, N. Y., E. U. A..
- Ogden, F. L. Garbrecht, J. DeBarry, P. A. e Johnson, L. E. (2001). “GIS and distributed watershed models. II: Modules, interfaces, and models.” *Journal of Hydrologic Engineering*, Nov./Dec., 515-523.

- Oliveira, M. Q. C. (1999). *Impacto de Mudanças no Uso do Solo nas Características Hidrossedimentológicas da Bacia Hidrográfica do rio Joanes e sua Repercussão na Zona Costeira*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Faculdade de Geociências, Bahia.
- Organización Meteorológica Mundial (OMM) (1994). *Guía de Prácticas Hidrológicas. Adquisición y Proceso de Datos, Análisis, Predicción y Otras Aplicaciones*. 5ª ed., OMM.
- Pinto, N. de S., Holtz, A. C. T., Martins, J. A., Gomide, F. L. S. (1976). *Hidrologia Básica*. Ed. Edgard Blücher Ltda., São Paulo.
- Porto, R. L. L. (org.) (1991). *Hidrologia Ambiental*. Editora da Universidade de São Paulo / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, São Paulo, v. 3.
- Prado, H. (1996). *Manual de Classificação de Solos do Brasil*. 3 ed., FUNEP, Jaboticabal.
- r.answers (2002). "Menu-driven interface from GRASS to ANSWERS." In: http://www.geog.uni-hannover.de/grass/gdp/html_grass5/html/r.answers.html, em 28/05/2002.
- Ramos, F., Occhipinti, A. G., Reichardt, N. A. V. N. & K., Magalhães, P. C. e Cleary, R. (1989). *Engenharia Hidrológica*. ABRH, UFRJ, Brasil.
- Rode, M. e Frede, H. G. (1997). "Modification of AGNPS for agricultural land and climate conditions in central Germany." *Journal of Environmental Quality*, 26 (1), 165-172.
- Rosenthal, W. D., Srinivasan, R. e Arnold, J. G. (1995). "Alternative river management suing linked GIS-hydrology model." *Transactions of the ASAE*, 38 (3), 783-790.
- Saleh, A., Arnold, J. G., Gassman, P. W., Hauck, L. M., Rosenthal, W. D., Williams, J. R. e McFarland, A. M. S. (2000). "Application of SWAT for the upper north Bosque river watershed." *Transactions of the ASAE*, 43 (5), 1077 - 1087.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R. e Hauck, L. M. (2001). "Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources." *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (5), 1169-1188.
- Santos, A. L., Agência Nacional de Águas (2002). "Informações sobre dados disponíveis de estações pluviométricas e fluviométricas na região da sub-bacia 51." 19/12/2002. (Mimeo).

- SEAGRI – Secretaria de Agricultura, Irrigação e Reforma Agrária (2003a). “Mandioca.” In: http://www.seagri.ba.gov.br/mapa_agricola.asp?qact=prd&prdid=27, em 23/03/2003.
- SEAGRI – Secretaria de Agricultura, Irrigação e Reforma Agrária (2003b). “Café Conillon.” In: http://www.seagri.ba.gov.br/mapa_agricola.asp?qact=prd&prdid=7, em 23/03/2003.
- SEI - Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (2000). *Uso Atual das Terras: Bacia do rio Paraguaçu e Sub-bacias dos rios Jaguaripe e Jequiriçá*. SEI, Salvador, Bahia.
- SEI - Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (2001). *Especialização da Agricultura e Organização do Espaço Agrícola no Estado da Bahia*. SEI, Salvador, Bahia.
- SEI - Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (2002). *Base Cartográfica Digital. Estado da Bahia. Mapeamento Topográfico Sistemático 1: 100.000*. SEI, IBGE, SRH, Governo da Bahia, Salvador, Bahia (CD-ROM).
- Setti, A. A., Lima, J. E. F. W., Chaves, A. G. M e Pereira, I. C. (2001). *Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos*, ANEEL, ANA, Brasília.
- Silva Neto, P. J. (coord.) (2001). *Sistema de Produção de Cacao para a Amazônia Brasileira*. CEPLAC Belém,.
- SRHSH (1997). *Programa de Recuperação Ambiental da Bacia do rio Jequiriçá*. SRHSH, SEPLANTEC, SEAGRI, Bahia.
- SRHSH - Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Habitação, Superintendência de Recursos Hídricos do Governo do Estado da Bahia (1995). *Plano Diretor de Recursos Hídricos. Bacia do Recôncavo Sul*. SRHSH, Bahia.
- Srinivasan, R., Arnold, J., Rosenthal, W. e Muttiah, R.S. (1993). “Hydrologic modeling of Texas Gulf Basin using GIS.” In: International Association of Hydrological Sciences. *International GIS and environmental modeling*. Proceedings. 2 ed. Breckenridge, Colorado, 213-217.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., Arnold, J. G. e Bednarz, S. T. (1998). “Large area hydrologic modeling and assessment. Part II: model application.” *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1), 91 - 101.
- Toledo Filho, J. A., Thomaziello, R. A., Oliveira, E. G. e Costa, T. E. (2002). *Cultura do Café*. 5 ed., CATI, Boletim técnico, nº 193.
- Torrico, J. J. T. (1974). *Práticas Hidrológicas*. TRANSCON, Rio de Janeiro.

- Tucci, C. E. M.(1998). *Modelos Hidrológicos*. Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, Brasil.
- Tucci, C. E. M. (org). (2000). *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 2 ed., Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, Brasil.
- Tucci, C. E. M.(2002). *Regionalização de Vazões*. 1 ed., Ed. Universidade/UFRGS, Porto Alegre, Brasil.
- Van Griensven, A. e Bauwens, W. (2001). “Integral water quality modelling of catchments.” *Water Science and Technology*, 43 (7), 321 - 328.
- Vieira, L. S. (1975). *Manual da Ciência do Solo*. Ed. Agronômica Ceres, São Paulo.
- Von Sperling, M. (1996). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 2 ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- WATFLOOD (2002). “Distributed Hydrologic Modelling.” In:
<http://sunburn.uwaterloo.ca/Watflood/>, em 28/05/2002.
- WATFLOOD (2003). “Distributed Hydrologic Modelling.” In:
<http://www.civil.uwaterloo.ca/watflood/intro/intro.htm>, em 05/08/2003.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. e Anderson, W. P. (1989). “AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds.” *Journal of Soil and Water Conservation*, 44 (2), 168 - 173.
- Zveibil, V. Z. (coord.) (2001). *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. IBAM, Rio de Janeiro.

APÊNDICES

A – DADOS TABELADOS DE ENTRADA NO MODELO

As tabelas A.1 a A.8 indicam os dados de entrada do modelo adotados para a simulação da bacia do rio Jiquiriçá. São apenas aqueles alterados: os demais não são apresentados por não terem sido ajustados (adotou-se a indicação de valor inserida pelos autores do SWAT).

Tabela A.1 – Dados de entrada do arquivo referente às águas subterrâneas (gw.dbf)

SUBBASIN	SHALLST	DEEPST	GW_DELAY	ALPHA_BF	GWQMN	GW_REVAP	REVAPMN	RCHRG_DP	GWHT	GW_SPYLD
1	0,0000	1000,0000	10,0000	0,0109	0,0000	0,0000	0,0000	0,0100	2,0000	0,0030
2				0,0088				0,1500		
3										
4				0,0109				0,0100		
5										
6								0,1500		
7										
8				0,0088						

Tabela A.2 – Dados de entrada do arquivo referente à bacia (bsn.dbf)

DA_KM	SFTMP	SMTMP	SMFMX	SMFMN	TIMP	SNOCOVMX	SNO50COV
6683,407	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

SURLAG	FFCB	MSK_CO1	MSK_CO2	MSK_X
3,000	1,050	0,500	1,500	0,200

Tabela A.3 – Dados de entrada do arquivo referente a cada HRU (hru.dbf)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	HRU_FR	SLSUBBSN	SLOPE	OV_N	LAT_TTIME	LAT_SED	SLSOIL	CANMX	ESCO	EPCO
1	1	PAST	LVA alico-dist	0,1362965	24,390	0,145	0,030				0,000		
	2	CACA	LVA alico-dist	0,0394304			0,070				0,500		
	3	MAND	LVA alico-dist	0,0348772			0,080						
2	1	PAST	LVA alico-dist	0,0136479	60,976	0,052	0,030	0,000	0,000	30000,000	0,000	1,000	0,010
	2	PAST	LA alico	0,0079894			0,030						
	3	MAND	LVA alico-dist	0,0023922			0,080						
	4	MAND	LA alico	0,0010428			0,080						
	5	CIDA	LVA alico-dist	0,0012217			0,030						
	6	CIDA	LA alico	0,0033021			0,030						
3	1	PAST	LVA alico-dist	0,0104561	60,976	0,099	0,030	0,000	0,000	30000,000	0,500	1,000	0,010
	2	CACA	LVA alico-dist	0,0014845			0,070						
	3	CIDA	LVA alico-dist	0,0010202			0,030						
	4	CIDA	LA alico	0,0003077			0,030						
4	1	PAST	LVA alico-dist	0,0704154	60,976	0,080	0,030	0,000	0,000	30000,000	0,000	1,000	0,010
	2	PAST	LVA distrofico	0,0767450			0,030						
	3	MAND	LVA distrofico	0,0423702			0,080						
5	1	PAST	LVA alico-dist	0,1683078	60,976	0,063	0,030	0,000	0,000	30000,000	0,000	1,000	0,010
	2	MAND	LVA alico-dist	0,0549734			0,080						
6	1	PAST	LVA alico-dist	0,0329501	60,976	0,096	0,030	0,000	0,000	30000,000	0,500	1,000	0,010
	2	PAST	LVA alico	0,0570060			0,030						
	3	MAND	LVA alico	0,0313851			0,080						
	4	CAFE	LVA alico-dist	0,0045824			0,070						

(continua)

Tabela A.3 – Dados de entrada do arquivo referente a cada HRU (hru.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	HRU_FR	SLSUBBSN	SLOPE	OV_N	LAT_TTIME	LAT_SED	SLSOIL	CANMX	ESCO	EPCO
6	5	CAFE	LVA alico	0,0071153	60,976	0,096	0,070	0,000	0,000	30000,000	0,500	1,000	0,010
7	1	PAST	LVA alico-dist	0,0337201	36,585	0,112	0,030						
	2	MAND	LVA alico-dist	0,0063132			0,080						
8	1	PAST	LVA distrofico	0,0556432	60,976	0,068	0,030						
	2	PAST	PVA alico-dist	0,0859638			0,030						
	3	MAND	PVA eutrofico	0,0097929			0,080						
	4	MAND	LVA distrofico	0,0092474			0,080						

Tabela A.4 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 1 (mgt1.dbf)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	IGRO	NROT	NMGT	NCRP	ALAI	BIO_MS	PHU
1	1	PAST	LVA alico-dist	0	1		0	0,00	0,00	0,00
	2	CACA	LVA alico-dist	1			2	3,00		0,00
	3	MAND	LVA alico-dist	1			1	2,00		150,00
2	1	PAST	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	2	PAST	LA alico	0			0	0,00		0,00
	3	MAND	LVA alico-dist	1			1	2,00		150,00
	4	MAND	LA alico	1			1	2,00		150,00
	5	CIDA	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	6	CIDA	LA alico	0			0	0,00		0,00
3	1	PAST	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	2	CACA	LVA alico-dist	1			2	3,00		0,00
	3	CIDA	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
4	1	CIDA	LA alico	0			0	0,00		0,00
	1	PAST	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	2	PAST	LVA distrofico	0			0	0,00		0,00
5	3	MAND	LVA distrofico	1			1	2,00		150,00
	1	PAST	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	2	MAND	LVA alico-dist	1			1	2,00		150,00
6	1	PAST	LVA alico-dist	0	0	0,00	0,00			
	2	PAST	LVA alico	0	0	0,00	0,00			
	3	MAND	LVA alico	1	1	2,00	150,00			
	4	CAFE	LVA alico-dist	1	3	3,40	0,00			

(continua)

Tabela A.4 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 1 (mgt1.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	IGRO	NROT	NMGT	NCRP	ALAI	BIO_MS	PHU
6	5	CAFE	LVA alico	1	1	0	3	3,40	0,00	0,00
7	1	PAST	LVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	2	MAND	LVA alico-dist	1			1	2,00		150,00
8	1	PAST	LVA distrofico	0			0	0,00		0,00
	2	PAST	PVA alico-dist	0			0	0,00		0,00
	3	MAND	PVA eutrofico	1			1	2,00		150,00
	4	MAND	LVA distrofico	1			1	2,00		150,00

(continua)

Tabela A.4 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 1 (mgt1.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	BIO_MIN	BIOMIX	CN2	USLE_P	HUSC	ISCROP
1	1	PAST	LVA alico-dist	0,00	0,20	75,00	1,00	1	FALSO
	2	CACA	LVA alico-dist			79,00			
	3	MAND	LVA alico-dist			74,00			
2	1	PAST	LVA alico-dist			61,00			
	2	PAST	LA alico			61,00			
	3	MAND	LVA alico-dist			69,00			
	4	MAND	LA alico			69,00			
	5	CIDA	LVA alico-dist			72,00			
	6	CIDA	LA alico			72,00			
3	1	PAST	LVA alico-dist			61,00			
	2	CACA	LVA alico-dist			79,00			
	3	CIDA	LVA alico-dist			72,00			
	4	CIDA	LA alico			72,00			
4	1	PAST	LVA alico-dist			75,00			
	2	PAST	LVA distrofico			75,00			
	3	MAND	LVA distrofico			74,00			
5	1	PAST	LVA alico-dist			75,00			
	2	MAND	LVA alico-dist			74,00			
6	1	PAST	LVA alico-dist			75,00			
	2	PAST	LVA alico			75,00			
	3	MAND	LVA alico			74,00			
	4	CAFE	LVA alico-dist			79,00			

(continua)

Tabela A.4 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 1 (mgt1.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	BIO_MIN	BIOMIX	CN2	USLE_P	HUSC	ISCROP
6	5	CAFE	LVA alico	0,000	0,20	79,00	1,00	1	FALSO
7	1	PAST	LVA alico-dist			61,00			
	2	MAND	LVA alico-dist			69,00			
8	1	PAST	LVA distrofico			61,00			
	2	PAST	PVA alico-dist			75,00			
	3	MAND	PVA eutrofico			79,00			
	4	MAND	LVA distrofico			69,00			FALSO

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	YEAR	MONTH	DAY	MGT_OP	HEATUNITS	NCR	CNOP	FRT_LY1	FERT_ID	FRT_KG
1	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	1	1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
1	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		1	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		2	1	4	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		4	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		7	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		9	1	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		10	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		11	1	3	0,000	0	0,000	1,000	57	90,000
1	3	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	3	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
1	3	MAND	LVA alico-dist	MAND		6	1	1	360,000	1	74,000	0,000	0	0,000
1	3	MAND	LVA alico-dist	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
2	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	61,000	0,000	0	0,000
2	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	2	PAST	LA alico	PAST		1	1	1	360,000	12	61,000	0,000	0	0,000
2	2	PAST	LA alico	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	2	PAST	LA alico	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	3	MAND	LVA alico-dist	MAND	5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000	
2	3	MAND	LVA alico-dist	MAND	5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000	

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	YEAR	MONTH	DAY	MGT_OP	HEATUNITS	NCR	CNOP	FRT_LY1	FERT_ID	FRT_KG
2	3	MAND	LVA alico-dist	MAND	1	6	1	1	360,000	1	69,000	0,000	0	0,000
2	3	MAND	LVA alico-dist	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
2	4	MAND	LA alico	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	4	MAND	LA alico	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	4	MAND	LA alico	MAND		6	1	1	360,000	1	69,000	0,000	0	0,000
2	4	MAND	LA alico	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
2	5	CIDA	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	72,000	0,000	0	0,000
2	5	CIDA	LVA alico-dist	PAST		1	1	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
2	6	CIDA	LA alico	PAST		1	1	1	360,000	12	72,000	0,000	0	0,000
2	6	CIDA	LA alico	PAST		1	1	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	61,000	0,000	0	0,000
3	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		1	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		2	1	4	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		4	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		7	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		9	1	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		10	1	6	0,000	0	79,000	0,000	0	0,000
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA		11	1	3	0,000	0	0,000	1,000	57	90,000
3	3	CIDA	LVA alico-dist	PAST	1	1	1	360,000	12	72,000	0,000	0	0,000	

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	YEAR	MONTH	DAY	MGT_OP	HEATUNITS	NCR	CNOP	FRT_LY1	FERT_ID	FRT_KG
3	3	CIDA	LVA alico-dist	PAST	1	1	1	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
3	4	CIDA	LA alico	PAST		1	1	1	360,000	12	72,000	0,000	0	0,000
3	4	CIDA	LA alico	PAST		1	1	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
4	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	2	PAST	LVA distrofico	PAST		1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
4	2	PAST	LVA distrofico	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	2	PAST	LVA distrofico	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	3	MAND	LVA distrofico	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	3	MAND	LVA distrofico	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
4	3	MAND	LVA distrofico	MAND		6	1	1	360,000	1	74,000	0,000	0	0,000
4	3	MAND	LVA distrofico	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
5	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
5	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
5	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
5	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
5	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
5	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		6	1	1	360,000	1	74,000	0,000	0	0,000
5	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
6	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000	

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	YEAR	MONTH	DAY	MGT_OP	HEATUNITS	NCR	CNOP	FRT_LY1	FERT_ID	FRT_KG
6	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	1	1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	2	PAST	LVA alico	PAST		1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
6	2	PAST	LVA alico	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	2	PAST	LVA alico	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	3	MAND	LVA alico	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	3	MAND	LVA alico	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	3	MAND	LVA alico	MAND		6	1	1	360,000	1	74,000	0,000	0	0,000
6	3	MAND	LVA alico	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
6	4	CAFE	LVA alico-dist	CAFE		9	1	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	4	CAFE	LVA alico-dist	CAFE		10	1	3	0,000	0	0,000	1,000	55	240,000
6	5	CAFE	LVA alico	CAFE		9	1	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
6	5	CAFE	LVA alico	CAFE		10	1	3	0,000	0	0,000	1,000	55	240,000
7	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	61,000	0,000	0	0,000
7	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
7	1	PAST	LVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
7	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
7	2	MAND	LVA alico-dist	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
7	2	MAND	LVA alico-dist	MAND	6	1	1	360,000	1	69,000	0,000	0	0,000	
7	2	MAND	LVA alico-dist	MAND	7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000	
8	1	PAST	LVA distrofico	PAST	1	1	1	360,000	12	61,000	0,000	0	0,000	

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	YEAR	MONTH	DAY	MGT_OP	HEATUNITS	NCR	CNOP	FRT_LY1	FERT_ID	FRT_KG
8	1	PAST	LVA distrofico	PAST	1	1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	1	PAST	LVA distrofico	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	2	PAST	PVA alico-dist	PAST		1	1	1	360,000	12	75,000	0,000	0	0,000
8	2	PAST	PVA alico-dist	PAST		1	1	9	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	2	PAST	PVA alico-dist	PAST		12	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	3	MAND	PVA eutrofico	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	3	MAND	PVA eutrofico	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	3	MAND	PVA eutrofico	MAND		6	1	1	360,000	1	79,000	0,000	0	0,000
8	3	MAND	PVA eutrofico	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000
8	4	MAND	LVA distrofico	MAND		5	31	7	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	4	MAND	LVA distrofico	MAND		5	31	8	0,000	0	0,000	0,000	0	0,000
8	4	MAND	LVA distrofico	MAND		6	1	1	360,000	1	69,000	0,000	0	0,000
8	4	MAND	LVA distrofico	MAND		7	1	3	0,000	0	0,000	1,000	56	90,000

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	PEST_ID	TILLAGE_ID	HIOVR	HARVEFF	BMEAT	NDGRAZ	BMTRMP	WMANURE	IGFTYP
1	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	3	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	212	0	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	0	0,500	0,900	0,000	0	0,000	0,000	0
1	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
1	3	MAND	LVA alico-dist	MAND	0	0	1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0
2	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45
2	2	PAST	LA alico	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45
2	3	MAND	LVA alico-dist	MAND	0	0	1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0
2	4	MAND	LA alico	MAND	0	0	1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0
3	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	3	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	212	0	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	0	0,500	0,900	0,000	0	0,000	0,000	0
3	2	CACA	LVA alico-dist	CACA	0	45	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0
4	1	PAST	LVA alico-dist	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45

(continua)

Tabela A.5 – Dados de entrada do arquivo referente a manejo 2 (mgt2.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	HRU	LANDUSE	SOIL	CROP	PEST_ID	TILLAGE_ID	HIOVR	HARVEFF	BMEAT	NDGRAZ	BMTRMP	WMANURE	IGFTYP	
4	2	PAST	LVA distrofico	PAST	0	0	0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
4	3	MAND	LVA distrofico	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0,000	0
5	1	PAST	LVA alico-dist	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
5	2	MAND	LVA alico-dist	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0	
6	1	PAST	LVA alico-dist	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
6	2	PAST	LVA alico	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
6	3	MAND	LVA alico	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0	
6	4	CAFE	LVA alico-dist	CAFE			0,500	0,700	0,000	0	0,000	0,000	0	
6	5	CAFE	LVA alico	CAFE			0,500	0,700	0,000	0	0,000	0,000	0	
7	1	PAST	LVA alico-dist	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
7	2	MAND	LVA alico-dist	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0	
8	1	PAST	LVA distrofico	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
8	2	PAST	PVA alico-dist	PAST			0,000	0,000	150,000	365	150,000	87,000	45	
8	3	MAND	PVA eutrofico	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0	
8	4	MAND	LVA distrofico	MAND			1,000	1,000	0,000	0	0,000	0,000	0	

Tabela A.6 – Dados de entrada do arquivo referente às fontes de poluição pontuais para o período de 1993 a 1995 (pp.dbf)

SUBBASIN	FLOCNST	SEDCNST	ORGNCNST	ORGPCNST	NO3CNST	MINPCNST	NH3CNST	NO2CNST	BACTLPCNST
1	1489,92000	0,000	6,5184	1,490	0,000	3,166	8,381	0,000	18624000,000
3	107,52000		0,470	0,108		0,228	0,605		1344000,000
7	2124,16000		9,293	2,124		4,514	11,948		26552000,000

Tabela A.7 – Dados de entrada do arquivo referente às fontes de poluição pontuais para o período de 1997 a 2002 (pp.dbf)

SUBBASIN	FLOCNST	SEDCNST	ORGNCNST	ORGPCNST	NO3CNST	MINPCNST	NH3CNST	NO2CNST	BACTLPCNST
1	2.083,61	0,00	66,54	15,03	0,02	31,81	96,97	0,00	402.984.057,97
3	416,93		14,03	3,17	0,01	6,71	20,45		84.909.275,36
4	0,35		0,08	0,00	0,00	0,00	1,01		17.043.478,26
5	1,04		0,25	0,01	0,01	0,00	3,03		51.130.434,78
6	333,03		18,13	4,13	0,00	8,78	23,91		63.002.318,84
7	4.687,25		137,46	31,29	0,02	66,39	185,15		549.602.463,77
8	0,23		0,06	0,00	0,00	0,00	0,67		11.362.318,84

Tabela A.8 – Dados de entrada do arquivo referente às características físicas do canal (rte.dbf)

SUBBASIN	CH_W2	CH_D	CH_S2	CH_L2	CH_N2	CH_K2	CH_EROD	CH_COV	CH_WDR	ALPHA_BNK
1	40,000	4,000	0,003	61,888	0,075	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	65,000			18,478						
3	60,000			17,755						
4	30,000	3,000	91,173							
5	20,000		55,185							
6	30,000	0,004	21,610							
7	50,000	4,000	0,014	9,188						
8	55,000		0,003	4,420						

Tabela A.9 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos solos (sol.dbf)

SUBBASIN	SOIL	HYDGRP	SOL_ZMX	SOL_Z1	SOL_BD1	SOL_AWC1	SOL_K1	SOL_CBN1	CLAY1
1	LVA alico-di	B	250,00	250,00	1,20	0,06			
2	LVA alico-di	B							
2	LA alico	B	2500,00	2500,00					
3	LVA alico-di	B							
3	LA alico	B							
4	LVA alico-di	B	900,00	900,00			0,30		50,00
4	LVA distrofi	B			1,30	0,13		1,12	
5	LVA alico-di	B	1300,00	1300,00					
6	LVA alico-di	B	1000,00	1000,00					
6	LVA alico	B							
7	LVA alico-di	B							
8	LVA distrofi	B	2500,00	2500,00					
8	PVA alico-di	C							40,00
8	PVA eutrofic	C	1500,00	1500,00	1,35	0,05	1,00		35,00

(continua)

Tabela A.9 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos solos (sol.dbf)

(continuação)

SUBBASIN	SOIL	SILT1	SAND1	ROCK1	SOL_ALB1	USLE_K1	
1	LVA alico-di	20,00	30,00	0,00	0,20	0,08	
2	LVA alico-di						
2	LA alico						
3	LVA alico-di						
3	LA alico						
4	LVA alico-di						
4	LVA distrofi						0,12
5	LVA alico-di						0,08
6	LVA alico-di						0,07
6	LVA alico						0,08
7	LVA alico-di	0,12					
8	LVA distrofi	0,13					
8	PVA alico-di	40,00	50,00			0,14	
8	PVA eutrofic	15,00				0,14	

Tabela A.10 – Dados de entrada do arquivo referente às características das sub-bacias (sub.dbf)

SUBBASIN	HRUTOT	LATITUDE	ELEV	CH_L1	CH_S1	CH_W1	CH_K1	CH_N1
1	3	-13,264059	517,38	80,753	0,008	5,000	0,000	0,075
2	6	-13,132933	199,98	43,736	0,007	10,000	0,000	0,075
3	4	-13,195616	203,80	21,753	0,008	10,000	0,000	0,075
4	3	-13,024744	582,23	115,152	0,005	5,000	0,000	0,075
5	2	-13,340344	699,94	84,522	0,006	5,000	0,000	0,075
6	5	-13,354569	505,16	53,302	0,008	5,000	0,000	0,075
7	2	-13,103298	309,50	46,550	0,011	10,000	0,000	0,075
8	4	-13,035068	344,70	78,956	0,008	10,000	0,000	0,075

Tabela A.11 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos usos dos recursos hídricos para o período de 1993 a 1995 (wus.dbf)

SUBBASIN	WURCH1	WURCH2	WURCH3	WURCH4	WURCH5	WURCH6	WURCH7	WURCH8	WURCH9	WURCH10	WURCH11	WURCH12
1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabela A.12 – Dados de entrada do arquivo referente às características dos usos dos recursos hídricos para o período de 1997 a 2002 (wus.dbf)

SUBBASIN	WURCH1	WURCH2	WURCH3	WURCH4	WURCH5	WURCH6	WURCH7	WURCH8	WURCH9	WURCH10	WURCH11	WURCH12
1	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
8	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

B – DADOS INSERIDOS NA BASE DE DADOS DO MODELO

As tabelas B.1 a B.4 indicam os dados inseridos na base do modelo para ajustá-lo à simulação da bacia do rio Jiquiriçá. As tabelas demonstram apenas os dados alterados no modelo, os demais, não apresentados, não foram ajustados pois se adotou a indicação de valor inserida pelos autores do SWAT.

Tabela B.1 – Base de dados de uso e ocupação do solo com ênfase nos tipos de culturas (crop.dbf)

ICNUM	CPNM	IDC	CROPNAME	BIO_E	HVSTI	BLAI	FRGRW1	LAIMX1	CHTMX	RDMX	T_OPT	T_BASE	CNYLD	CPYLD
1	MAND	4	Mandioca	33,50	1,00	3,00	0,22	0,33	1,00	1,20	30,00	10,00	0,0007	0,0004
2	CACA	6	Cacau	39,00	0,50	3,00	0,15	0,05	5,00	3,00	24,00	10,00	0,0140	0,0016
3	CAFE	6	Cafe	39,00	0,50	3,00	0,15	0,05	4,00	3,00	20,00	18,00	0,0140	0,0016
6	FRST	7	Floresta	15,00	0,76	5,00	0,05	0,05	6,00	3,00	30,00	10,00	0,0015	0,0003
12	PAST	6	Pastagem	35,00	0,90	4,00	0,05	0,05	0,50	1,00	25,00	12,00	0,0234	0,0033
18	WATR	6	Água	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0000	0,0000

ICNUM	CPNM	IDC	CROPNAME	BN1	BN2	BN3	BP1	BP2	BP3	USLE_C	OV_N	CN2A	CN2B	CN2C	CN2D
1	MAND	4	Mandioca	0,0300	0,0300	0,0300	0,0024	0,0024	0,0024	0,400	0,15	67,00	77,00	83,00	87,00
2	CACA	6	Cacau	0,0240	0,0240	0,0240	0,0105	0,0070	0,0035	0,400	0,15	67,00	78,00	85,00	89,00
3	CAFE	6	Cafe	0,0470	0,0177	0,0138	0,0048	0,0018	0,0014	0,400	0,15	67,00	78,00	85,00	89,00
6	FRST	7	Floresta	0,0060	0,0020	0,0015	0,0007	0,0004	0,0003	0,004	0,80	36,00	60,00	73,00	79,00
12	PAST	6	Pastagem	0,0600	0,0231	0,0134	0,0084	0,0032	0,0019	0,003	0,10	49,00	69,00	79,00	84,00
18	WATR	6	Água	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,000	0,01	92,00	92,00	92,00	92,00

Tabela B.2 – Base de dados de uso e ocupação do solo com ênfase nos tipos de áreas urbanas (urban.dbf)

IUNUM	URBNAME	URBFLNM	FIMP	FCIMP	CURBDEN	URBCOEF	DIRTMX	THALF	TNCONC
3	CIDA	Area-urbana	0,120	0,100	0,240	0,180	225,000	0,750	460,000

IUNUM	URBNAME	URBFLNM	TPCONC	TNO3CONC	OV_N	CN2A	CN2B	CN2C	CN2D
3	CIDA	Area-urbana	196,000	6,000	0,100	57,00	72,00	81,00	86,00

Tabela B.3 – Base de dados de estações climatológicas (userwgn.dbf)

STATION	WELEV	RAIN_YRS
Itirucu	756,00	12,00

MÊS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
TMPMX	28,96	29,58	28,55	27,32	26,00	23,72	23,24	23,74	25,62	27,39	27,65	28,24
TMPMN	17,65	17,79	18,00	17,70	16,25	15,19	14,38	14,13	14,86	15,90	17,30	17,53
TMPSTDMX	1,34	1,05	1,53	1,39	1,27	0,47	0,92	1,33	1,45	1,39	0,98	1,08
TMPSTDMN	1,18	1,00	1,30	1,03	1,59	1,25	1,36	1,28	1,44	1,51	1,20	1,14
PCPMM	72,05	51,49	85,47	50,93	51,67	63,94	61,98	43,29	49,83	46,59	105,53	95,72
PCPSTD	6,35	5,41	6,93	3,85	3,68	4,28	3,74	3,09	4,49	4,84	11,41	9,30
PCPSKW	4,48	5,73	4,08	3,53	3,17	4,18	3,38	2,76	5,42	6,12	5,06	3,73
PR_W1	0,24	0,17	0,34	0,34	0,24	0,31	0,42	0,30	0,26	0,19	0,30	0,23
PR_W2	0,60	0,50	0,62	0,63	0,64	0,72	0,70	0,67	0,60	0,55	0,62	0,55
PCPD	12,00	8,43	17,00	14,09	13,08	16,30	18,09	14,45	12,45	9,83	12,58	10,00
RAINHHMX	1,10	1,50	1,10	0,80	0,60	0,90	0,60	0,30	0,90	1,10	2,80	2,00
SOLARAV	20,66	21,15	17,32	15,98	14,29	12,31	13,31	15,11	18,08	19,73	18,32	19,47
DEWPT	19,10	18,30	19,10	20,00	17,50	17,20	16,60	16,10	16,37	16,90	17,03	17,78
WNDVAV	2,35	2,34	2,21	2,28	2,20	2,28	2,23	2,44	2,58	2,74	2,58	2,47

Tabela B.4 – Base de dados de solos (usersoil.dbf)

SNAM	NLAYERS	HYDGRP	SOL_ZMX	ANION_EXCL	SOL_CRK	TEXTURE	SOL_Z1	SOL_BD1	SOL_AWC1
LA alico		B	2000,00			ARG/MUITO/BD	5000,00	1,2500	0,1900
LVA alico		B	2000,00			ARG/MUITO/BD	5000,00	1,2500	0,1900
LVA alico-dist		B	2000,00			ARG/MUITO/BD	5000,00	1,2500	0,1900
PVA alico-dist		C	2000,00			MEDIA/ARG/BD	5000,00	1,3500	0,1700
LVA distrofico		B	2000,00			ARGILOS/BD	5000,00	1,3000	0,1850
PVA eutrofico	1	C	1000,00	0,50	0,00	MEDIA/ARG/BD	2500,00	1,3500	0,1700
PVA distrofico		C	1000,00			MEDIA/ARG/BD	2500,00	1,3500	0,1700
PLSOL		A	500,00			MEDIA/ARE/ID	1250,00	1,5000	0,1175
C eutrofico		A	2000,00			MEDIA/BD	5000,00	1,4000	0,1300
Litolicos eutr		A	500,00			ARENOSA/AD	1250,00	1,6500	0,1000
Areia Quart-Ma		A	500,00			ARENOSA/ED	1250,00	1,6500	0,1000
Podzois hidrom		A	2000,00			ARENOSA/ED	5000,00	1,6500	0,1000

(continua)

Tabela B.4 – Base de dados de solos (usersoil.dbf)

(continuação)

SNAM	SOL_K1	SOL_CBN1	CLAY1	SILT1	SAND1	ROCK1	SOL_ALB1	USLE_K1
LA alico	0,7500	0,8500	70,0000	5,0000	25,0000	0,0000	0,2000	0,0846
LVA alico		1,4700	70,0000	5,0000	25,0000			0,0728
LVA alico-dist		1,1200	70,0000	5,0000	25,0000			0,0796
PVA alico-dist		0,9500	35,0000	15,0000	50,0000			0,1340
LVA distrofico		0,7300	50,0000	15,0000	35,0000			0,1246
PVA eutrofico		0,3900	35,0000	15,0000	50,0000			0,1382
PVA distrofico		1,1900	35,0000	15,0000	50,0000			0,1221
PLSOL	40,0000	0,4100	15,0000	15,0000	70,0000	0,1500	0,1531	
C eutrofico	8,0000	0,8300	20,0000	20,0000	60,0000		0,1537	
Litolicos eutr	50,0000	0,6400	15,0000	15,0000	70,0000		0,1507	
Areia Quart-Ma		0,5500	8,0000	2,0000	90,0000		0,0607	
Podzois hidrom		0,9500	8,0000	2,0000	90,0000		0,0574	

C – RELATÓRIO FOTOGRÁFICO

O relatório fotográfico foi realizado em visita a região da bacia do rio Jiquiriçá nos dias 19 e 20 de setembro de 2002.



Figura C.1-Sede municipal de Maracás.



Figura C.2 - Fonte que capta água da nascente do rio Jiquiriçá (Maracás).



Figura C.3- Maracás (sede municipal)
- fonte que capta água da nascente.



Figura C.4 - Açude do Peixe - rio Jiquiriçá.



Figura C.5 - Açude do Peixe com captação apenas para molhar a estrada.



Figura C.6 - Açude com captação para irrigação no caminho de Lajedo para Maracás.



Figura C.7 - Áreas ribeirinhas ao rio Jiquiriçá com cultivo de culturas irrigadas - próximo a Lajedo.



Figura C.8 - Vista da região no trecho de Lajedo para Maracás.



Figura C.9 - Rio Jiquiriçá visto da entrada da estrada para Irajuba saindo de Maracás.



Figura C.10 - Açude próximo ao povoado do Peixe.



Figura C.11 - Detalhe do bombeamento para irrigação no açude da Figura C.10.



Figura C.12 - Vista do açude da Figura C.10.



Figura C.13 - Açude encontrado no caminho de Maracás para Irajuba.



Figura C.14 - Outro açude no trecho entre Maracás e Irajuba.



Figura C.15 - Açude próximo a localidade de Fazenda Nova.



Figura C.16 - Barragem de concreto com vertedouro encontrada no caminho de Maracás para Irajuba.



Figura C.17 - Região no trecho entre Maracás e Irajuba



Figura C.18 - Cidade de Irajuba - o rio é intermitente e salobro neste trecho.



Figura C.19 - Lixo e drenagem pluvial / esgoto lançado nas margens do rio intermitente, mesmo local da ponte da Figura C.18.- Irajuba.



Figura C.20 - O rio antigamente passava por esse trecho - Irajuba.



Figura C.21 - Vale em Irajuba.



Figura C.22 - Matadouro de Irajuba. Os restos são jogados no leito do rio.



Figura C.2 - Açude na estrada de Irajuba para a BR 116.



Figura C.24 - Açude na estrada de Irajuba para a BR 116



Figura C.25 - Ponte na BR-116. Detalhe da ponte sob o rio Jiquiriçá e do vertedor.



Figura C.26 - Região do açude na BR-116.



Figura C.27 - Canal em construção em Jaguaquara, afluente do rio Jiquiriçá.



Figura C.28 - Observa-se ao fundo a situação anterior á construção do canal - Jaguaquara.



Figura C.29 - Trecho a jusante do canal, recebendo esgoto e lixo - Jaguaquara.



Figura C.30 - Lançamento de efluentes domésticos diretamente no afluente do rio Jiquiriçá - Jaguaquara.



Figura C.31 - Saída de Jaguaquara para Itaquara. Rio afluente do rio Jiquiriçá.



Figura C.32 - Chegada em Itaquara - a montante da ponte



Figura C.33 - Saída de Itaquara - rio Casca.



Figura C.34 - Trecho de Itaquara para Santa Inês.



Figura C.35 - Trecho de Itaquara para Santa Inês.



Figura C.36 - Açude no trecho de Itaquara para Santa Inês.



Figura C.37 - Ponte sobre o rio Jiquiriçá próximo a Santa Inês - vista de montante



Figura C.38 - Ponte sobre o rio Jiquiriçá próximo a Santa Inês - vista de jusante.



Figura C.39 - Rio Jiquiriçá passando dentro da cidade de Santa Inês.



Figura C.40 - Encontro dos rios Casca e Jiquiriçá em Santa Inês.



Figura C.41- Povoado “Volta do Rio” - rio Jiquiriçá.



Figura C.42 - Rio Jiquiriçá - região próxima a Ubaíra.



Figura C.43 - Rio Jiquiriçá - região próxima a Ubaíra.



Figura C.44 - Rio Jiquiriçá - região próxima a Ubaíra.



Figura C.45 - Rio Boqueirão afluente do Jiquiriçá - sede do município de Jiquiriçá.



Figura C.46 - Cachoeiras do rio Boqueirão - sede municipal de Jiquiriçá.



Figura C.47 - Rio Jiquiriçá - a jusante da ponte de acesso à cidade de Jiquiriçá.



Figura C.48 - Encontro dos rios Jiquiriçá e Boqueirão - sede municipal de Jiquiriçá.



Figura C.49 - Encontro dos rios Jiquiriçá e Boqueirão - sede municipal de Jiquiriçá.



Figura C.50 - Trecho do rio Jiquiriçá a aproximadamente 10 km a jusante da cidade de Jiquiriçá.



Figura C.51 - Localidade de Mutuípe.



Figura C.52 - Entrada da cidade de Mutuípe - rio Jiquiriçá - vista de montante



Figura C.53 - Entrada da cidade de Mutuípe - rio Jiquiriçá - vista de jusante.



Figura C.54 - Vista da cidade de Mutuípe



Figura C.55 - Rio Jiquiriçá no caminho de Mutuípe para Laje



Figura C.56 - Rio Jiquiriçá no caminho de Mutuípe para Laje



Figura C.57 - Rio Jiquiriçá - encontro de rios - caminho de Mutuípe para Laje



Figura C.58 - Rio Jiquiriçá - encontro de rios - caminho de Mutuípe para Laje



Figura C.59 - Rio Jiquiriçá próximo a cidade de Laje



Figura C.60 - Rio Jiquiriçá próximo a cidade de Laje



Figura C.61 - Ponte de acesso à cidade de Laje



Figura C.62 - Vista do rio Jiquiriçá e da ponte de acesso a cidade de Laje



Figura C.63 - Rio Jiquiriçá visto da cidade de Laje



Figura C.64 - Rio Jiquiriçá visto da cidade de Laje



Figura C.65 - A montante da ponte na saída do município de Laje - BR-101



Figura C.66 - A jusante do entroncamento na saída de Laje - ponte da BR-101

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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