



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA SIMULAR VAZÕES EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA EM ARACRUZ, ES**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2014

LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA SIMULAR VAZÕES EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA EM ARACRUZ, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.
Orientador: Roberto Avelino Cecílio
Coorientador: Sidney Sára Zanetti
Coorientador: Rodolfo Araujo Loos

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2014

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

O48a Oliveira, Laís Thomazini, 1989-
Aplicação do modelo SWAT para simular vazões em uma bacia
hidrográfica em Aracruz, ES / Laís Thomazini Oliveira. – 2014.
161 f. : il.

Orientador: Roberto Avelino Cecílio.
Coorientador: Sidney Sára Zanetti; Rodolfo Araujo Loos.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias.

1. Modelos hidrológicos. 2. Calibração. 3. Disponibilidade hídrica. I.
Cecílio, Roberto Avelino. II. Zanetti, Sidney Sára. III. Loos, Rodolfo
Araujo. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Agrárias. V. Título.

CDU: 630

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT PARA SIMULAR VAZÕES EM UMA
BACIA HIDROGRÁFICA EM ARACRUZ, ES**

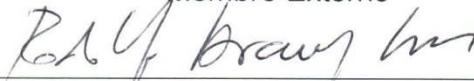
Lais Thomazini Oliveira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

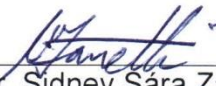
Aprovada em 21 de fevereiro de 2014.



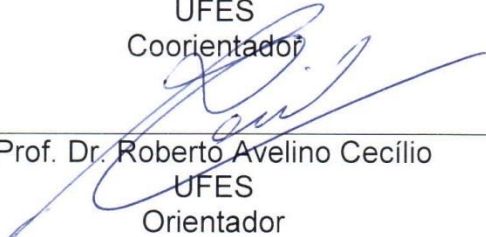
Prof. Dr. Marco Aurélio Costa Caiado
IFES – Campus de Vitória
Membro Externo



Dr. Rodolfo Araújo Loos
Fibra Celulose S.A.
Coorientador



Prof. Dr. Sidney Sara Zanetti
UFES
Coorientador



Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
UFES
Orientador

DEDICO

À minha querida mãe. É você quem me inspira a caminhar.

AGRADECIMENTOS

À Deus por sempre me privilegiar da companhia de pessoas maravilhosas e me proporcionar experiências e aprendizados inesquecíveis.

Aos meus pais, que não mediram esforços quando o assunto era minha educação. Aos meus irmãos, como toda minha família, pelo amor e amizade que nos une e pelos dias em que estivemos juntos.

Ao Tiago, pelo companheirismo, amor e carinho ao longo de mais uma caminhada e etapa da minha vida.

Aos meus amigos de vida que sempre me apoiaram, em especial minhas amigas Suessi e Rená. Aos amigos que a UFES me permitiu conhecer, e claro às minhas companheiras de república, Leninha e Carol.

Aos professores, pelos ensinamentos, que mais uma vez contribuíram no meu crescimento acadêmico.

Gostaria de agradecer especialmente meu professor Dr. Roberto Avelino Cecílio pela excelência na orientação e pela confiança depositada em mim. Também agradeço aos meus coorientadores pela disponibilidade para reuniões e conversas sobre o estudo.

Aos meus colegas de trabalho, do laboratório de Geoprocessamento, em especial, aos colegas Wesley, Danilo, Kaio e Helder, que sempre estiveram disponíveis para auxiliar nas minhas tentativas durante todo o meu trabalho.

À FAPES pela oportunidade de realizar um estágio técnico – científico na renomada *Texas A&M University*, na cidade de College Station, TEXAS, EUA.

Aos pesquisadores Ph D. Raghavan Srinivasan e Dr. Allan Jones pela acolhida na *Texas A&M University* e por todo auxílio no meu estudo com o SWAT.

Aos meus colegas brasileiros-internacionais, Danielle e Josimar, que foram fundamentais durante a minha pesquisa no tempo em que estive no Texas. Assim como, aos demais brasileiros que conheci em College Station e que tornaram minha temporada mais divertida e aconchegante. Obrigada por tudo!

À empresa Fibria Celulose S. A., na pessoa do pesquisador Dr. Rodolfo Araujo Loos, pela concessão do banco de dados para o estudo.

E por fim, e não menos importante, à CAPES pelo auxílio financeiro durante o período do mestrado.

*“Ao abrir mão, tudo é feito. O mundo é
ganho por quem se desapega, mas é
necessário você tentar e tentar. O mundo
está além da vitória.”*

Lao Tzu

RESUMO

OLIVEIRA, Laís Thomazini. **Aplicação do modelo SWAT para simular vazões em uma bacia hidrográfica em Aracruz, ES**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio. Coorientador: Prof. Dr. Sidney Sára Zanetti. Coorientador: Dr. Rodolfo Araujo Loos.

A realização de estudos hidrológicos em bacias hidrográficas advém da necessidade de se compreender os processos que controlam o movimento da água e os impactos do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos. A estimação desses processos e a quantificação de tais impactos tem sido realizada com base na utilização de modelos hidrológicos, principalmente naqueles computacionais. O modelo computacional SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi selecionado como a ferramenta básica para esse estudo em função do seu objetivo, que visa avaliar os efeitos da gestão sobre a água, sedimentos, nutrientes e pesticidas, e de estar sendo testado em diferentes países, com resultados satisfatórios. Do exposto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar a aplicabilidade do SWAT para a estimação de vazões em uma microbacia experimental (MBE) com área de 2,84 km², no município de Aracruz, ES. O principal uso da terra na MBE consistia no cultivo de eucalipto. Os índices estatísticos calculados para a calibração e validação do SWAT foram de magnitude suficiente para qualificá-lo como adequado e satisfatório para a simulação das vazões na MBE. Complementarmente à validação do modelo SWAT, foram simulados cenários hipotéticos de alterações no uso da terra, abrangendo o cultivo do eucalipto (três manejos distintos), além da pastagem e vegetação nativa, para avaliar o comportamento hidrológico da bacia. Realizaram-se análises das vazões médias, das vazões máximas associadas a diferentes períodos de retorno e das vazões mínimas de referência. Todos os cenários evidenciaram a sensibilidade do modelo às alterações da microbacia, sendo o cenário de pastagem o que proporcionou respostas mais significativas no incremento das vazões. Os resultados encontrados indicam que o SWAT é uma importante ferramenta para simular o efeito das mudanças ambientais sobre a hidrologia de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: modelo hidrológico, calibração, cenários, disponibilidade hídrica.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Laís Thomazini. **SWAT model application to simulate streamflow in an watershed in Aracruz, ES.** 2014. Dissertation (Master's degree in Forest Science) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio. Co-adviser: Prof. Dr. Sidney Sára Zanetti. Co-adviser: Dr. Rodolfo Araujo Loos.

The realization of hydrologic studies in watersheds comes from the need to understand the processes that control the movement of water and the impacts of the land use on water resources. The estimation of these processes and quantification of such impacts has been performed based on the use of hydrologic models. The computational model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) was selected as the basic tool for this study in function of its objective, which aims at assessing the effects of management on water, sediment, nutrients and pesticides, and because it has been tested in different parts of the world, with satisfactory results. In this context, the present study had the objective of assessing the applicability of SWAT to estimate streamflow in an experimental watershed (MBE) with an area of 2.84 km², in Aracruz, ES. The main land use in the MBE is eucalyptus. Statistical indices calculated during the calibration and validation processes indicated that SWAT was appropriate and of satisfactory performance for the simulation of streamflows in the MBE. Besides the validation of SWAT, hypothetic scenarios of land use were simulated to assess the hydrological behavior of the watershed, including three different managements of Eucalyptus, pasture and native vegetation. Analyses of the mean streamflows, the peak streamflows associated with different return periods and minimum reference streamflows were performed. All scenarios showed sensitivity of the model to changes in the land use pasture showed the most significant responses to the increase of streamflow. The results of this study indicate that SWAT is an important tool to simulate the effect of environmental change on the hydrology of watersheds.

Key-words: hydrologic model, calibration, scenarios, hydric availability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Componentes do ciclo hidrológico simulado pelo modelo SWAT.....	41
Figura 2 –	Ilustração conceitual da relação entre a incerteza no parâmetro e incerteza na previsão.....	49
Figura 3 –	Localização da MBE em estudo no município de Aracruz, ES.....	52
Figura 4 –	Modelo Digital de Elevação da MBE no município de Aracruz, ES.....	55
Figura 5 –	Sub-bacias delimitadas dentro da MBE no município de Aracruz, ES.....	56
Figura 6 –	Mapa de uso da terra da MBE no município de Aracruz, ES.....	57
Figura 7 –	Mapa de tipos de solo da MBE no município de Aracruz, ES.....	60
Figura 8 –	Distribuição geográfica da estação meteorológica Ar11 e os pluviômetros instalados nas localidades Ar13 e ArV, na MBE no município de Aracruz, ES.....	64
Figura 9 –	Mapa de declividade da MBE no município de Aracruz, ES.....	71
Figura 10 –	Exemplo de formação das HRU's.....	71
Figura 11 –	Série dos dados de precipitação, vazão e os respectivos períodos utilizados para as etapas da modelagem hidrológica pelo modelo SWAT na MBE no município de Aracruz, ES.....	73
Figura 12 –	Etapas para a avaliação da aplicabilidade do modelo SWAT.....	75
Figura 13 –	Série de dados de vazão média diária mensal e precipitação média mensal monitoradas na localidade ArV.....	88
Figura 14 –	Vazão média diária anual e precipitação média anual no período de 1997 a 2004, para MBE no município de Aracruz, ES.....	89
Figura 15 –	Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, sem calibração dos parâmetros.....	91
Figura 16 –	Correlação entre da vazão diária observada e a vazão diária simulada pelo modelo SWAT, no período entre 1997 e 2000, antes da calibração.....	92
Figura 17 –	Ranking de importância de 19 parâmetros do modelo SWAT para simulação da vazão da bacia hidrográfica em estudo.....	94
Figura 18 –	Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, com a calibração manual dos parâmetros.....	99
Figura 19 –	Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, após a calibração final.....	105
Figura 20 –	Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1997, após a calibração final.....	107

Figura 21 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1998, após a calibração final.....	108
Figura 22 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1999, após a calibração final.....	109
Figura 23 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2000, após a calibração final.....	110
Figura 24 – Correlação entre as vazões diárias observadas e as vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, no período entre 1997 e 2000, após a calibração final.....	112
Figura 25 – Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de da validação de 2001 a 2004, após a calibração final.....	116
Figura 26 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2001, na validação.....	118
Figura 27 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2002, na validação.....	119
Figura 28 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2003, na validação.....	120
Figura 29 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2004, na validação.....	121
Figura 30 – Correlação entre as vazões diárias observadas e as vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o período da validação.....	124
Figura 31 – Hidrograma das vazões médias diárias anuais simuladas para os cenários 1, 2, 3 e 5.....	128
Figura 32 – Hidrograma das vazões médias diárias anuais simuladas para os cinco cenários.....	129

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Os impactos das mudanças do uso terra relacionados com a escala espacial.....	28
Tabela 2 – Tipos de cobertura da terra existentes na MBE em estudo e a correlação com o banco de dados do SWAT.....	58
Tabela 3 – Parâmetros físicos e hidrológicos utilizados pelo SWAT na caracterização dos solos.....	61
Tabela 4 – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo no município de Aracruz, ES.....	62
Tabela 5 – Parâmetros meteorológicos calculados a partir dos dados da estação meteorológica Ar11.....	67
Tabela 6 – Estação meteorológica e pluviômetros da MBE em estudo no município de Aracruz, ES.....	68
Tabela 7 – Classificação dos resultados dos índices de qualidade da simulação da vazão média mensal pelo modelo SWAT.....	79
Tabela 8 – Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade.....	81
Tabela 9 – Classificação dos resultados da qualidade da simulação da vazão diária simulada pelo modelo SWAT.....	83
Tabela 10 – Resultado final da estatística de verificação da simulação de vazões diárias antes da calibração do modelo.....	93
Tabela 11 – Parâmetros calibrados manualmente com os respectivos limites inferiores e superiores, o valor padrão utilizado pelo modelo SWAT, e o valor calibrado manualmente.....	97
Tabela 12 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária após a calibração manual dos parâmetros do modelo.....	100
Tabela 13 – Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado..	101
Tabela 14 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária após a calibração final dos parâmetros do modelo.....	113
Tabela 15 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária para o período da validação do modelo.....	124
Tabela 16 – Vazões médias diárias anuais simuladas pelo modelo SWAT, e vazões máximas e mínimas de referência estimada pelo software SISCAH.....	130

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1	DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	18
3.2	A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO DO USO DA TERRA.....	21
3.3	INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NO REGIME HIDROLÓGICO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	23
3.4	MODELOS HIDROLÓGICOS.....	30
3.5	SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL – SWAT.....	35
3.5.1	Ciclo hidrológico.....	39
3.5.2	Evapotranspiração.....	41
3.5.3	Escoamento superficial e vazão de pico.....	42
3.5.4	Análise de sensibilidade, calibração e validação.....	45
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	49
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO.....	49
4.2	SISTEMAS COMPUTACIONAIS.....	50
4.3	DADOS DE ENTRADA NO MODELO SWAT.....	51
4.3.1	Topografia.....	52
4.3.2	Uso da terra e manejo.....	54
4.3.3	Solos.....	57
4.3.4	Dados meteorológicos.....	61
4.4	MODELAGEM COM O SWAT.....	67
4.4.1	Inserção dos dados no SWAT.....	67
4.4.2	Separação de séries para a modelagem.....	70
4.5	PRODECIMENTO DE AVALIAÇÃO DO MODELO SWAT.....	72
4.5.1	Índices estatísticos.....	74
4.5.2	Análise de sensibilidade do modelo SWAT.....	77
4.5.3	Calibração e validação do modelo SWAT.....	80
4.6	ANÁLISE DE CENÁRIOS.....	82
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	85
5.1	MONITORAMENTO.....	85
5.2	AVALIAÇÃO DO MODELO SWAT.....	88
5.2.1	Sem calibração.....	88

5.2.2	Análise de sensibilidade	92
5.2.3	Calibração.....	94
5.2.4	Validação	113
5.3	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	125
6	CONCLUSÃO	136
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	138
	APÊNDICES.....	151

1 INTRODUÇÃO

A água, dotada de valor econômico, é tratada como um recurso hídrico e sua escassez, em decorrência do seu mau uso e gerenciamento, está aumentando a competição e gerando conflitos entre os diferentes usuários. É cada vez mais forte o interesse e a necessidade de se estabelecer políticas adequadas de gestão do uso da terra e dos recursos naturais, devido à aceleração dos processos de alteração da paisagem pelo homem e seus reflexos em termos de um gradativo aumento da escassez de água e da degradação das bacias hidrográficas.

A conservação dos recursos hídricos está intimamente relacionada ao uso adequado do solo e cobertura vegetal. Existe uma interrelação delicada entre o uso da terra, do solo e da água. O que quer que aconteça a um, afetará os outros (LIMA, 2008). Quando ocorre alguma interferência nessa dinâmica, os efeitos afetam o sistema como um todo. Quando as modificações são compatíveis à capacidade de suporte dos ecossistemas, a produção de água é sustentada; entretanto, quando as modificações são de maior grau de deterioração, refletem na quantidade, qualidade e regime dos recursos hídricos.

Quando se fala em quantidade e qualidade de água, devemos associar as florestas com a produção de água. O Brasil é um país florestal, com 463 milhões de hectares (54,4% do seu território) de florestas naturais e plantadas, o que representa a segunda maior área de florestas do planeta, atrás apenas da Rússia (SFB, 2013). Dentro do setor florestal brasileiro, 98,5% são florestas naturais, enquanto 1,5% são florestas plantadas.

As florestas plantadas vem conquistando cada vez mais espaço no Brasil, e a preocupação quanto ao desenvolvimento da silvicultura está relacionada com as consequências dos possíveis impactos provenientes da atividade florestal sobre a disponibilidade hídrica e qualidade da água, provocados principalmente pela exportação de nutrientes e sedimentos pelo escoamento superficial e pelo consumo de água no metabolismo das espécies arbóreas (GUIMARÃES et al., 2010).

O uso da terra, com alteração da cobertura vegetal, constitui-se num dos fatores mais importantes que afetam a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas. Os principais processos hidrológicos influenciados diretamente pelas mudanças no uso da terra são a evapotranspiração, a vazão e indiretamente a

capacidade de infiltração. Se a capacidade de infiltração é reduzida, isso pode levar a escassez de água em períodos de seca, mesmo em regiões onde a água é geralmente abundante (LIMA, 2008). Portanto, um bom programa de conservação da água deve ser fundamentado no conhecimento dos possíveis efeitos da variação da cobertura do solo sobre o regime hidrológico.

A identificação de causas e a quantificação da magnitude da degradação da quantidade e qualidade da água, especialmente no setor agroflorestal, tem sido alvo de estudo em muitos países, com os objetivos de estabelecer procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar técnicas que permitam garantir um aumento de produtividade florestal e a otimização de uso da água (MENEZES et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2010).

Por esse motivo, diversos autores nacionais e internacionais utilizam microbacias hidrográficas experimentais para análise dos efeitos hidrológicos das atividades desenvolvidas em seu interior sobre a quantidade de água, identificando possíveis alterações no regime hidrológico (HEWLETT e HIBBERT, 1967; HIBBERT E TROENDLE, 1988; ZHANG et al., 2001; BROWN et al., 2005; FARLEY et al., 2005; CALDER, 2007; IPEF, 2008).

Os estudos realizados em microbacias hidrográficas experimentais têm como foco a avaliação dos efeitos do uso da terra sobre os recursos hídricos, em termos do balanço hídrico da microbacia, de variáveis físicas e químicas da água e do regime de vazão (IPEF, 2008). Uma das formas mais comuns de avaliação do comportamento hidrológico de microbacias hidrográficas consiste do desenvolvimento e aplicação de modelos com abordagem física, com auxílio de técnicas de mapeamento (VIOLA et al., 2009).

A simulação do comportamento hidrológico por meio da modelagem consiste em uma das principais ferramentas na gestão dos recursos hídricos, devido à possibilidade de predição das vazões. Sendo assim, os modelos hidrológicos possuem grande potencial para estimar quantitativamente a variação de vazão provocada por alterações no uso do solo, permitindo prever o impacto de modificações na bacia.

Dentre os diversos modelos hidrológicos, destaca-se o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998), desenvolvido na década de 90 nos Estados Unidos, pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e *Texas A&M University*. O modelo SWAT foi desenvolvido para simular o impacto das

alterações do uso, tipo e manejo do solo no escoamento, produção de sedimentos, carga de poluentes e qualidade da água em bacias hidrográficas. O modelo tem sido aplicado mundialmente (Gassman, 2007), com mais de 1400 publicações (Srinivasan, 2013) já realizadas.

A aplicação do SWAT em uma pequena escala vem se destacando devido a sua possibilidade de análises integradas dos processos hidrológicos com o uso da terra. Adicionalmente, uma base de dados obtida pelo monitoramento em microbacias hidrográficas experimentais, é determinante na avaliação dos processos que ocorrem no ambiente, buscando entender as interações entre o uso da terra e a água. Além de que, esse monitoramento hidrometeorológico permite conhecer indiretamente os parâmetros envolvidos no ciclo hidrológico, e fornecer indicações a respeito de mudanças desejáveis ou indesejáveis que estejam ocorrendo com os recursos hídricos, como consequência das práticas de manejo.

O modelo SWAT é considerado como um modelo hidrológico promissor, pois, apesar de ser um modelo desenvolvido nos Estados Unidos, é possível utilizá-lo em condições brasileiras, viabilizando as informações necessárias. Por meio de uma análise na literatura existente, constataram-se algumas aplicações do SWAT em diferentes escalas das bacias hidrográficas brasileiras, como os de Machado e Vettorazzi (2003) (59,73 km²); Guarrido (2003) (6900 km²); Lopes (2008) (0,15 km², 0,24 km², 0,1 km², 0,21 km², 0,082 km², 2,34 km², 8,56 km²); Sarmiento (2010) (825 km²); Durães et al. (2011) (10.200 km²); Strauch et al. (2012) (215 km²); Lelis et al. 2012 (54,22 Km²); Paim e Menezes (2009) (2840 km²); Carvalho Neto et al. (2011) (13,5 km² e 3,3 km²); Uzeika et al. (2012) (1,19 km²); Bonumá et al. (2013) (4,8 km²), dentre outros.

Diante do exposto, o entendimento de alguns processos hidrológicos deve passar, necessariamente, pelo crivo da experimentação científica. Sendo assim, a aplicação do modelo SWAT em microbacias experimentais que possuam um banco de dados detalhado sobre suas características de solos, topografia, clima, culturas e manejo, torna-se uma possibilidade para se averiguar o comportamento hidrológico da microbacia sobre a disponibilidade e qualidade da água, que por sua vez, são condições imprescindíveis para a produção de água constante.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT na predição de vazões em uma microbacia hidrográfica, localizada no município de Aracruz, Espírito Santo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar a vazão da MBE em estudo a partir de dados de solo, cobertura vegetal e clima;
- Identificar os parâmetros de entrada com maior influência no modelo (análise de sensibilidade);
- Verificar a possibilidade de melhoria das simulações da vazão na MBE por meio de calibração do modelo;
- Validar o modelo SWAT na mesma microbacia, para um período distinto daquele usado na calibração;
- Avaliar outros cenários a partir do estudo do cenário atual de uso da terra, quanto à predição de vazões.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Embora a água seja um recurso renovável, é também um recurso finito e de ocorrência aleatória, com distribuição irregular no tempo e no espaço. A gestão sustentável da água representa uma visão integrada sobre a utilização dos recursos hídricos e disponibilidade de água em quantidade e qualidade. O gerenciamento de recursos hídricos vem sendo exigido por lei, com o objetivo de disciplinar e melhorar o manejo da água, evitando ou minimizando conflitos e melhorando sua disponibilidade no aspecto qualitativo e quantitativo.

A análise do regime de vazão e da qualidade da água de um curso d'água fornece informações importantes sobre o estado de equilíbrio da bacia hidrográfica, pois a água, ao passar pelos compartimentos que compõem o ecossistema, interage com vários elementos, tendo com isso as suas características e a proporção dos processos hidrológicos modificadas (FIGUEIREDO e HONDA, 2008).

Neste contexto, destaca-se a importância do monitoramento hidrológico, o qual possibilita determinar os valores adequados de vazões de referência para a caracterização da disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica, auxiliando os gestores na definição das prioridades de uso e o possível manejo das bacias hidrográficas.

Um dos maiores desafios em hidrologia é o de conhecer adequadamente o comportamento dos processos hidrológicos. Pruski, Silva e Koetz (2002), observaram que a caracterização desses processos hidrológicos geralmente fica restrita a um caráter qualitativo, o que impede o adequado gerenciamento dos recursos hídricos, que também requer informações de caráter quantitativo. Sendo assim, a quantificação dos processos hidrológicos depende da observação e análise das variáveis hidrológicas que os caracterizam. Dentre essas, a vazão dos cursos d'água é a principal variável que caracteriza a disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica.

Conforme Lima (2008), a vazão de um curso d'água é caracterizada por quatro componentes:

✓ Precipitação nos canais: é a primeira fração da chuva que deixa a bacia, representada pela chuva direta nos cursos d'água. Proporcionalmente, é considerado um componente que pouco contribui para a descarga da microbacia, pois a proporção de área líquida em relação à superfície total da bacia é pequena.

✓ Escoamento superficial: constitui a fração da chuva que não infiltra no solo, escoando sobre a superfície do solo para o canal mais próximo.

✓ Escoamento subsuperficial: é a fração da chuva que, após infiltração no solo, escoar lateralmente através dos horizontes subsuperficiais na direção da declividade. Em microbacias florestadas, a maior parte do escoamento direto de uma chuva é proveniente deste componente.

✓ Escoamento de base: também chamado fluxo de base, constitui o escoamento da água subterrânea. Após uma chuva, e depois que todo o escoamento direto já tenha deixado a bacia, o escoamento base é o único componente da vazão. Em geral o fluxo base é proveniente do aquífero.

A regularização da produção de água é influenciada pelo complexo formado entre o solo florestal, profundidade das raízes e presença de serapilheira (BRUIJNZEEL, 1990). Esses fatores atuam como uma esponja de absorção de água durante os períodos chuvosos e liberação de água durante o período seco. Desde então, o conceito de geração de vazão em bacias florestadas tornou-se mais dinâmico e integrado, sabendo-se que o escoamento superficial é apenas um dos processos que ocorrem.

A representação gráfica das variações da vazão durante um período de observações, na sua sequência cronológica de ocorrência, recebe o nome de hidrograma ou fluviograma (PRUSKI; SILVA e KOETZ, 2002). O hidrograma é a representação gráfica das vazões integrada das características fisiográficas, climáticas e vegetais que governam as relações entre a precipitação e vazão em microbacias (LIMA, 2008). Dessa forma, o estudo das vazões é de fundamental importância em hidrologia de microbacias, uma vez que representa a interação dessas características à ocorrência das chuvas.

Para caracterizar a disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica, tem-se vazão média anual de um rio representada pela média diária de todas as vazões observadas no ano (PRUSKI, SILVA e KOETZ, 2002). No entanto, o regime de

vazões de um rio apresenta períodos em que as vazões são reduzidas, atingindo valores inferiores às necessidades da demanda, caracterizando as vazões mínimas.

A disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica também pode ser avaliada pela análise das vazões de referência observadas nos períodos de seca, refletindo o potencial disponível para os usos múltiplos. A vazão mínima de 7 dias de duração é utilizada, com frequência, como indicador da disponibilidade hídrica dos cursos d'água. Além da $Q_{7,10}$, as vazões Q_{95} e Q_{90} também são muito utilizadas para avaliação da disponibilidade natural dos cursos d'água (PRUSKI; SILVA e KOETZ, 2002).

Além do estudo das vazões de referência, frequentemente é necessário conhecer a frequência das vazões máximas, sendo fundamental a sua previsão para estudos básicos de projetos de obras hidráulicas, tais como, vertedores, canais, diques de proteção contra inundações, dentre outros. Por exemplo, para o dimensionamento de uma represa, o conhecimento das vazões máximas, é básico para construir uma estrutura que seja segura e econômica.

A vazão máxima, vazão crítica de enchente ou vazão de projeto são sinônimos que representam a vazão associada à ocorrência de uma chuva intensa ou uma sequência de chuvas (PRUSKI; SILVA e KOETZ, 2002). Sendo assim, a vazão máxima de um rio, caracterizada pela sua frequência, corresponde a um valor associado a um risco de ser igualado ou superado. A distinção das vazões de enchentes prováveis é conveniente, visto que, podem ocorrer com maior frequência, por corresponderem a um período de retorno de 5 a 10 anos (LIMA, 2008).

Dentre os fatores que afetam a vazão de uma bacia hidrográfica estão, os climáticos, pois influenciam tanto na precipitação como na evapotranspiração; os fisiográficos que incluem características de relevo e solo, e o uso da terra, sendo este um dos fatores mais importantes que afetam a produção de água em microbacias. Esses três grupos de fatores, em conjunto, operam no sentido de fazer com que o comportamento hidrológico de pequenas bacias seja diferente do de bacias maiores (LIMA e ZAKIA, 2006).

Além desses, o comportamento hidrológico de bacias hidrográficas é resultado, especialmente, das características pedológicas das mesmas, como capacidade de infiltração e de retenção de água, influenciando na geração da vazão e recarga de aquíferos (MELLO et al., 2002). Os resultados do estudo de Mello et al. (2002) mostraram que as equações geradas para estimar a disponibilidade total de

água, ajustando variáveis relativas aos percentuais de areia, argila e matéria orgânica, tiveram boa estimativa. O conhecimento da relação dessa propriedade física-hídrica permite agilizar o estudo da dinâmica e manejo da água no solo.

A dinâmica do uso da terra pode ter um impacto significativo sobre a hidrologia de uma bacia hidrográfica. Lopes (2008) identificou que as mudanças no uso da terra contribuem para a modificação do ciclo hidrológico na bacia hidrográfica como a alteração do hidrograma, da evapotranspiração e da taxa de erosão.

3.2 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO DO USO DA TERRA

O planejamento da ocupação da bacia hidrográfica é essencial em uma sociedade com usos crescentes de água, e o gerenciamento desses recursos, no aspecto quantitativo torna-se importante nos casos de regiões onde já ocorre escassez de água e podem aparecer conflitos ou agravar os já existentes (SILVA E PRUSKI, 2000). Uma estratégia, que visa integrar a conservação da água às atividades dentro de uma bacia, é o planejamento deliberado da ocupação dos espaços produtivos da paisagem pelas mesmas (TUCCI, 2004).

A utilização de bacias hidrográficas como unidade de estudo dos processos hidrológicos, permite a realização de trabalhos em escalas distintas, dependendo do problema a ser solucionado (PORTO e PORTO, 2008). A hidrologia florestal, enquanto focada nas relações entre a floresta e a água, e suas implicações para com a manutenção dos serviços ambientais visa identificar os efeitos das atividades florestais sobre o funcionamento e a estabilidade hidrológica de bacias hidrográficas.

A conservação dos recursos hídricos está intimamente relacionada ao uso adequado do solo e cobertura vegetal, à conservação de nascentes e matas ciliares. Esses fatores constituem indicadores da qualidade das bacias hidrográficas, ou seja, das condições em que se encontra a bacia, no que se refere aos efeitos das interações do uso da terra, água e vegetação (VALENTE e DIAS, 2001).

A bacia hidrográfica não tem única função de produção de água. Nelas os demais recursos naturais, madeira, os alimentos, as pastagens, a vida silvestre, a recreação e os serviços ambientais, também são usos múltiplos na qual

planejamento deve atuar para que estes possam ser mantidos para atender às necessidades da crescente população mundial (LIMA, 2008). Dessa forma, o problema da conservação da água não pode ser resolvido independente da conservação dos outros recursos naturais.

Neste ponto, o planejamento é parte integrante do manejo bacias hidrográficas, que na concepção original da Sociedade Americana de Engenheiros Florestais, é definido como o uso racional dos recursos naturais de uma bacia hidrográfica, visando produção de água em quantidade e qualidade (VALENTE E GOMES, 2005). É perceptível a influência da cobertura do solo nos processos hidrológicos, de modo que o conhecimento do efeito da variação da cobertura sobre o regime hidrológico é fundamental no manejo de uma bacia hidrográfica.

A importância de se adotar a bacia hidrográfica como unidade de estudo é devido ao fato desta ser uma unidade geográfica onde os recursos naturais e também os sociais se integram (VALENTE E DIAS, 2001). Dessa forma, é importante reconhecer que o manejo de bacias hidrográficas se constitui, numa forma integrada de organizar e orientar o uso da terra e de outros recursos naturais numa bacia hidrográfica, a fim de produzir bens e serviços, sem destruir ou afetar adversamente o solo e a água (TUCCI, 2004; LIMA, 2008).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433, tem entre os seus principais fundamentos, a água como um bem de domínio público, dotado de valor econômico, cujos usos prioritários são o abastecimento humano e a dessedentação de animais e cuja gestão deve tomar como unidade territorial a bacia hidrográfica. Neste caso, portanto, a bacia hidrográfica tem que ser considerada como unidade fundamental para o planejamento do uso e conservação dos recursos múltiplos, além de considerar os aspectos sociais envolvidos em um plano adequado de manejo.

Utilizar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento permite determinar as prioridades do manejo e ocupação das áreas, além dos trabalhos técnicos que visam corrigir e mitigar os impactos ambientais negativos que ocorram nessas áreas. Os estudos realizados pelo IPEF (2008) mostraram que as microbacias hidrográficas estão sendo utilizadas como unidade básica de planejamento do manejo e como método experimental de avaliação da qualidade ambiental das práticas de manejo florestal.

A necessidade de estudos sistemáticos em microbacias, objetivando o conhecimento das relações e das funções internas que mantêm estes ecossistemas, está ligada à busca de informações que possibilitem o estabelecimento de um planejamento adequado de uso da terra (RANZINI e LIMA, 2002). Os resultados obtidos experimentalmente nessas áreas refletem de como ficam o solo, a água e a biodiversidade, além da relação de causa-e-efeito entre as ações de manejo e os efeitos hidrológicos.

Entender os processos naturais que ocorrem em uma bacia hidrográfica e os impactos das mudanças no uso da terra tem sido um desafio para os engenheiros e cientistas. A técnica da modelagem tem sido uma ferramenta valiosa para estimar os impactos da cobertura vegetal envolvidos na produção de água e comportamento dos solos em bacias hidrográficas. Carvalho Neto, Srinivasan e Rufino (2011) explicaram que os modelos matemáticos simulam e simplificam complexos processos e são ferramentas úteis para analisar e compreender os problemas e encontrar soluções através de mudanças no uso do solo e melhores práticas de manejo.

3.3 INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NO REGIME HIDROLÓGICO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Na natureza, a manutenção dos recursos hídricos, no que diz respeito ao regime de vazão dos cursos d'água e da qualidade de água, decorre de mecanismos naturais de controle desenvolvidos ao longo de processos evolutivos da paisagem. Um destes mecanismos, por exemplo, é a relação direta que existe entre a cobertura vegetal e a água (LIMA, 2008). Esta condição natural de equilíbrio dinâmico vem sendo constantemente alterada pelo homem através do desmatamento, expansão da agricultura, abertura de estradas, urbanização e vários outros processos de transformação da paisagem, que alteram os ciclos naturais, inclusive o ciclo hidrológico.

As mudanças no uso da terra provocam impactos importantes tanto na disponibilidade como na qualidade dos recursos hídricos. Kiersch (1999) fez uma discussão baseada em literatura, sobre os diferentes usos da terra e os impactos

sobre os recursos hídricos, a fim de avaliar a importância de cada tipo de impacto em relação à escala espacial. Os usos discutidos estavam relacionados com o uso de terras agrícolas, como pastagem e silvicultura. No entanto, ele destacou que os outros usos, como a indústria extrativa, urbanização e industrialização, também têm impactos importantes sobre o regime hidrológico.

Tucci e Braga (2003) classificaram as alterações sobre uso e manejo do solo da bacia quanto ao tipo de mudança, uso da superfície e a forma de desmatamento. Por exemplo, no uso da superfície, destacam-se a urbanização, reflorestamento e o desmatamento. O desmatamento é um tipo de mudança de cobertura, na qual a floresta é substituída; este tipo de mudança tende a aumentar a vazão média em função da diminuição da evapotranspiração, com aumento das vazões máximas e diminuição das vazões mínimas. Por outro lado, o reflorestamento tende a recuperar as condições anteriores existentes na superfície, alterando a capacidade de infiltração da bacia. Quanto a forma de desmatamento, as consequências do seu alcance dentro da bacia pode influenciar o escoamento superficial, visto que o grau do desmatamento está relacionado com proximidade com o curso d'água e a porcentagem de desmatamento. Quanto mais próximo do curso d'água for o desmatamento, maior é o efeito observado do escoamento.

Spencer et al. (2009) estudaram os efeitos na hidrologia de superfície devido às mudanças no uso da terra em uma bacia hidrográfica na região centro-oeste do Estados Unidos (EUA). Os resultados indicaram que a mudança na área urbana e a mudança na área de floresta tiveram o maior impacto sobre a mudança de vazões associados à mudança do uso da terra. Bonnet, Ferreira e Lobo (2008) observam que a conversão de áreas florestadas, principalmente para o uso agrícola ou urbano, também tem sido associada à diminuição da qualidade da água.

Calheiros et al. (2009) afirmaram que água e floresta são indissociáveis, pois a vegetação, por ser indiretamente relacionada à permeabilidade dos solos, é determinante para a regularidade da vazão dos rios. As atividades de uso da terra exercem significativa influência sobre a infiltração, assim, a mudança no uso da terra e o manejo do solo, podem modificar a capacidade de infiltração dos solos.

A vegetação tem grande influência na criação das condições ideais para a infiltração da água no solo, como: porosidade da superfície do solo, permeabilidade do perfil e tempo de retenção de água na superfície, antes do escoamento superficial (VALENTE e GOMES, 2005). A vegetação nativa, por ser a vegetação

que mais colabora para a criação dessas condições ideais, é que reproduz as mais altas taxas de infiltração.

Em bacias hidrográficas florestadas, os processos hidrológicos de subsuperfície são favorecidos, alimentando o fluxo de base. Conforme aumenta o grau de mudança no uso da terra, a proporção dos processos hidrológicos de subsuperfície diminui em detrimento dos processos hidrológicos de superfície (TUCCI e CLARKE, 1997).

O manejo das áreas agricultáveis também apresentam efeitos no processo de infiltração. O tráfego intenso de máquinas pesadas, o pisoteio exagerado na pecuária, como o cultivo contínuo, podem reduzir a taxa de infiltração, devido a redução da porosidade ocasionada pela compactação da superfície. Segundo Lima e Zakia (2006), a compactação do solo é uma das razões pelas quais áreas cultivadas apresentam menor infiltração do que áreas adjacentes florestadas.

Dentre outros efeitos resultantes da remoção da cobertura florestal, destacam-se: a redução na quantidade de água interceptada pelo dossel, a redução no volume de água removida pelas raízes nas camadas mais profundas do solo, resultando em menores taxas de evapotranspiração e aumento no escoamento superficial (COLLISCHONN, 2001).

Uma das funções da floresta é fornecer umidade para as camadas superficiais do solo. As florestas tropicais podem retirar a umidade do solo em profundidades superiores a 3,6 m, enquanto que a vegetação rasteira, como a pastagem, age sobre a superfície e podem alcançar 20 cm (BRUIJNZEEL, 1990; TUCCI e CLARKE, 1997). Assim, com a conversão de florestas para pastagens ou cultivos com menor capacidade de explorar a umidade do solo, a evapotranspiração é diminuída com consequente aumento do escoamento superficial.

No que diz respeito ao regime hidrológico, Kiersch (1999) dividiu os impactos das práticas de uso da terra na água de superfície em: impactos sobre a disponibilidade geral de água ou no escoamento médio anual; e os impactos sobre a distribuição sazonal da disponibilidade de água. Com relação a este último, os impactos sobre as vazões de pico e os impactos sobre os vazões mínimas que ocorrem na estação seca são importantes.

Koch et al. (2012) avaliaram os efeitos do uso da terra na resposta hidrológica de uma bacia na Etiópia, e observaram que as mudanças no uso da terra na resposta hidrológica foi demonstrado na vazão diária, no escoamento total anual

e nas vazões de pico. Fohrer et al. (2001), avaliando o impacto da mudança no uso da terra sobre o balanço hídrico anual e a variabilidade temporal na vazão, também encontraram o escoamento superficial como a variável mais sensível diante da mudança de uso da terra.

O impacto do uso da terra no escoamento superficial médio ocorre em função de algumas variáveis: a evapotranspiração (ET), a capacidade do solo para reter a água (capacidade de infiltração), e a capacidade da cobertura vegetal para interceptar a chuva. Segundo Kiersh (1999), essas são as variáveis mais importante no regime hídrico em termos de cobertura vegetal.

Uma mudança de cobertura do solo que resulta em ET superior ao existente vai levar a uma diminuição na vazão anual. Por outro lado, uma alteração da do uso da terra, com a redução da cobertura florestal, vai aumentar o escoamento superficial médio, conseqüentemente a produção de água (BOSCH e HEWLETT, 1982). Pensando nesta interpretação, o estabelecimento de cobertura florestal em terra com pouca vegetação poderá diminuir a produção de água.

As vazões máximas podem aumentar ou diminuir como resultado de uma mudança no uso da terra. Quando a capacidade de infiltração do solo é reduzida, através da compactação do solo ou erosão, as vazões de pico podem aumentar.

Como exemplo de mudança na terra que pode aumentar as vazões de pico, tem-se o corte de árvores e a construção de estradas. O estudo realizado por La Marche e Lettenmaier (1998), em uma bacia hidrográfica (2,2 km²) nos Estados Unidos, mostrou que a construção de estradas florestais pode intensificar significativamente o escoamento de pico de áreas florestais. Bruijnzeel (1990) destacou que, em bacias maiores, os efeitos das práticas de uso da terra nas vazões de pico são compensados devido ao atraso do tempo entre os diferentes tributários, diferentes usos da terra e variações na precipitação em toda a bacia hidrográfica.

Quando as vazões mínimas são consideradas na análise dos impactos das mudanças no uso da terra, deve-se observar que o efeito da mudança sobre a vazão na estação seca depende de outros processos do ciclo hidrológico, como as mudanças na ET e capacidade de infiltração. Kiersch (1999) abordou que em áreas tropicais, a arborização pode levar à diminuição dos fluxos na estação seca, devido ao aumento da evapotranspiração.

Em vários estudos obtidos em bacias hidrográficas experimentais tem sido observado que o aumento da vazão devido a eliminação da vegetação, acontece em

curto prazo, com o aumento da vazão imediatamente após o corte (BOSCH e HEWLETT, 1982; LIMA, 1983; SCOTT et al., 1998; IPEF, 2008). De modo geral, os resultados mostram que o corte raso total da floresta em uma bacia hidrográfica aumenta a vazão anual da bacia.

Porém, “as práticas que tendem a diminuir a infiltração da água no solo tendem a diminuir a vazão a médio e longo prazos” (LIMA, 2008, p.109), pois a quantidade de água que poderia ser destinada ao escoamento de base, importante componente da vazão total, é reduzida. Desde então, a disponibilidade hídrica da área fica comprometida ao longo do tempo.

Observa-se que os principais processos hidrológicos influenciados diretamente pelas mudanças no uso da terra são a evapotranspiração e a vazão. No entanto, uma característica importante inerente ao tipo e manejo do solo, a capacidade de infiltração, também é importante na resposta hidrológica de bacias hidrográficas. Se a capacidade de infiltração é reduzida, isso pode levar a escassez de água em períodos de seca, mesmo em regiões onde a água é geralmente abundante.

Fohrer et al. (2001) avaliaram a resposta hidrológica às mudanças no uso da terra na escala de bacia hidrográfica. Os resultados apontaram que dentre outras mudanças, o uso da terra influenciou no balanço hídrico local. A redução da área florestada devido ao aumento da área para o uso de pastagem aumentou a vazão de pico. Além deste efeito, também observou-se que o impacto da mudança do uso da terra no balanço anual de água foi relativamente pequeno, devido aos efeitos de compensação em uma bacia complexa.

A importância da avaliação dos impactos quanto ao tamanho da bacia hidrográfica deve-se ao fato de como estes impactos de um uso da terra podem afetar a utilização dos recursos hídricos. Como exemplo, os resultados do estudo de Ives e Messerli (1989) mostraram que em bacias hidrográficas de pequena dimensão (<50 km²), a erosão e vazão podem ser fortemente influenciadas pela mudança dos padrões do uso da terra.

Na discussão feita por Kiersch (1999), além dos impactos de mudança no uso da terra no regime hídrico de bacias hidrográficas, outros tipos de impactos foram abordados, considerando o tamanho das bacias hidrográficas. Dentre esses, estão a erosão e a carga de sedimentos, os nutrientes e material orgânico, a presença de patógenos e pesticidas nos cursos d'água, a salinidade, os metais

pesados e as mudanças no regime térmico da água. Na Tabela 1 são apresentados todos os efeitos, observados ou não, relacionados com a escala espacial, ou seja, com o tamanho das bacias hidrográficas.

Tabela 1 – Os impactos das mudanças do uso da terra relacionados com a escala espacial

Tipo de impacto	Tamanho da bacia (km ²)						
	0,1	1	10	100	1.000	10.000	100.000
Vazão média	S*	S	S	S	N*	N	N
Vazão de pico	S	S	S	S	N	N	N
Vazão de base	S	S	S	S	N	N	N
Carga de sedimentos	S	S	S	S	N	N	N
Nutrientes	S	S	S	S	S	N	N
Material orgânico	S	S	S	S	N	N	N
Patógenos	S	S	S	N	N	N	N
Salinidade	S	S	S	S	S	S	S
Pesticidas	S	S	S	S	S	S	S
Metais pesados	S	S	S	S	S	S	S
Regime térmico	S	S	N	N	N	N	N

S = impacto observado; N = impacto não observado.

Fonte: Kiersch (1999), adaptado pelo autor.

Pela análise da Tabela 1, observa-se que os impactos referentes ao regime hidrológico são mais relevantes somente em escalas menores. Os impactos referentes a qualidade da água, como a matéria orgânica e os patógenos, são relevantes em escalas menores, enquanto a salinidade, pesticidas e metais pesados tem o efeitos observado também nas médias e grandes bacias hidrográficas. De maneira geral, observa-se que os impactos podem ser facilmente observados em pequenas escalas espaciais.

Diante disto, a avaliação dos impactos das mudanças no uso da terra deve ser feita observando o aspecto espacial, ou seja, o tamanho da bacia hidrográfica, pois os mesmos podem se tornar menos importante por causa dos efeitos de compensação em grandes bacias hidrográficas.

Um levantamento realizado pelo IPEF (2008) apresentou uma relação de causa e efeito entre o manejo de florestas nativas, o manejo de florestas plantadas e os possíveis impactos hidrológicos, levando em conta as diferentes escalas, nas quais essa relação pode se manifestar. Na pequena escala, ou seja, nas microbacias, os impactos são observados no balanço hídrico, no regime da vazão, na eutrofização, no assoreamento dos cursos d'água, na perda de nutrientes e na presença de material orgânico. No caso do regime hidrológico, a causa provável de alteração pode ser o manejo de plantio e corte das plantações florestais, tendo como indicadores das alterações, a vazão, a precipitação e o nível do lençol freático, variáveis que podem ser monitoradas.

Hewlett e Hibbert (1967) e Lima (2008) mostraram que, no caso das microbacias florestais, diferentemente das que contêm outro tipo de cobertura vegetal, o escoamento subsuperficial representa um dos principais componentes do escoamento direto. Hibbert e Troendle (1988) também encontraram que, em pequenas bacias florestadas, a ocorrência de escoamento superficial era mínima, não sendo suficiente para explicar quantitativamente a vazão total.

As atividades do manejo visando a produção florestal provocam impactos hidrológicos potenciais além da alteração da vazão. As operações florestais, como a abertura e manutenção de estradas, plantio, colheita e adubação, podem afetar outros processos hidrológicos, como a ocorrência de erosão e sedimentação, e alteração da composição química da água (HOPMANS e BREN, 2007).

A erosão é o processo responsável por 80% dos problemas de alteração da qualidade da água em microbacias, sendo fortemente afetado pelas atividades florestais, principalmente pela abertura e manutenção de estrada, que são responsáveis por cerca de 90% do sedimento produzido pela erosão de áreas de exploração florestal (RANZINI e LIMA, 2002). Segundo esses autores, a maior parte dos sedimentos em microbacias florestadas é transportada pelos cursos d'água durante umas poucas chuvas de alta intensidade. Isto significa que na maior parte do ano os cursos d'água podem parecer não carrear sedimentos, no entanto, a carga de sedimentos poderá ser facilmente percebida durante as precipitações intensas.

Diante do exposto, a cobertura vegetal, pela sua influência sobre processos hidrológicos, tais como interceptação, transpiração, infiltração, percolação, escoamento superficial e outros, constitui-se num dos fatores mais importantes que

afetam a produção de água em microbacias. Ranzini e Lima (2002) também mostraram que as microbacias constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pelas atividades florestais, que podem afetar o equilíbrio e a manutenção da quantidade e qualidade da água.

Como pode ser observado, a quantidade e qualidade da água são influenciados por muitos fatores antrópicos e naturais que ocorrem na escala de uma bacia hidrográfica. Essas influências do uso da terra são difíceis de quantificar, especialmente a longo prazo e em larga escala, como em uma bacia hidrográfica regional, onde ocorrem interações complexas.

Neste caso, os efeitos do uso da terra não podem ser avaliados considerando apenas o aspecto hidrológico, pois existem outras variáveis, como social e econômico que influenciam na mudança do uso da terra. Portanto, as mudanças no uso da terra deve ser um processo paralelo, onde permita uma ligação dinâmica do uso da terra e suas respostas a fatores ambientais e socioeconômicos que existem em uma bacia hidrográfica.

Sendo assim, o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão baseados em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e modelos hidrológicos tem sido ferramentas práticas e úteis para prever as mudanças no uso da terra e seus efeitos sobre um objetivo específico, como a disponibilidade de água, risco de inundação e erosão (FOHRER et al., 2001; QUIBÉ et al. 2008; KOCH et al., 2012).

No entanto, os dados de monitoramento raramente são suficientes para compreender totalmente os fatores espaciais e temporais que contribuem para as mudanças observadas diante de uma alteração do uso da terra. Portanto, utilizar-se da técnica da modelagem é imprescindível na avaliação dos processos hidrológicos, em especial, as mudanças nos regimes de vazões e qualidade da água em várias escalas espaciais.

3.4 MODELOS HIDROLÓGICOS

Os modelos são a representação simplificada de um sistema, com o objetivo de produzir respostas diante de um dado ou diferentes entradas (TUCCI, 2005). Segundo Pontes (2011), esse sistema muda com o objetivo do estudo, podendo ser

mais complexo, como por exemplo, uma bacia hidrográfica, sendo assim chamados modelos hidrológicos por simularem os processos em uma bacia hidrográfica.

O modelo hidrológico é uma ferramenta que agrega uma grande base de dados de diversas naturezas, possibilitando, assim, a avaliação dos processos hidrológicos em diferentes escalas espaciais e temporais, bem como a avaliação de cenários atuais e futuros (SPRUILL et al., 2000; PORTO e PORTO, 2008). Machado (2002) destacou que os estudos para estas aplicações podem ser realizados de forma rápida e sem elevado custo, desde que existam os dados básicos de entrada, tornando esta uma das principais vantagens de um modelo hidrológico.

Os modelos hidrológicos são utilizados para representar matematicamente os componentes do ciclo hidrológico. Envolve, portanto, a simulação dos processos como precipitação, evapotranspiração, infiltração, interceptação, escoamento superficial entre outros, dentro de uma unidade geográfica, no caso, uma bacia hidrográfica. Desde então, o modelo hidrológico é tomado como uma ferramenta extremamente útil que permite, através da equacionalização dos processos, representar, entender e simular o comportamento de uma bacia hidrográfica.

Hidalgo e Amador (2008) acrescentaram a importância do uso dos modelos hidrológicos, observando que, as variáveis hidrológicas de fluxo e umidade do solo são relativamente curtas e afetadas pelos erros sistemáticos. E em muitos casos, dados que não existem ou são falhos, por isso, a necessidade de recorrer a modelos para atingir a cobertura espacial e temporal hidrológica necessária em estudos regionais da variabilidade hidrológica.

Beckers, Smerdon e Wilson (2009) fizeram uma revisão sobre os modelos hidrológicos para o manejo florestal e aplicações das mudanças climáticas. Os modelos descritos pelos autores foram desenvolvidos para descrever e prever uma variedade de características hidrológicas de bacias, incluindo os processos de transferência solo-vegetação-atmosfera, relações chuva-vazão, neve e interações de água subterrâneas com a superfície. Os autores classificaram os modelos hidrológicos em função da funcionalidade do modelo e como estes simulam os processos hidrológicos.

A funcionalidade do modelo levou em conta a capacidade do modelo para discretizar espacialmente a bacia hidrográfica, solo e vegetação, de forma que a bacia hidrográfica esteja dividida em unidades que possam explicar a variabilidade espacial e caminhos de movimento da água. Uma classificação dos modelos

baseada na funcionalidade dos mesmos é apresentada a seguir, conforme Tucci (2005) e Beckers, Smerdon e Wilson (2009).

✓ Modelo concentrado: não considera a variabilidade espacial das variáveis de entrada ou parâmetros que representam a heterogeneidade, por exemplo, a vegetação e os solos dentro de uma bacia hidrográfica. Toda bacia é representada por valores médios e são usados valores constantes para os parâmetros relacionados aos processos hidrológicos.

✓ Modelo semi-distribuído: dividem a bacia hidrográfica em áreas com propriedades hidrológicas comuns, devido as semelhanças no terreno, uso da terra e solos. Por exemplo, faixas de elevação, altas declividade em Unidades de Resposta Agrupadas (GRUs), ou Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's). As GRUs e HRU's são células de grade com semelhante uso da terra, solo e declividade, com o aspecto concentrado dentro de unidades para manter a eficiência computacional.

✓ Modelo distribuído: considera a variação de parâmetros e variáveis que interferem nos processos hidrológicos da bacia. Dentro dos modelos distribuídos, tem-se os valores dos parâmetros variando de acordo com as subdivisões feitas na bacia, ou seja, seus valores dependem do espaço e/ou tempo.

Quanto às abordagens para simular os processos hidrológicos, foram definidas as seguintes abordagens: a física, que seguem uma base física de equações de conservação de massa e energia; a analítica, que simplificam essas equações de conservação e; a empírica. Na prática, os modelos podem representar alguns processos de forma conjunta das três abordagens. As abordagens são apresentadas a seguir, segundo Tucci (2005) e Beckers, Smerdon e Wilson (2009).

✓ Abordagem física: são derivadas das equações que representam a conservação de massa e quantidade de movimento para descrever o movimento da água no solo. Por exemplo, a equação dos Richards para simular o fluxo de subsuperfície, e a equação de evapotranspiração de base física, o método de Penman-Monteith.

✓ Abordagem analítica: usam hipóteses simplificadas a partir da derivação de soluções de equações baseadas na conservação de massa e quantidade de movimento para descrever o movimento da água no solo. Por exemplo, a equação de Green-Ampt, que descreve a infiltração da água no solo.

✓ Abordagem empírica: aquelas que utilizam funções que não têm relação com os processos físicos envolvidos e são baseados em análises estatísticas, como métodos de correlação e análise de regressão. Por exemplo, o método Número da Curva (CN), do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos (SCS), para calcular o escoamento superficial.

Em síntese, a aplicação de modelos distribuídos com base física requer a avaliação de um número relativamente grande de parâmetros relacionados ao solo, à vegetação e aspectos topográficos em uma dimensão espacial. Sendo que, a dificuldade de obtenção de dados representativos dos valores dos parâmetros pode influenciar na escolha pelos modelos de base física em relação a modelos mais simples, dependendo do objetivo do estudo (UZEIKA, 2009; PONTES, 2011).

Como não existe um modelo adequado a todas as situações, mas sim uma representação diferente para cada processo, o que irá determinar a escolha de um determinado modelo é seu nível de confiabilidade e a adequabilidade. Por exemplo, em uma bacia hidrográfica onde alguns dados possam estar faltando, isto forçará o usuário a escolher modelos de baixa complexidade e, ou, empíricos. No entanto quando os resultados precisam ser mais detalhados, modelos de maior complexidade e, ou, de bases físicas, são mais apropriados.

Sendo assim, a escolha de um modelo depende de fatores como o objetivo do estudo, as características da bacia e do curso d'água, a disponibilidade de dados e a experiência do usuário com o modelo. Além disso, Pontes (2008) destacou que a escala espacial para aplicar os modelos hidrológicos é outro fator que deve ser considerado no momento da escolha do modelo. Os estudos em nível de pequenas escalas são realizados para entendimento dos processos básicos do movimento da água e erosão hídrica no sistema. Já os estudos ao nível de grandes escalas são direcionados para planejamento de áreas.

Os modelos aplicados em escala de bacia hidrográfica devem ser capazes de reproduzir o comportamento da água, sedimentos e poluentes, durante todos os processos que possam ocorrer dentro desse sistema. Além de que, a capacidade de um modelo para prever satisfatoriamente a vazão e outros componentes para uma aplicação específica deve ser avaliada através de análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo. Esses passos propiciam uma redução da

incerteza e aumenta a capacidade de previsão, o que torna a aplicação do modelo eficaz (WHITE e CHAUBEY, 2005; BONUMÁ et al., 2013)

De modo geral, considerando a característica de cada modelo, as principais limitações da modelagem hidrológica estão relacionadas às condições quantitativas e qualitativas dos dados hidrológicos, como de solo e vegetação, além das dificuldades de representar alguns processos, e a simplificação do comportamento espacial de variáveis e fenômenos. Segundo Tucci (2005), a dificuldade de se modelar uma bacia devido a heterogeneidade dos processos envolvidos tem propiciado o desenvolvimento de um grande número de modelos que se diferenciam em função dos dados utilizados, discretização, prioridades da representação dos processos e dos objetivos a serem alcançados.

Com o desenvolvimento da técnica da computação, surgiram diversos modelos hidrológicos, os quais geralmente exigem grande quantidade de dados de entrada, cujos arquivos são criados por SIG e suas interfaces. Beckers, Smerdon e Wilson (2009), destacaram diversos modelos hidrológicos desenvolvidos no mundo inteiro nas últimas décadas. Segundo os autores, os modelos como *Topography Based Hydrological Model* (TOPMODEL), *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), *Distributed Hydrology Soil Vegetation Model* (DHVSM), entre outros, representam os processos hidrológicos de maneira mais completa e detalhada.

Dentre os modelos fisicamente baseados, desenvolvidos e aplicados para simulação hidrológica em diversas bacias hidrográficas, o modelo SWAT (Arnold et al., 1998), tem sido amplamente utilizado para avaliar a previsão de vazões, prevenção e controle da erosão do solo, fonte de poluição e manejo regional em bacias hidrográficas, obtendo bons resultados em diferentes escalas de aplicação (GASSMAN et al., 2007).

No Brasil, o modelo SWAT tem sido utilizado no estudo de diversas bacias, com áreas de drenagem variando entre 0,08 e 29.000 km², visando à realização de simulações de processos hidrológicos quantitativos (Baldissera, 2005; Sarmiento, 2010; Strauch et al., 2011; Durães et al., 2011; Fukunaga, 2012; Salles, 2012; Andrade et al., 2013; Bonumá et al., 2013; Pereira, 2013; Castro, 2013) e qualitativos associados aos processos hidrossedimentológicos (Machado e Vettorazzi, 2003; Minoti, 2006; Paim e Menezes, 2009; Carvalho Neto, Srinivasan e Rufino, 2011; Uzeika et al., 2012; Lelis et al., 2012; Rocha, 2013), e transporte de nutrientes como o nitrogênio e fósforo (Neves et al., 2006; Baltokoski et al. 2010;

Bonumá, 2011; Lubitz, Pinheiro e Kaufmann et al., 2013). Uma revisão da aplicação do modelo SWAT no Brasil entre os anos de 1999 a 2010 é apresentada por Garbossa et al. (2011).

3.5 SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL – SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo físico hidrológico, semi-distribuído espacialmente, capaz de realizar simulações contínuas em escala de bacias hidrográficas em períodos de tempo diário, mensal ou anual (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2011). O SWAT foi desenvolvido com o propósito de avaliar os efeitos de decisões da gestão alternativa sobre a água, sedimentos, nutrientes e pesticidas, com precisão razoável em grandes bacias hidrográficas, com diferentes tipos de solos e uso da terra (ARNOLD et al., 1998; ARNOLD et al., 2012b).

O SWAT é um modelo relativamente recente, desenvolvido na década de 90, pelo *ARS – Agricultural Research Service* – (Serviço de Pesquisa Agrícola) do *USDA – United States Department of Agriculture* – (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) e *Blackland Research Center* da *Texas A&M University* (Universidade Agrícola e Mecânica do Texas).

Desde a criação do modelo SWAT no início de 1990, ele foi submetido à avaliação contínua e aprimoramento das suas capacidades (NEITSCH et al., 2011). Uma descrição detalhada do desenvolvimento do modelo é apresentada por Arnold et al. (1998). Os progressos com o SWAT resultou em um modelo hidrológico que permite a simulação da quantidade e qualidade da água em grandes e complexas bacias, podendo ser aplicado para prever o impacto da topografia, solos, uso e manejo da terra na água, sedimentos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e elementos químicos agrícolas residuais para grandes bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 2012b).

Alguns critérios foram importantes para atender a aplicação nessa escala de bacias hidrográficas: Arnold et al. (1998) destacou que o modelo não necessita de calibração para ser rodado, uma vantagem para uso em bacias hidrográficas não monitoradas; utiliza dados básicos que estão disponíveis para grandes áreas nas

agências governamentais; é computacionalmente eficiente na simulação e interação das sub-bacias, utilizando um passo de tempo diário; e é capaz de simular por vários anos de forma contínua para avaliar os impactos a longo prazo.

A aplicação do modelo SWAT em diversas bacias hidrográficas vem ganhando destaque mundialmente nos resultados de previsão do impacto do uso da terra na quantidade e qualidade da água (GASSMAN et al., 2007). O desenvolvimento do SWAT também está ocorrendo em vários países, incluindo, o Brasil, Peru, Bolívia, China, Etiópia, Irã, França, Polônia e outros (SRINIVASAN, 2013).

A aplicação do SWAT é facilitada por ser um modelo gratuito e possuir uma documentação extensiva, disponível no site <http://swatmodel.tamu.edu>, incluindo a documentação teórica que descreve todas as equações (NEITSCH et al., 2011) e, o manual explicativo das entradas e saídas do modelo (ARNOLD et al., 2012a). Além da documentação do modelo, o site disponibiliza artigos de periódicos e outras publicações, além de contar com softwares de apoio para aprimorar sua aplicação, cujo acesso também é feito no site do SWAT.

O SWAT pode ser configurado usando diferentes interfaces, como o ArcSWAT e MWSWAT. O ArcSWAT é uma extensão do modelo SWAT ao software ArcGIS, com uma interface de entrada gráfica para o usuário. Além do ArcSWAT, outra interface para o modelo foi desenvolvido usando um sistema de SIG de código aberto, o MapWindow SWAT (MWSWAT) (GEORGE e LEON, 2008).

O SWAT é um modelo essencialmente físico, permite que um número de diferentes processos físicos possam ser simulados em uma bacia hidrográfica; é semi-distribuído e com processo de tempo contínuo, ou seja, um modelo de simulação a longo prazo (NEITSCH et al., 2011). Na prática, não existem modelos totalmente distribuídos, pois as discretizações são feitas de forma que o modelo distribuído se torna concentrado em uma pequena subdivisão (TUCCI, 2005). Assim, o SWAT é capaz de considerar a variabilidade espacial dos tipos de solos, uso da terra, da topografia e dos parâmetros climatológicos nas sub-bacias

Os modelos contínuos e semi-distribuídos simulam os processos sequencialmente dentro do sistema físico, com os parâmetros variando com as subdivisões feitas na bacia, em um intervalo de tempo longo, e fornecem séries temporais de saída. O SWAT é considerado um modelo complexo em função de sua ampla capacidade de simulação, caracterizado por exigir maior quantidade de dados

meteorológicos e também uma quantidade elevada de parâmetros de entrada (BECKERS; SMERDON e WILSON, 2009). No entanto, a interface do SWAT com o SIG fornece um meio simples de traduzir os dados digitais (uso da terra, topografia e solos) em entradas do modelo, para representar a variabilidade dos parâmetros distribuídos espacialmente.

A característica física do modelo é mantida a partir da associação dos processos físicos associados com o movimento da água, movimento de sedimentos, o crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, entre outros. Para tanto, o modelo requer informações específicas sobre o clima, as propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo da terra que ocorrem na bacia, caracterizando as variáveis de entrada e saída que são diretamente modelados pelo SWAT usando esses dados de entrada (NEITSCH et al., 2011).

O modelo foi planejado para simular os processos que envolvem a uso e classificação dos solos, chuvas e vazão com um elevado nível de detalhamento espacial, permitindo que bacia seja dividida em sub-bacias caracterizando as combinações homogêneas de usos da terra, tipo de solo e declividades, que constituirão as Unidades de Resposta Hidrológicas (HRU's) (NEITSCH et al., 2011; ARNOLD et al., 2012b).

A discretização hierárquica por sub-bacias garante a relação espacial entre elas, de forma que a saída de uma sub-bacia entra na outra sub-bacia subsequente (ARNOLD et al., 2012a). Segundo Gassman et al. (2007) e Neitsch et al. (2011), as HRU's representam a discretização de áreas das sub-bacias onde há apenas uma classe de solo, e um tipo de uso e manejo. Assim, cada HRU é composta por uma única combinação de uso da terra, tipo de solo e declividade.

A utilização de sub-bacias numa simulação é particularmente favorável quando distintas áreas da bacia hidrográfica são dominadas por usos da terra ou tipos de solos suficientemente diferentes para impactar a simulação hidrológica (NEITSCH et al., 2011). Ao subdividir a bacia hidrográfica em sub-bacias, o usuário é capaz de identificar espacialmente essas diferentes áreas da bacia hidrográfica.

Segundo Arnold et al. (2012a), o benefício das HRU's é o aumento da precisão que as mesmas acrescentam na previsão de processos, a partir da sub-bacia. Como exemplo, os autores citaram que o crescimento e desenvolvimento de plantas pode ser muito diferente entre espécies, e que a subdivisão da bacia permite ao modelo identificar as diferenças de evapotranspiração para diferentes usos da

terra. Como a diversidade na cobertura vegetal dentro de uma sub-bacia é considerada, o escoamento superficial é calculado separadamente para cada HRU e posteriormente somado para obter o escoamento total da bacia. Dessa forma, o valor total de escoamento que entra no canal principal da sub-bacia será muito mais preciso (NEITSCH et al., 2011). Isso é interessante nos casos onde a bacia hidrográfica possui heterogeneidade, tanto no uso do solo, quanto nas suas características pedológicas, suficientes para alterar os processos hidrológicos.

Tem-se como componentes do SWAT, o clima, a hidrologia, a temperatura do solo, o crescimento da planta, erosão e sedimentos, nutrientes, pesticidas e manejo da terra. Já os processos de simulação do SWAT incluem os seguintes componentes: o escoamento superficial, fluxo de retorno, percolação, evapotranspiração, as perdas de transmissão, o crescimento das culturas e irrigação, o fluxo de águas subterrâneas, carregamento de nutrientes e pesticidas, e transferência de água a partir de canais e reservatórios (ARNOLD et al., 1998).

Dentre os processos hidrológicos simulados pelos modelos, os autores Beckers, Smerdon e Wilson (2009), classificaram a funcionalidade do SWAT com base na eficiência da simulação desses processos. Pelo fato de o SWAT considerar o processo de interceptação pela copa, é indicado para estudo em bacias hidrográficas florestadas. O modelo tem alta funcionalidade na simulação da transpiração da planta e evaporação do solo, média funcionalidade na infiltração e no escoamento para o aquífero raso, média funcionalidade na rotina de canal, média funcionalidade na simulação do fluxo de água subterrânea, e alta funcionalidade para simular estruturas de controle da água, sendo por isso, muito usado na engenharia civil.

Neste estudo, o foco principal foi dado ao componente hidrológico do modelo e manejo da terra. Segundo Neitsh et al. (2011), a hidrologia de superfície simulada pelo SWAT é baseada na equação do balanço hídrico. Para o cálculo da evapotranspiração o SWAT disponibiliza três métodos para estimar a evapotranspiração potencial: Priestley-Taylor, Hargreaves e Penman-Monteith. Já o escoamento superficial pode ser estimado a partir de dados diários e subdiários por meio de dois métodos: o método Número da Curva (CN) desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) (1972) e o método de infiltração Green e Ampt (1911).

Neste estudo, o escoamento superficial foi estimado a partir de registros de dados diários pelo método CN e, para estimar a evapotranspiração, usou-se a equação de Priestely-Taylor, que serão abordadas nas seções 3.5.2 e 3.5.3, respectivamente. As demais equações utilizadas pelo modelo para estimar o fluxo da água podem ser encontradas em Neitsh et al. (2011).

3.5.1 Ciclo hidrológico

No modelo SWAT, a quantificação da fase terrestre do ciclo hidrológico, é dividida em duas fases, uma para os processos que ocorrem na superfície da terra e outra para os processos que correm nos canais. A fase terrestre do ciclo hidrológico controla a quantidade de água, de sedimentos, cargas de nutrientes e pesticidas destinadas ao canal principal de cada sub-bacia. Já a fase nos canais caracteriza a circulação de água, sedimentos, e outros, através da rede de canais da bacia hidrográfica.

A dinâmica da modelagem hidrológica utilizada pelo SWAT para simular a fase de superfície do ciclo hidrológico tem embasamento na equação do balanço hídrico (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2011) (Equação 1).

$$SW_t - SW_0 = \sum_{i=1}^t (PREC_i - SURQ_i - ET_i - PERCO_i - BF_i)$$

(1)

em que:

SW_t = Conteúdo final de água no solo (mm).

SW_0 = Conteúdo inicial de água no solo disponível para absorção das plantas (conteúdo inicial de água no solo – conteúdo de água no ponto de murcha permanente) (mm).

t = tempo (dias).

$PREC_i$ = Total diário precipitado (mm).

$SURQ_i$ = Total diário de escoamento superficial (mm).

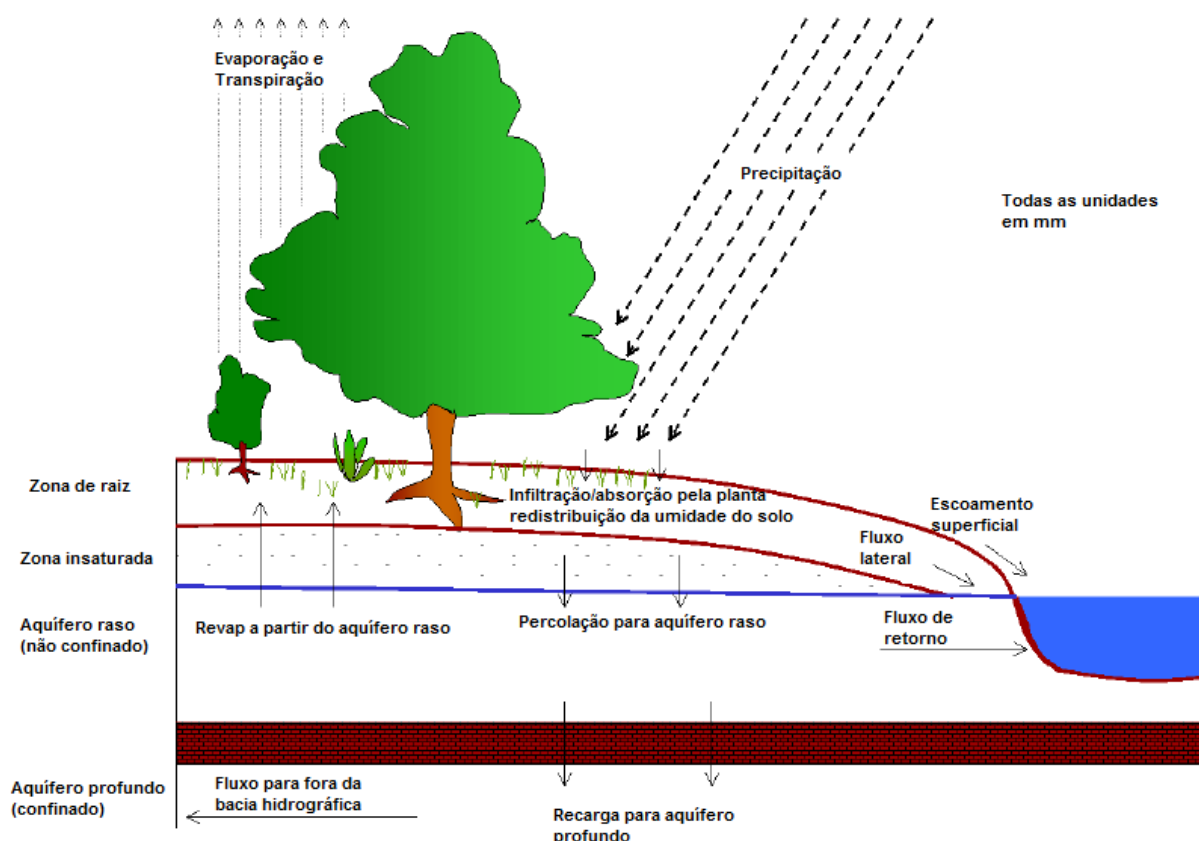
ET_i = Total diário evapotranspirado (mm).

$PERCO_i$ = Total diário percolado (mm).

BF_i = Total diário de fluxo de base (mm).

A fase terrestre do ciclo hidrológico está representado na Figura 1. Os principais componentes hidrológicos na fase terrestre são, a precipitação, a interceptação, a evapotranspiração, a infiltração, a percolação e o escoamento superficial.

Figura 1 – Componentes do ciclo hidrológico simulado pelo modelo SWAT.



Fonte: Neitsch et al. (2011), adaptado pelo autor.

A precipitação é o principal componente do balanço hídrico, sendo o principal processo pelo qual a água entra na fase terrestre do ciclo hidrológico. É a precipitação que controla o equilíbrio de água, devido a sua quantidade e distribuição no tempo e no espaço.

Uma vez que a água entra no sistema na forma de precipitação, esta pode seguir diferentes caminhos, podendo ser interceptada e mantida na cobertura vegetal, escoar pelos troncos e atingir a superfície do solo. Quando a água atinge a superfície do solo, é encaminhada para os processos de infiltração, armazenamento nas depressões do solo e escoamento superficial.

A infiltração é o processo pelo qual a água atravessa a superfície do solo. À medida que a água infiltra no solo, o perfil vai saturando no sentido de cima para baixo, alterando gradativamente a umidade do solo. Enquanto há aporte de água, o perfil de umidade tende à saturação em toda a profundidade, sendo a camada superficial, naturalmente, a primeira a saturar (BRANDÃO et al., 2006). À medida que o solo vai sendo saturado em maiores profundidades, a infiltração decresce até uma taxa residual. Com o excesso não infiltrado da precipitação é gerado o escoamento superficial (TUCCI, 2004). O escoamento se desloca relativamente rápido em direção a um canal de fluxo e contribui para a resposta na vazão em curto prazo (NEITSCH et al., 2011).

A água infiltrada é armazenada no solo e, posteriormente evapotranspirada ou, pode fazer o seu caminho para o sistema de água subterrânea, reabastecendo os aquíferos que mantêm as vazões dos cursos d'água nos períodos de estiagem. Sendo a evaporação o principal mecanismo de remoção de água da bacia, a quantidade de energia necessária para manter esse processo, a radiação solar especificamente, é um componente importante na simulação mais eficiente do balanço hídrico pelo SWAT.

A sequência geral de processos utilizados pelo SWAT para modelar a fase terrestre do ciclo hidrológico, e as diferentes entradas e processos envolvidos nesta fase do ciclo hidrológico, podem ser encontrados em Neitsch et al. (2011) e Arnold et al. (2012a).

3.5.2 Evapotranspiração

A evapotranspiração é um termo coletivo que inclui todos os processos pelos quais a água na superfície da Terra é convertida em vapor de água. Ela inclui a evaporação a partir da copa da planta, a transpiração, sublimação e evaporação do solo (NEITSCH et al., 2011).

Em geral, a evapotranspiração é o segundo maior componente dos dados de balanço hídrico, e por isso, se constitui um componente essencial para estudos de modelagem chuva-vazão (MISHRA et al., 2014). Os modelos hidrológicos exigem a

evapotranspiração, uma vez que é o principal mecanismo pelo qual a água deixa a bacia hidrográfica.

A transpiração real da planta e a evaporação do solo são estimadas no modelo SWAT com base na evapotranspiração potencial (ETP), considerando os parâmetros do solo e uso da terra. Existem numerosos métodos para calcular a ETP, dentre estes, os três mais populares e amplamente utilizados estão incluídos na SWAT. No entanto, se um método diferente desses três é recomendado para a área em que a bacia está localizada, o usuário pode calcular os valores diários de ETP com o método recomendado e importá-los para SWAT (ARNOLD et al., 2012a).

Os três métodos de ETP incluídos no SWAT variam na quantidade de dados de entrada necessários. O método de Penman-Monteith requer radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento. O método de Priestley-Taylor requer radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa. O método Hargreaves apenas a temperatura do ar. Nesse estudo foram feitos testes anteriores com os três métodos, o que melhor representou a ETP foi o método de Priestley – Taylor, sendo por isso o escolhido para estimar a ETP.

3.5.3 Escoamento superficial e vazão de pico

O escoamento superficial ocorre sempre quando a quantidade de água na superfície do solo excede a taxa de infiltração. Neste caso, as depressões do solo começam a saturar e, se a quantidade de água continua a ser mais elevada do que a taxa de infiltração, o escoamento superficial terá início.

Neste estudo o escoamento superficial foi estimado a partir de registros de dados diários de precipitação pelo método do Número da Curva (CN) e a vazão de pico foi estimada pelo método racional.

O método CN permite estimar a precipitação excedente resultante de uma determinada chuva para uma área conhecida de drenagem (SARTORI, LOMBARDI NETO E GENOVEZ, 2005). Sendo assim, o CN indica o potencial para a produção de escoamento em bacias hidrográficas. Quanto maior for o valor de CN, maior será o potencial de escoamento em bacias hidrográficas, e vice-versa (MISHRA et al., 2006).

A equação de escoamento superficial do SCS é um modelo empírico desenvolvido a partir de estudos com mais de vinte anos de observações entre as relações de chuva e escoamento em pequenas bacias rurais nos Estados Unidos. O modelo foi desenvolvido para fornecer uma base consistente para estimar a quantidade de escoamento em diferentes usos da terra e tipos de solos (NEITSCH et al., 2011). O escoamento superficial obtido com o método CN do SCS é representado pela Equação 2 :

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

em que:

ES = escoamento superficial total (mm).

P = precipitação total (mm).

I_a = abstrações iniciais, que incluem o armazenamento de água na superfície, a interceptação e a infiltração no solo antes de iniciar o escoamento superficial, mm.

S = parâmetro de retenção (mm).

O parâmetro de retenção varia espacialmente de acordo como tipo de solo, manejo e uso da terra, a declividade, entre outros. O parâmetro de retenção pode ser calculado pela Equação 3. As abstrações iniciais, I_a, é comumente aproximada como 20% do valor do parâmetro de retenção para um determinado dia. Sendo assim, a Equação 2 pode ser reescrita na Equação 4.

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

em que:

CN = número da curva para o dia.

$$ES = \frac{(P - 0,2S)^2}{(P - 0,8S)} \quad (4)$$

O método CN do SCS (NRSC, 2007) define três condições de umidade antecedente nos solo: CN1, o qual representa a umidade do solo no ponto de

murcha permanente, CN2 que representa a umidade média de um solo; e o CN3 que representa a umidade do solo na sua capacidade de campo.

O SWAT considera na simulação do escoamento superficial o parâmetro CN2, que representa o valor inicial da Curva-Número para a condição de umidade 2. O valor do CN2 influencia na quantidade de vazão gerada na bacia hidrográfica, e é obtido para cada combinação de uso da terra, tipo de solo e condições de umidade antecedente do solo (ARNOLD et al., 2012a). Por conseguinte, a variação desse parâmetro afeta diretamente a fase terrestre do ciclo hidrológico, causando sensibilidade na vazão simulada em diversos estudos.

Os solos são classificados em grupos hidrológicos para determinação do CN. De acordo com NRCS (2007), o tipo de solo é enquadrado em quatro grupos hidrológicos (A, B, C e D) baseado nas suas características de infiltração, ou seja, de acordo com o potencial do solo em gerar escoamento superficial. Uma classificação dos grupos hidrológicos para os solos brasileiros pode ser consultada em Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).

No SWAT a seleção do parâmetro CN é feita por meios das tabelas publicadas pelo SCS, onde o CN é escolhido em função do grupo hidrológico de solo, do uso e manejo da terra. A consulta na tabela original do parâmetro CN é comum, uma vez que estão relacionadas com a definição dos grupos hidrológicos e a falta de valores locais de referência para o parâmetro CN (SARTORI, 2004).

No SWAT a vazão de pico é estimada pelo método racional modificado (Equação 6). A vazão de pico é a vazão máxima que ocorre em um determinado evento de chuva. A vazão de pico é um indicador da erosividade de uma chuva, e é usado para prever perda de sedimentos.

$$Q_{\text{pico}} = \frac{(C \times i \times \text{Área})}{3,6} \quad (6)$$

em que:

Q_{pico} = vazão de pico (m^3/s).

C = coeficiente de escoamento superficial.

i = é a intensidade da chuva (mm/h).

Área = área da sub-bacia (km^2).

O método racional é baseado na suposição de que se uma precipitação de intensidade i começa no instante $t = 0$ e continua indefinidamente, a vazão de pico irá aumentar até que t seja igual ao tempo de concentração, ou seja, quando toda a área da sub-bacia contribui no ponto de descarga (NEITSCH et al., 2011).

3.5.4 Análise de sensibilidade, calibração e validação

O SWAT é um modelo hidrológico abrangente, semidistribuído que requer um grande número de parâmetros de entrada, os quais dificultam a parametrização e calibração do modelo. Várias técnicas estão sendo desenvolvida para o SWAT, incluindo os procedimentos de calibração, análise de sensibilidade e validação.

Destaca-se que o SWAT foi desenvolvido com base em um extenso banco de dados de solos, topografia, tipos de cultura, manejo e dados climatológicos dos Estados Unidos. O modelo foi originalmente concebido para utilizar informações de fácil aquisição, necessitando de pouca ou nenhuma calibração quando utilizados em bacias norte-americanas. Entretanto, quando aplicado em regiões com escassez de dados, e cujas características de solos, clima, culturas e manejo divergem da realidade norte-americana, torna-se necessária realizar a calibração dos parâmetros (BONUMÁ, 2011).

Os processos de calibração e validação são relacionados com análise estatística, tais como as orientações propostas por Moriasi et al. (2007) em relação aos critérios estatísticos específicos para julgar o desempenho do modelo SWAT e outro modelos. Muitos estudos considerando esses procedimentos de verificação da precisão do modelo para as condições simuladas estão sendo realizados em ampla escala de bacias hidrográficas, em condições ambientais distintas.

Uma simulação descalibrada indicam claras falhas na capacidade do modelo para descrever o balanço hídrico de bacias hidrográficas (BONUMÁ et al., 2013). Por exemplo, vazões podem ser superestimadas em comparação com as vazões observadas, quando são usados parâmetros *default* do modelo. Ambos os procedimentos de calibração manual e calibração automática são necessários para corrigir os erros de simulação.

Uma ferramenta desenvolvida recentemente para auxiliar no processo de calibração, o SWAT – CUP (*Calibration and Uncertainty Procedures*) incorpora uma abordagem semi-automática, usando tanto a calibração manual como a automática, além de incorporar uma análise de sensibilidade e incertezas (ABBASPOUR, 2012). O SWAT-CUP é um programa independente que permite importar os arquivos diretamente da saída do SWAT, facilitando o processo de calibração e validação, uma vez que não necessariamente a criação ou edição de dados.

O primeiro passo no processo de calibração e validação do SWAT é a análise de sensibilidade, sendo um instrumento para previsão dos parâmetros do modelo sobre os resultados de sua saída, o que possibilita uma racionalização da etapa de calibração, e também, a fixação dos parâmetros para os quais o modelo é pouco sensível (DURÃES et al., 2011). Dessa forma, a análise de sensibilidade determina quais são os parâmetros mais importantes para uma determinada bacia hidrográfica ou sub-bacia, o que orienta o conjunto de parâmetros a serem utilizados no processo de calibração subsequente.

A análise de sensibilidade é o processo que determina a taxa de mudança na saída do modelo no que diz respeito a mudanças dos seus parâmetros de entrada do modelo (ARNOLD et al., 2012b). No SWAT-CUP, dois tipos de análise de sensibilidade estão disponíveis, a sensibilidade local, alterando os valores um de cada vez, e a sensibilidade global, permitindo que todos os valores de parâmetros possam variar. Nesse estudo, foi feita a análise de sensibilidade global, indicada como o processo mais detalhado para conhecer a relação entre os parâmetros (SRINIVASAN, 2013). A análise de sensibilidade global é um procedimento demorado e requer um grande número de simulações.

A segunda etapa é o processo de calibração. Segundo Arnold et al. (2012b), a calibração é um esforço para melhor parametrizar um modelo para um determinado conjunto de condições locais, reduzindo assim a incerteza de previsão. No SWAT-CUP, os usuários podem ajustar manualmente parâmetros e variar de forma iterativa entre as rodadas da calibração automática. Para isso, é selecionando cuidadosamente os valores para os parâmetros de entrada do modelo (dentro de seus valores reais), comparando as suas com os dados observados.

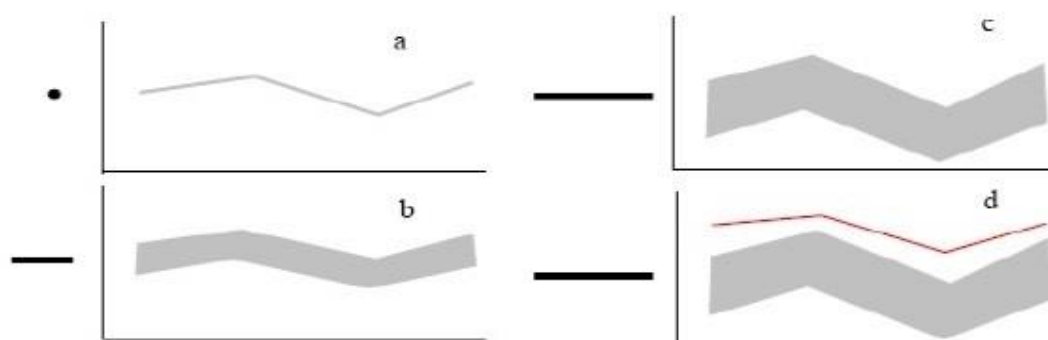
A interação do usuário no componente manual da calibração SWAT-CUP força o usuário a obter uma melhor compreensão dos processos hidrológicos em geral e da sensibilidade dos parâmetros. Arnold et al. (2012b) ressaltaram que ao

calibrar um modelo baseado fisicamente como o SWAT, é importante lembrar que todos os parâmetros de entrada do modelo devem ser mantidos dentro de uma faixa de valores realista e que nenhum procedimento automático pode substituir o conhecimento físico e real da bacia hidrográfica.

A calibração pode ser feita na etapa manual ou automática, sendo que a primeira, a calibração procede alterando parâmetros até que seja alcançado um ajuste aceitável entre os valores simulados e os observados (MULETA e NICKLOW, 2005). Essa etapa é demorada e dependente da experiência do usuário e do seu conhecimento da bacia hidrográfica. Já a calibração automática envolve o uso de algoritmos de otimização que determina o melhor ajuste dos parâmetros, e por isso, o processo pode ser considerado mais rápido e menos subjetivo (ROCHA, 2013). Sendo assim, espera-se que os resultados obtidos com a calibração automática sejam melhores quando comparados com a calibração manual.

Dentre os cinco algoritmos de otimização considerados no SWAT-CUP, neste estudo foi utilizado o *Sequential Uncertainty Fitting versão 2* (SUFI-2), que tem apresentado resultados satisfatórios. Segundo Rocha (2013), a vantagem do SUFI-2 é a calibração multi-paramétrica, sendo capaz de analisar simultaneamente um grande número de parâmetros que norteiam os processos de simulações do SWAT, com o objetivo de buscar o melhor resultado final através de inúmeras combinações dos parâmetros, variando-os dentro do intervalo permitido pelo SWAT. A base conceitual da rotina SUFI-2 é apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Ilustração conceitual da relação entre a incerteza no parâmetro e incerteza na previsão.



Fonte: Abbaspour (2012, p. 22).

Um único valor de parâmetro (mostrado pelo ponto) leva a uma única resposta no modelo (Fig. 2a), enquanto que se a propagação da incerteza ocorrer em um parâmetro (mostrado por uma linha), conduz à banda de 95PPU ilustrada pela região sombreada (Fig. 2b). Com o aumento da incerteza dos parâmetros (Fig. 2c), a incerteza de saída também aumenta. Na condição Fig. 2d, se os parâmetros chegarem no máximo dos seus limites físicos, a banda 95PPU não irá suportar a resposta do modelo; então, nessa situação, o modelo deve ser reavaliado.

Mesmo a calibração sendo um processo demorado, que requer conhecimento amplo do problema, a não execução dessa etapa pode comprometer seriamente todo o resultado obtido por simulação, refletindo na obtenção de tendências equivocadas (MACHADO, 2002). A calibração deve ser realizada por processo hierárquico, começando com o ajuste dos parâmetros que controlam os processos hidrológicos, seguido por sedimentos e, por fim, os parâmetros de qualidade da água.

O passo final é a validação para o componente de interesse, como vazão, sedimentos e outros. A validação é feita para verificar a correlação e eficiência do modelo estudado para situações semelhantes às que se quer aplicá-lo, utilizando o mesmo conjunto de parâmetros já calibrados. Para tanto, a validação envolve a execução de um modelo usando os parâmetros que foram determinados durante o processo de calibração, e comparando as previsões com os dados observados não utilizados na calibração (ARNOLD et al. 2012b).

Os procedimentos de validação são semelhantes aos procedimentos de calibração, em que as simulações previstas e os valores observados medidos são comparados para determinar se a função objetivo foi alcançada (WHITE e CHAUBEY, 2005). Com bons resultados indicados na validação do modelo, este pode ser útil para prever as condições de mudanças no uso da terra e alterações climáticas (BONUMÁ, 2011).

A metodologia utilizada para as etapas da análise de sensibilidade, calibração e análise de incerteza por meio do aplicativo SWAT-CUP, foi descrita por Rouholahnejad et al. (2012), que apresenta todos os procedimentos necessários para realização da calibração através do SUFI-2. Outros estudos que também apresentam os detalhes técnicos do algoritmo são: Abbaspour et al.(2004); Abbaspour et al. (2007); Yang et al. (2008); Abbaspour et al. (2009); Akhavan et al. (2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

O estudo da avaliação da aplicabilidade do modelo hidrológico SWAT foi realizado em uma microbacia hidrográfica experimental (MBE) localizada no município de Aracruz, inserida na bacia hidrográfica do rio Riacho, estado do Espírito Santo. A MBE está situada a uma distância de, aproximadamente, 6 km da sede do município de Aracruz, 14 km da costa e a 15 km da empresa Fibria Celulose S. A.

A MBE situa-se em uma área de tabuleiros costeiros, apresentando relevo plano a ondulado, com altitudes variando entre 15 a 53 metros. Os Argissolos predominam, mas os Espodosolos são encontrados nas encostas que direcionam o fluxo da água nas declividades mais baixas. A vegetação era composta por plantios de eucalipto e vegetação nativa. Aproximadamente 66% da área da bacia hidrográfica foi ocupada por eucalipto, com ciclo de produção próximo a sete anos, e 30% por vegetação nativa em estágio avançado e médio de regeneração. Nas áreas de plantio de eucalipto domina a topografia plana, enquanto na de vegetação nativa predomina maiores declividades.

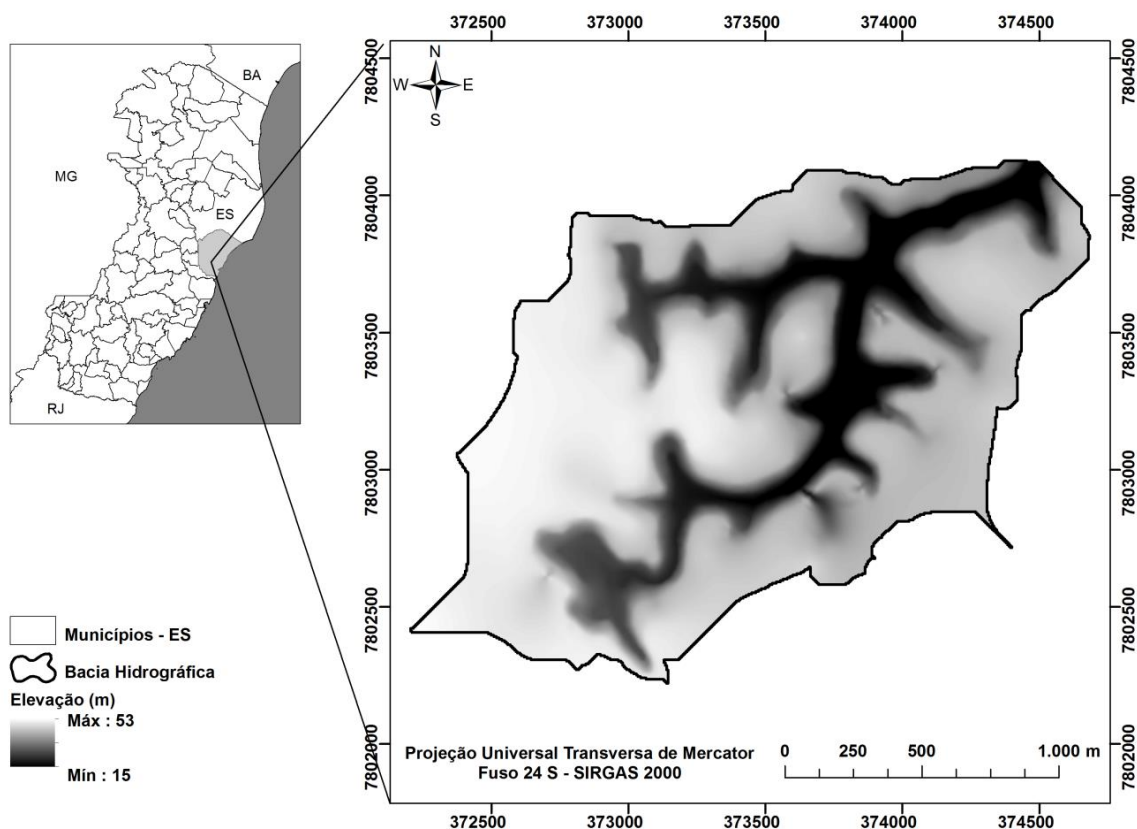
O clima da região é o Aw (tropical úmido, com uma estação chuvosa no verão e seca no inverno), de acordo com a classificação de Köppen. A precipitação média anual varia de 1200 a 1300 mm/ano, predominando temperaturas elevadas com chuvas sazonais na região, conforme descrito por Ribeiro (2009).

Atualmente a MBE, com área de drenagem de 2,84 Km² (284,35 ha), está situada em propriedade indígena (Decreto nº 12.919 de 5 novembro de 2010), entre as coordenadas geográficas: latitudes: 19°51'16" S e 19°52'18" S; e longitudes: 40°11'44" W e 40°13'15" W (Figura 3).

Na MBE em estudo, foram monitorados os elementos de clima e o comportamento das vazões em escala diária. O monitoramento dos elementos do clima foi feito a partir de uma estação meteorológica instalada em 1994 e mais dois pluviômetros instalados em 1995. Já o monitoramento das vazões foi feito a partir da construção de um vertedor triangular, finalizada em novembro de 1996, adicionalmente com a instalação de um linígrafo automático. Dessa forma, a série

dos dados meteorológicos monitorados abrange o período de 1994 a 2004, no total de 11 anos, enquanto da série de vazões foi monitorada de 1996 a 2004 (9 anos).

Figura 3 – Localização da MBE em estudo no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

4.2 SISTEMAS COMPUTACIONAIS

Na avaliação da aplicabilidade do modelo SWAT na simulação de vazões, alguns sistemas computacionais e aplicativos foram utilizados, dentre estes, estão:

✓ Software ArcGIS versão 10.0, desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute* (ERSI), Estados Unidos. O uso do SIG neste trabalho teve como função a integração e a manipulação das informações necessárias à simulação de vazões, na forma de mapas digitais, com tabelas de dados associadas.

✓ A versão do modelo SWAT utilizada foi o ArcSWAT 2012.10.0.11, uma interface que utiliza um sistema de software que une o software ArcGIS e o modelo

SWAT. O ArcGIS-SWAT versão 2012 foi desenvolvido pelo *Blackland Research Center* da *Texas Agricultural Experiment Station* e *USDA Agricultural Research Service*, e está disponível no site <http://swat.tamu.edu/software/>.

✓ SWAT-CUP, disponível no site <http://swat.tamu.edu/software/>. Este software, desenvolvido por Abbaspour (2012), foi utilizado para a calibração do modelo SWAT. O SWAT-CUP é um programa de domínio público, e como tal pode ser usado e copiado livremente. Ele permite a análise de sensibilidade, calibração, validação e análise de incertezas de um projeto do modelo SWAT.

✓ WGN Excel Macro, disponível no site <http://swat.tamu.edu/>. Esta macro foi utilizada para calcular as estatísticas das estações meteorológicas para criar os arquivos de estações meteorológicas de usuário no SWAT. Os resultados obtidos com a marco WGN foram inseridas no banco de dados do SWAT, os quais contém os dados estatísticos necessários para gerar dados diários esperados para a área em estudo, no caso de falhas, ou elaboração de uma série sintética.

✓ Na tabulação dos dados meteorológicos e de vazões, e nas análises estatísticas, foi utilizado o Microsoft Excel, 2010.

4.3 DADOS DE ENTRADA NO MODELO SWAT

O modelo SWAT requer informações do relevo (topográficas), uso da terra, manejo, dados de solos e dados meteorológicos. O modelo dispõe de um banco de dados interno, que possui informações somente de estações meteorológicas dos EUA, assim como as informações pedológicas dos solos e dos parâmetros do uso da terra encontrados em terras americanas.

Para a simulação de vazões da MBE em estudo, foi necessária a consolidação de uma base de dados hidroambientais, envolvendo a criação de um banco de dados espaciais (mapas) e uma série temporal climática, na escala diária, das variáveis necessárias à simulação do modelo.

Os dados hidroambientais como relevo (MDE), uso da terra, dados de solos e meteorológicos foram compilados do banco de dados da empresa Fibria Celulose S.A., juntamente com as informações disponibilizadas nos relatórios do Projeto

Microbacia que incorpora informações de 1994 a 2004 (ARACRUZ, 2002, 2005), também fornecidos pela empresa Fibria Celulose S.A.

As informações sobre o relevo, uso da terra e tipos de solo foram processados com o SIG para criar as imagens temáticas como arquivos de entrada requeridos pelo modelo. Os mapas de delimitação das sub-bacias e o mapa de declividade foram derivados do MDE e obtidos no processamento com o SWAT.

Com os mapas de uso da terra, tipo de solo e declividade, foram criadas as HRU's por meio da sobreposição dos mapas. As HRU's são criadas a partir das sub-bacias que possuem únicos atributos de uso da terra, tipo de solo e declividade. Neitsch et al. (2011) destacou que a maioria das equações que o SWAT utiliza são solucionadas tendo as HRU's como distribuição geográfica. O método de trabalho com múltiplas HRU's foi feito para explicar a complexidade da paisagem dentro dos limites das sub-bacias (ARNOLD et al., 2012a).

A definição das HRU's foi feita sem exclusão de áreas para a simulação, pois quando se utiliza a redução por porcentagem estes valores reduzidos não são simulados. Como a bacia é considerada pequena para a aplicação do modelo, optou-se por não reduzir áreas para a simulação, permitindo assim incluir todas as combinações de solo e usos na simulação.

As variáveis meteorológicas requeridas pelo modelo SWAT incluem precipitação diária, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar. O SWAT inclui um gerador de condições atmosféricas (WXGEN) usado para simular todas variáveis com base em estatísticas mensais climáticas calculadas a partir de dados medidos em longo prazo e preencher as falhas nos registros medidos (ARNOLD et al., 1998).

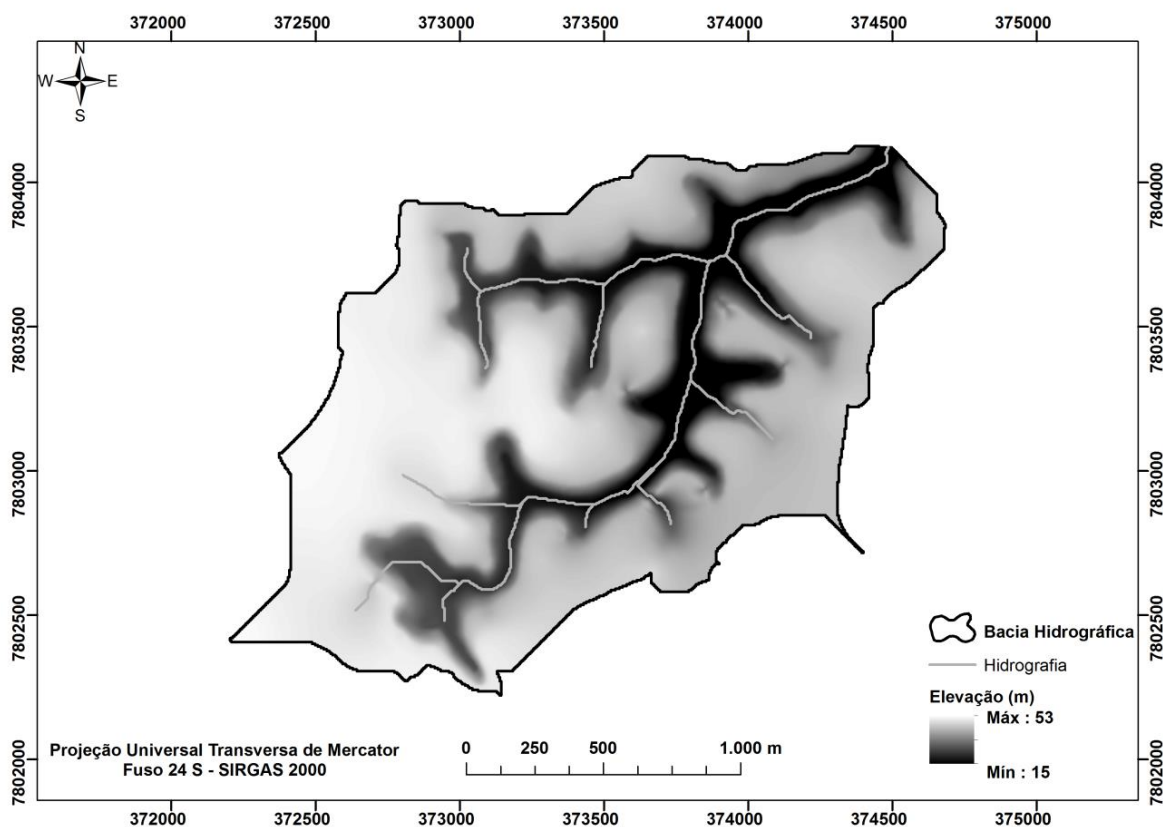
Os dados meteorológicos foram organizados na escala diária em formato de texto (.txt), para inserção no SWAT. Os dados de vazão foram organizados em planilhas eletrônicas (.xls) na escala diária e mensal, para fazer a comparação do valores observados com os simulados pelo modelo SWAT.

4.3.1 Topografia

As informações topográficas foram obtidas do Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução espacial de 5 x 5 metros fornecido pela empresa. Para obter o

MDE hidrológicamente consistente (MDEHC), foi utilizada a ferramenta *Fill* no ArcGIS, para preenchimento de depressões expúrias. Com esse procedimento, foi gerado o MDEHC, Figura 4.

Figura 4 – Modelo Digital de Elevação da MBE no município de Aracruz, ES.

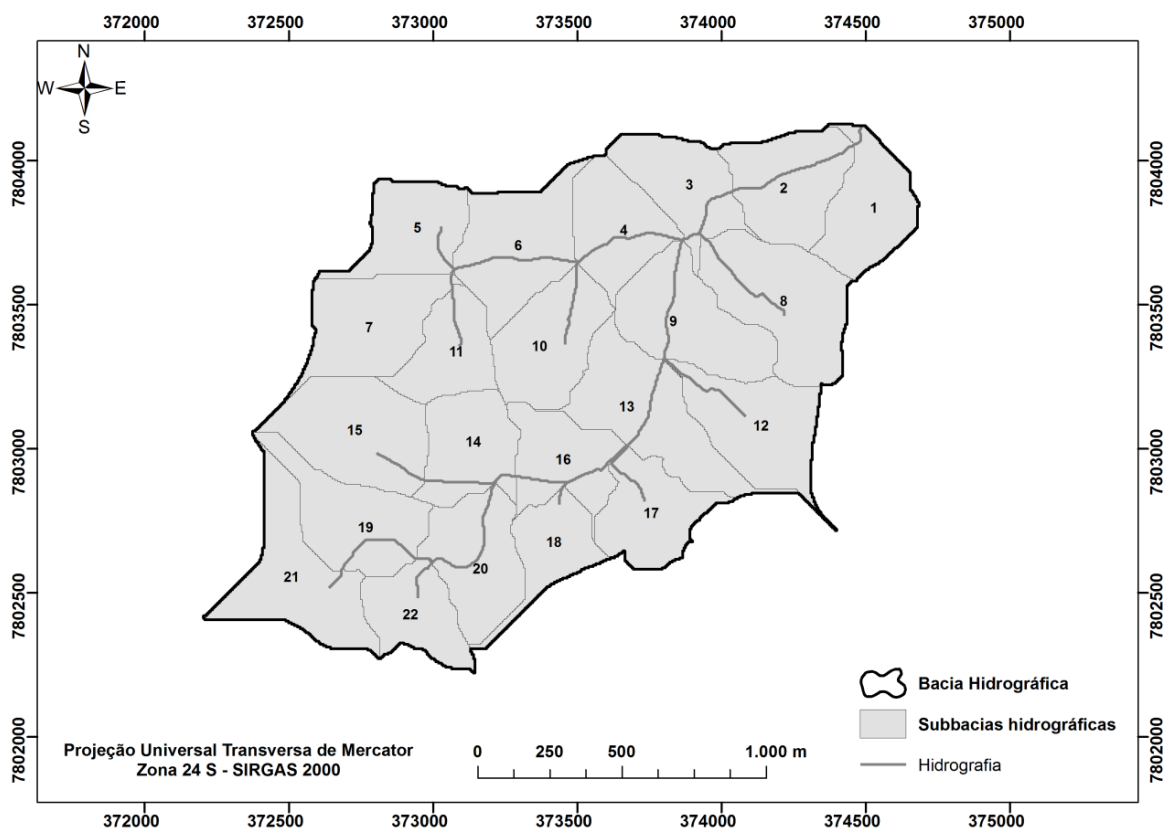


Fonte: o autor.

Como o MDEHC, iniciou-se a modelagem com o SWAT para obter a delimitação da bacia em estudo. Para tanto, inseriu-se o raster MDEHC e a partir dele foi feita a definição da rede de drenagem (*stream definition*) a partir do fluxo de direção acumulado para uma área de 5 ha. A partir da rede de drenagem criada pelo SWAT, foram delimitadas 22 sub-bacias hidrográficas com um tamanho médio de 0,13 km² (5% da área da bacia). Jha et al. (2004) examinaram o efeito da subdivisão da bacia nos resultados das simulações com o SWAT, e sugeriram que o tamanho ideal de sub-bacias hidrográficas seja de 2 a 6% da bacia simulada.

O mapa das 22 sub-bacias delimitadas está apresentado na Figura 5. A definição das sub-bacias é importante para adquirir os dados simulados da sub-bacia onde está localizado o ponto de medição da vazão, na qual será feita a comparação dos dados simulados com os observados.

Figura 5 – Sub-bacias delimitadas dentro da MBE no município de Aracruz, ES.



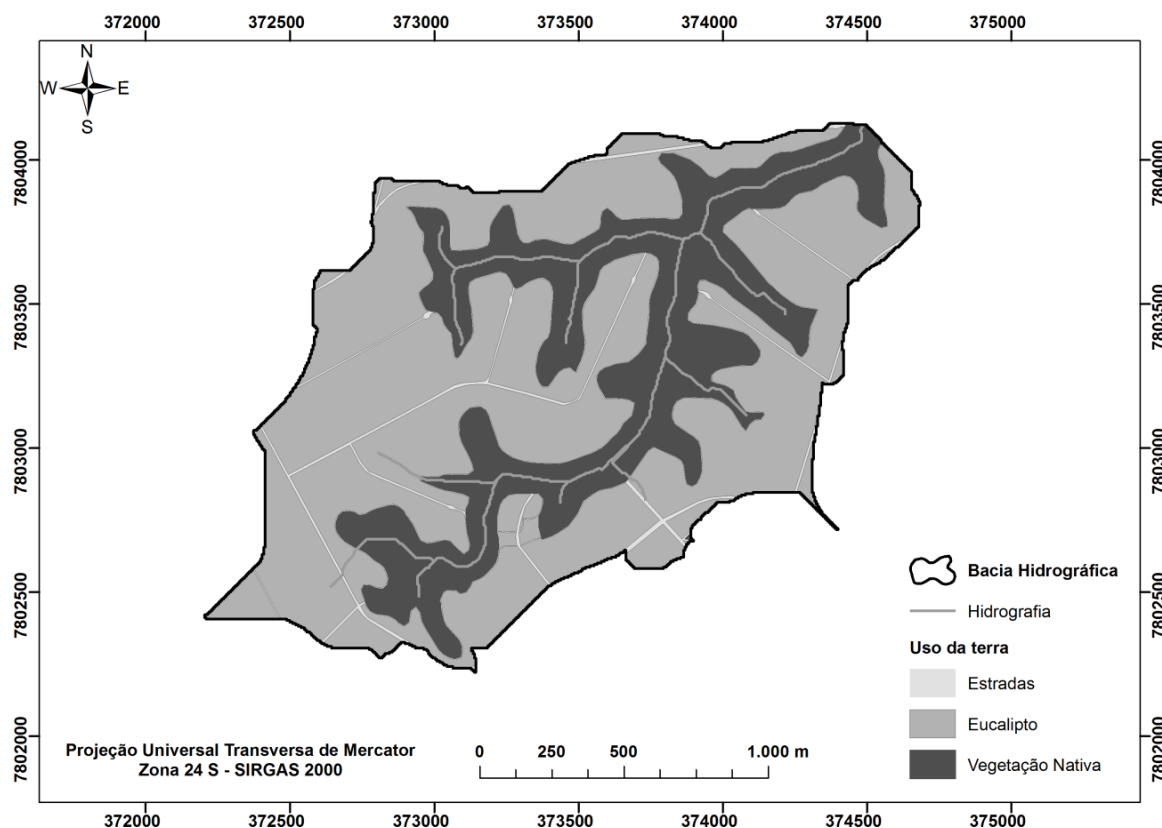
Fonte: o autor.

4.3.2 Uso da terra e manejo

A microbacia era ocupada por dois tipos diferentes de cobertura vegetal, eucalipto e vegetação nativa. O mapa do uso da terra (Figura 6) obtido a partir do banco de dados disponibilizado pela empresa foi pré-processado no SIG com o software ArcGIS para a definição dos usos.

Até o ano de 2004, o uso da terra da MBE estava dividido na seguinte proporção: 66,05 % com plantio de eucalipto, correspondendo a 187,81 ha; 30,01 % com vegetação nativa, com área de 85,34 ha e, 3,94 % com estradas não pavimentadas, sendo 11,20 ha.

Figura 6 – Mapa de uso da terra da MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

Com relação ao uso e cobertura da terra, o SWAT incorpora uma grande base de dados com coberturas vegetais e coberturas urbanas. Para configurar as informações do uso da terra da MBE realizou-se uma consulta ao banco de dados do SWAT para buscar aqueles usos com características semelhantes às existentes na bacia hidrográfica.

No entanto, os parâmetros da cultura do eucalipto não existiam no banco de dados do SWAT. Para tanto, foram solicitados, à equipe desenvolvedora do SWAT, informações dos parâmetros do eucalipto para adicionar ao seu banco de dados. Desta forma, foram disponibilizados 37 parâmetros relacionados ao crescimento vegetal. Tais parâmetros foram avaliados e corrigidos de acordo com as condições de crescimento do eucalipto no Brasil, conforme Soares e Almeida (2001), Xavier (2002), Almeida et al. (2007) e comunicação pessoal com pesquisadores da empresa Fibria Celulose S. A.

O SWAT requer 41 parâmetros para cada tipo de cobertura. Sendo assim, os cinco parâmetros faltantes, coeficiente de rugosidade de Manning (OV_N), e os

CN2 na condição de umidade 2 para os grupo hidrológico A, B, C e D (CN2A, CN2B, CN2C, CN2D), respectivamente, foram compilados da cultura Pinus para completar os parâmetros necessários à modelagem.

Os parâmetros necessários para simular o crescimento do eucalipto encontram-se no Apêndice A, sendo que estes foram adicionados ao banco de dados de crescimento do SWAT (*.crop file*) antes de iniciar o projeto com o modelo. Dessa forma, ao criar o projeto, seleciona-se o banco de dados que já contém as alterações feitas para o uso da terra. Por fim, os usos da terra da MBE em estudo foram correlacionados como banco de dados do SWAT, conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Tipos de cobertura da terra existentes na MBE em estudo e a correlação com o banco de dados do SWAT

Uso da terra	Uso correspondente adotado no SWAT
Eucalipto	EUCA (Eucalipto)
Vegetação nativa	FRSE (Floresta sempre verde)
Estradas	URLD (Área urbana de baixa densidade)

Além disso, foram criados quatro tipos de manejo para o plantio do eucalipto, distribuídos para as 22 sub-bacias. Os manejos realizados na bacia hidrográfica com datas e tipo de operação (plantio, adubação e colheita) estão apresentados no Apêndice B. O manejo adotado foi editado de acordo com o apresentado por Franciscatte (2010). A edição do manejo foi feita na ferramenta *Edit SWAT input > Subbasins Data > Managment*.

Historicamente, a paisagem do local passou por mudanças durante as atividades silviculturais realizadas. Neste estudo, observaram-se as operações de cortes no ano de 1996 e 2004 e reforma e replantio nos anos de 1997 e 2004. Em 1996, no segundo semestre, foi realizado o corte de 70% da área nos meses de setembro e outubro, no início do período chuvoso, ficando o solo com pouca cobertura. O eucalipto foi replantado em janeiro e fevereiro de 1997, iniciando um novo ciclo da cultura com colheita prevista aos 7 anos. Em 2004, a área entrou no 5º ciclo de produção de madeira, com um período médio da rotação próximo de sete anos. No ano de 2004 (julho) a maior parte do plantio foi cortado, com replantio em outubro, e poucos foram conduzidos para serraria.

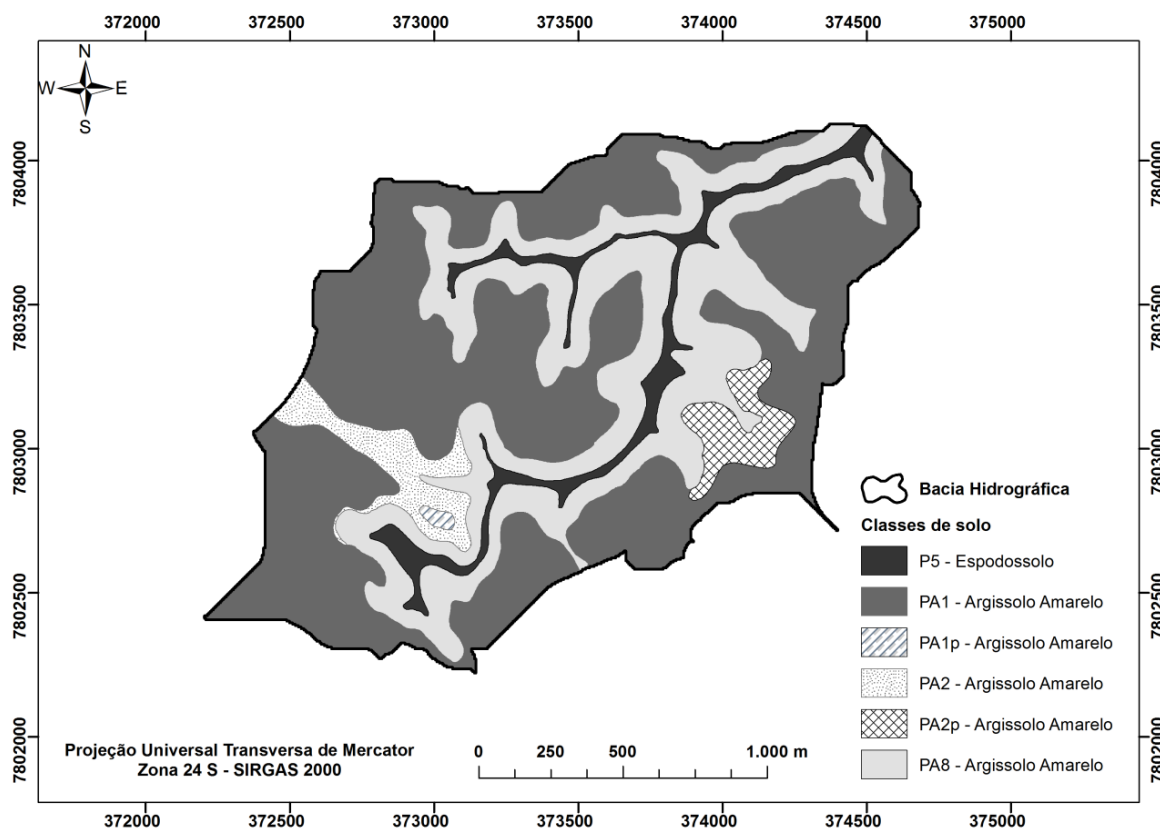
4.3.3 Solos

Um levantamento de solos para todas as áreas cultivadas com eucalipto da empresa foi executado pela Embrapa Solos, no período de 1987 a 1994, por meio do contrato firmado com a antiga Aracruz Celulose S. A., atual Fibria Celulose S.A. Essas informações dos solos foram disponibilizadas por meio de relatórios técnicos entregues à empresa, que por sua vez disponibilizou os dados por meio dos relatórios técnicos do Projeto Microbacia.

De acordo com as informações disponibilizadas pelos dois relatórios, as unidades pedológicas descritas para a área da bacia hidrográfica concentraram-se em duas classes de solos, o Podzólico Amarelo e Podzol. O Podzólico amarelo ocupa os topos planos e suaves ondulados e apresenta baixa disponibilidade de água no perfil. O Podzol foi encontrado em relevo plano, ocorrendo também no suave ondulado, que corresponde a pequenos desníveis locais.

No mapa digital dos tipos de solos da bacia hidrográfica, com escala de 1:250.000, identificam-se dois tipos de solos, Podzólico Amarelo e Podzol. A classificação dos solos foi adaptada para a classificação atual da Embrapa Solos (2006), com distinção de duas classes, os Argissolos e Espodossolos. Dentro dessas duas classes, foram classificados cinco perfis de solo para a classe Argissolo e um perfil para a classe Espodossolo, apresentados na Figura 7.

Figura 7 – Mapa de tipos de solo da MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

O perfil com a área mais representativa foi o PA1, com 56,91% da área total, seguido do PA8 com 30,81%. A maior parte dos solos PA8 e P5 (5,18% da área total) abrangem o uso da terra com vegetação nativa, enquanto os demais solos, PA1, PA1p, PA2 e PA2p estão distribuídos sob o uso eucalipto, com áreas representativas de 56,91, 0,22, 3,99 e 2,89 %, respectivamente.

Devido o banco de dados do SWAT ser norte-americano, foi necessária a edição dos parâmetros do solo apresentados na Tabela 3. Para caracterizar os solos da MBE no banco de dados de solos do SWAT, alguns parâmetros físicos e hidrológicos foram obtidos por meio de consultas ao relatório do ano de 1994 do Projeto Microbacia e, os parâmetros capacidade de retenção de água no solo (mm/mm), condutividade hidráulica em solo saturado (mm/hr), albedo do solo e o fator de erodibilidade K da equação de USLE, foram estimados a partir da utilização da macro do excel SWAT_usersoil.

A macro *SWAT_usersoil* foi disponibilizada pela comunicação pessoal com os desenvolvedores do SWAT. Nela, estão incluídas as equações de

pedotransferência desenvolvidas por Saxton e Rawls (2006) para estimar a condutividade hidráulica do solo, a equação proposta por Baumer (1990) para estimar o albedo do solo e, a equação proposta por Williams (1995) para estimar a USLE_K, citadas na documentação teórica do modelo SWAT (NEITSCH et al., 2011).

Tabela 3 – Parâmetros físicos e hidrológicos utilizados pelo SWAT na caracterização dos solos

Parâmetro	Descrição
SNAM	Nome dado à classe de solo
NLAYERS	Número de camadas (horizontes) do solo
HYDGRP	Grupo hidrológico do solo (A, B, C e D)
SOL_ZMX	Profundidade máxima possível de alcance da raiz (mm)
ANION_EXCL	Fração de porosidade do solo (decimal)
SOL_Z	Profundidade de cada horizonte (mm)
SOL_BD	Densidade aparente do solo (g/cm ³)
SOL_AWC	Capacidade de retenção de água do solo (mm/mm)
SOL_K	Condutividade hidráulica em solo saturado (mm/hr)
SOL_CBN	Conteúdo de carbono orgânico do solo (% peso do solo)
CLAY	Porcentagem de argila no solo (%)
SILT	Porcentagem de silte no solo (%)
SAND	Porcentagem de areia no solo (%)
ROCK	Porcentagem de cascalho no solo (%)
SOL_ALB	Albedo do solo (decimal)
USLE_K	Fator de erodibilidade K da equação de USLE

Fonte: Fukunaga (2012), adaptado pelo autor.

Os parâmetros utilizados na entrada de dados na macro de solos foram: número de camadas (NLAYERS); grupo hidrológico (HYDGRP); carbono orgânico (SOL_CBN); areia (SAND); silte (SILT); argila (CLAY) e cascalhos (ROCK). Todas essas informações foram obtidas no relatório de 1994 do Projeto Microbacia, para cada perfil de solo representativo da MBE em estudo. Ressalva-se que a classificação do grupo hidrológico do solo foi baseada nos estudos de Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).

Após a aplicação da macro *SWAT_usersoil*, obteve-se os seguintes parâmetros: densidade aparente do solo (SOL_BD), capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC), condutividade hidráulica no solo saturado (SOL_K), albedo do solo úmido (SOL_ALB) e fator de erodibilidade do solo (USLE_K), apresentados na Tabela 3. Apenas a SOL_BD foi corrigida para o valor observado, pois esse dado está disponível no levantamento de solos do relatório do Projeto Microbacia de 1994.

Na Tabela 4 estão apresentados os parâmetros da primeira camada dos perfis de solos, sendo os parâmetros das demais camadas dos perfis de solos discriminados no Apêndice C.

Tabela 4 – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo no município de Aracruz, ES

Parâmetros	Perfis dos solos					
	PA2p	PA1p	PA2	PA1	P5	PA8
*NLAYERS	10	10	10	9	5	10
HYDGRP	B	B	B	B	A	B
***SOL_ZMX (mm)	3090	2850	2900	2850	780	3200
***ANION_EXCL	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
***SOL_CRK	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
**TEXTURE	SCL	SL	SCL	SL	CL	SL
*SOL_Z1 (mm)	120	120	200	80	100	120
*SOL_BD1 (g/cm ³)	1,46	1,58	1,47	1,64	1,16	1,47
**SOL_AWC1 (mm)	0,1013	0,0566	0,0946	0,0565	0,1434	0,0667
**SOL_K1 (mm/hr)	4,9297	39,7854	6,3890	36,1559	15,0494	32,3565
*SOL_CBN1 (%)	1,95	0,96	1,81	0,95	8,8	1,89
*CLAY1 (%)	31	14	29	15	32	16
*SILT1(%)	11	4	9	4	25	8
*SAND1(%)	58	81	62	81	43	76
*ROCK1(%)	1	1	1	1	0	9
**SOL_ALB1	0,1569	0,3100	0,1727	0,3121	0,0014	0,1635
**USLE_K1	0,1020	0,0871	0,0995	0,0859	0,1172	0,0955

*Fonte: Dados do relatório empresa Fibria (1994).

**Fonte: Macro *SWAT_usersoil*.

***Fonte: valor padrão do modelo hidrológico SWAT.

Obs.: O número após o parâmetro representa a camada do solo ao qual o valor se refere.

Os parâmetros de solo foram inseridos por perfil (camada a camada), não ultrapassando o valor de 10 camadas por solo, restrição imposta pelo modelo. As informações dos solos foram adicionadas nos bancos de dados do SWAT na aba dos solos do usuário (*usersoil.file*), antes da criação do projeto SWAT. Assim ao criar o projeto SWAT, é escolhido o banco de dados que contém as alterações feitas para o uso da terra e tipo de solo.

4.3.4 Dados meteorológicos

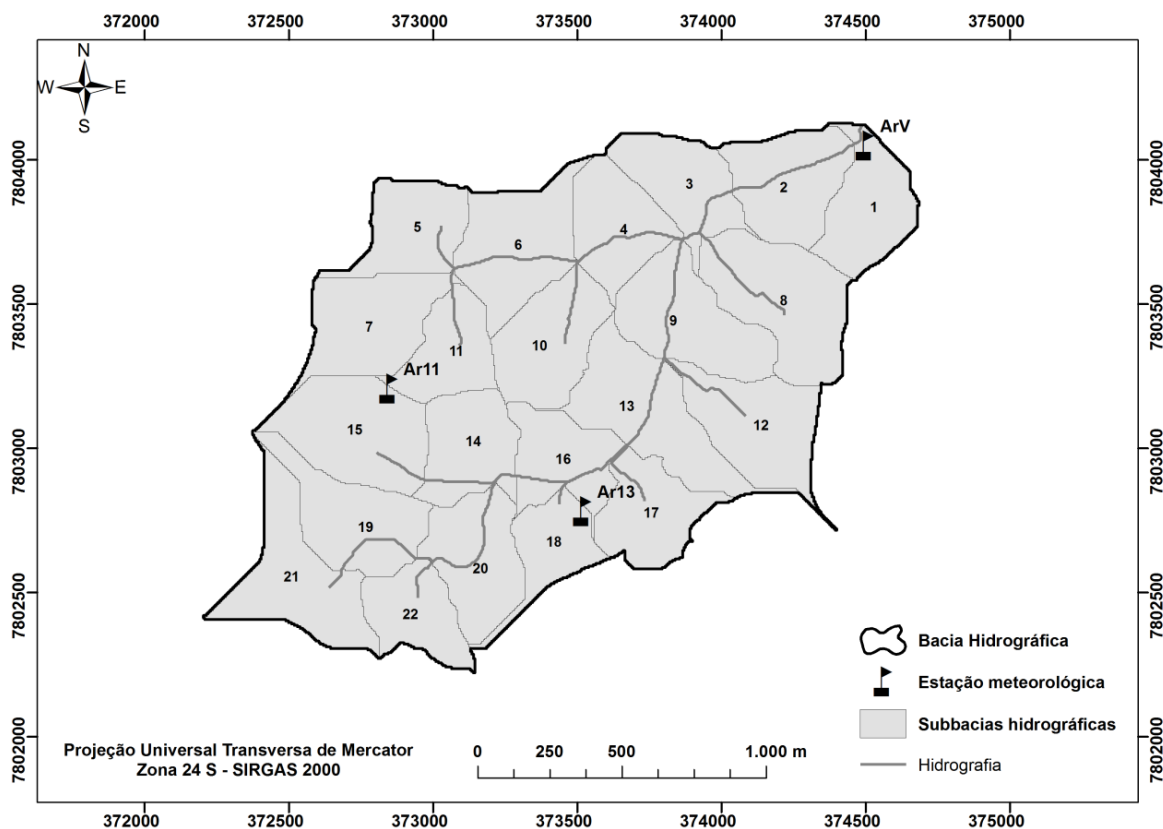
Na MBE em estudo, o monitoramento dos dados meteorológicos foi realizado através de uma estação meteorológica automática denominada Ar11 (Torre) e de dois pluviômetros instalados nas áreas Ar13 (Grid7) e ArV (Vertedouro), distribuídas na área conforme Figura 8. Na estação Ar11 foram registrados dados diários das cinco variáveis meteorológicas necessárias à simulação: temperatura máxima e mínima (°C), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%), radiação solar global (MJ/m²/dia) e, também, precipitação (mm).

O registro da precipitação abrangeu o período de março de 1994 a dezembro de 2004, enquanto as variáveis, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar global abrangeu o período de 1995 a 2004. Na modelagem com o SWAT, todas as variáveis meteorológicas devem abranger o mesmo período de observações (ARNOLD et al., 2012a), portanto, as variáveis faltantes foram preenchidas com -99.

Os registros diários de vazão estavam disponíveis apenas na localidade ArV. As vazões foram medidas por meio da altura da lâmina d'água sobre o vertedouro, aplicada às equações hidráulicas adaptadas.

Como os registros diários de vazão estavam disponíveis apenas na localidade ArV, a sub-bacia número 1 foi escolhida para comparar os valores simulados com os valores observados de vazão. A análise por sub-bacia não compromete a avaliação dos resultados, pois como o modelo SWAT é um modelo distribuído, a resposta hidrológica inclui todo o comportamento da bacia naquele ponto de medição.

Figura 8 – Distribuição geográfica da estação meteorológica Ar11 e os pluviômetros instalados nas localidades Ar13 e ArV, na MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor

4.3.4.1 Dados meteorológicos para o Gerador Climático WGN

O modelo SWAT dispõe do modelo gerador climático *Weather Generator* (WGN), que utiliza dados médios para gerar dados meteorológicos diários necessários à simulação. Sendo assim, SWAT tem a capacidade de simular o ciclo hidrológico de uma bacia apenas a partir das estatísticas climáticas obtidas de uma série temporal diária estabelecida pelo usuário. Contudo, a variável mais importante para a entrada do modelo é a precipitação, sendo possível simular esta variável e as demais dentro do modelo, desde que se tenham as estatísticas climáticas que são geradas para o WGN por meio da *WGN Excel Macro*.

A *WGN Excel Macro* foi projetada para calcular as estatísticas das estações meteorológicas necessárias para criar arquivos de estação meteorológica de usuário no modelo SWAT. Esses arquivos são usados pelo gerador de condições

atmosféricas do SWAT para preencher as informações em falta ou simular dados meteorológicos.

Como mencionado anteriormente, apenas a estação Ar11 continha as cinco variáveis meteorológicas diárias necessárias à simulação. Sendo assim, apenas os registros dos dados diários meteorológicos da estação Ar11, situada a 37 metros de altitude, foram utilizados para gerar as estatísticas das variáveis climáticas por meio da *WGN Excel Macro*.

Arnold et al. (2012a) destacaram que para a obtenção de resultados confiáveis, a série de dados meteorológicos deve ser superior a 10 anos. O período utilizado para gerar as condições atmosféricas a partir da WGN foi de 01 de Março de 1994 (01/03/1994) a 31 de Dezembro de 2004 (31/12/2004), no total de 10 anos e 10 meses.

A série temporal diária para gerar as estatísticas climáticas mensais depende da entrada das seguintes variáveis meteorológicas: precipitação (mm), temperatura do ar máxima e mínima (°C), velocidade do vento (m/s), temperatura no ponto de orvalho (°C), além da radiação solar global (MJ/m²/dia) e da precipitação máxima de 0,5 hora no mês (mm).

A variável velocidade do vento foi corrigida para a altitude de dois metros, conforme Equação 7, proposta por Allen et al. (2006). A variável temperatura no ponto de orvalho (°C) foi obtida pela relação de temperatura do ar e umidade relativa do ar, conforme Equação 8 (ALLEN et al., 2006).

$$U_2 = U_z \frac{4,87}{\ln(67,8z - 5,42)} \quad (7)$$

em que:

U_2 = velocidade do vento a 2 metros acima da superfície (m/s).

U_z = velocidade do vento medida a z metros acima da superfície (m/s).

z = altura de medição acima da superfície (m).

$$T_{po} = \frac{116,91 + 237,3 \ln(e_a)}{16,78 - \ln(e_a)} \quad (8)$$

em que:

T_{po} = Temperatura no ponto de orvalho (°C).

e_a = pressão real d'água no ar (kPa).

$$\text{em que : } e_a = \frac{e^0(T_{\min}) \frac{HR_{\max}}{100} + e^0(T_{\max}) \frac{HR_{\min}}{100}}{2} e,$$

$$e^0(T_{\text{minoumax}}) = 0,611 \exp \left[\frac{17,27 T_{\text{minoumax}}}{T_{\text{minoumax}} + 237,3} \right]$$

em que:

$e^0(T_{\min})$ = pressão de saturação de vapor na temperatura mínima diária (kPa).

$e^0(T_{\max})$ = pressão de saturação de vapor na temperatura máxima diária (kPa).

HR_{\max} = Umidade relativa máxima (%).

HR_{\min} = Umidade relativa mínima (%).

T_{\min} = Temperatura mínima diária (°C).

T_{\max} = Temperatura máxima diária (°C).

Depois de obtida todas as variáveis necessárias para a entrada no WGN, as mesmas foram editadas em txt. Na edição dos dados de entrada para a macro WGN, é informada a data de início e fim da série climatológica. Para as variáveis que não dispunham de séries completas para o período, foi feito o preenchimento da falha com o valor de -99, conforme indicado por Arnold et al. (2012a), na qual todas as variáveis atmosféricas devem abranger o mesmo período dos dados observados.

Após gerar as estatísticas das condições atmosféricas para a estação Ar11, os dados foram inseridos no banco de dados do SWAT na aba *WGEN_user.file* antes da criação do projeto no SWAT. Na Tabela 5 apresentam-se os resultados para a média de cada mês para todos os anos da série temporal utilizada, resultante dos cálculos realizados para estimar os parâmetros de entrada no banco de dados do gerador climático WGN. Dessa forma, toda a informação adicionada ao banco de dados corresponde às condições observadas na MBE em estudo.

Tabela 5 – Parâmetros meteorológicos calculados a partir dos dados da estação meteorológica Ar11.

Dados	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	26.0	26.5	25.9	24.7	23.1	22.2	21.6	21.8	22.3	23.3	24.0	25.3
TMPMN	25.2	25.6	25.1	24.0	22.3	21.4	20.8	21.0	21.6	22.6	23.3	24.5
TMPSTDMX	1.2	1.3	1.4	1.6	1.5	1.3	1.5	1.6	1.7	2.1	2.0	1.5
TMPSTDMN	1.2	1.2	1.3	1.5	1.5	1.2	1.4	1.6	1.6	1.9	1.9	1.4
PCPMM	100.2	70.5	160.8	98.1	51.0	55.8	51.8	41.7	63.1	122.6	192.2	213.0
PCPSTD	9.8	7.9	17.0	8.2	5.7	7.8	5.8	4.7	5.7	9.7	12.9	12.3
PCPSKW	5.4	5.4	8.4	4.0	6.1	7.8	7.8	8.5	4.8	3.9	3.0	2.6
PR_W1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3
PR_W2	0.7	0.6	0.6	0.6	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.8	0.7
PCPD	13.5	9.7	13.1	12.8	8.6	8.4	10.9	9.2	12.9	14.1	16.6	16.9
RAINHHMX	28.2	25.7	77.9	23.5	18.9	30.8	25.1	21.6	15.9	24.6	28.0	21.8
SOLARRAV	21.0	22.4	19.5	16.7	14.4	13.7	13.4	15.9	15.8	17.1	17.5	19.5
DEWPT	23.1	22.9	22.7	21.6	19.6	18.9	18.4	18.0	18.8	19.8	21.0	22.4
WNDVAV	1.6	1.5	1.6	1.7	1.8	1.6	1.8	1.8	2.1	2.1	2.1	1.9

TMPMX: temperatura máxima (°C); TMPMN: temperatura mínima (°C); TMPSTDMX: desvio padrão da temperatura máxima (°C); TMPSTDMN: desvio padrão da temperatura mínima (°C); PCPMM: precipitação média (mm); PCPSTD: desvio padrão para precipitação (mm); PCPSKW: coeficiente de assimetria para precipitação máxima; PR_W1: probabilidade de dias úmidos após dias secos (%); PR_W2: probabilidade de dias úmidos após dias úmidos (%); PCPD: número de dias de precipitação (dias); RAINHHMX: precipitação máxima de 0,5 horas (mm); SOLARRAV: radiação solar (MJ/m²/dia); DEWPT: temperatura no ponto de orvalho (°C); e WNDVAV: velocidade do vento (m/s)

As estatísticas mensais geradas pela WGN Excel Macro somente são utilizadas para gerar dados diários esperados para a área em estudo no caso de falhas, ou elaboração de uma série sintética quando pretende-se avaliar um período no qual não se dispõe de dados observados. Na modelagem com o SWAT foram utilizadas as variáveis climáticas monitoradas na MBE e as estatísticas geradas pelo WGN foram utilizadas para o preenchimento dos dados faltantes.

4.3.4.2 Dados meteorológicos para inserção no SWAT

O modelo SWAT permite inserir cinco variáveis climáticas na etapa de escrita dos dados climáticos na simulação. Todas essas cinco variáveis podem ser simuladas a partir das estatísticas obtidas pelo WGN. No entanto, para melhor representar o comportamento temporal climático da MBE, optou-se por utilizar não apenas a precipitação, mas todas as variáveis climáticas que o modelo SWAT

permite. As variáveis inseridas foram precipitação (mm), temperatura do ar máxima e mínima (°C), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%), além da radiação solar global (MJ/m²dia).

As variáveis meteorológicas foram editadas como txt para a entrada dos dados no modelo SWAT. Na edição destes dados de entrada no modelo SWAT, é informada apenas a data inicial da série climatológica. Para as variáveis que não dispunham de séries completas para o período, foi feito também o preenchimento da falha com o valor de -99. O valor de -99 indica ao modelo que ele deve simular os valores para os dados faltantes com base na estatística obtida com o gerador climático WGN.

Além deste monitoramento dos dados meteorológicos da estação Ar11, obteve-se os registros dos dados diários de precipitação de mais dois pluviômetros localizados nas áreas Ar13 e ArV. Contudo, o período de observações dos três pontos de monitoramento da variável precipitação são distintos, conforme Tabela 6.

Tabela 6 – Estação meteorológica e pluviômetros da MBE em estudo no município de Aracruz, ES

ID	Localidade	Elevação (m)	Localização		Dados	
			Latitude	Longitude	Início	Fim
Ar11	Torre	88,8	-19° 51' 47"	-40° 12' 52"	01/03/1994	31/12/2004
Ar13	Grid-7	49,2	-19° 52' 01"	-40° 12' 29"	01/01/1996	03/06/2005
ArV	Vertedouro	10,7	-19° 51' 20"	-40° 11' 55"	01/05/1996	03/06/2005

Para melhor representação da precipitação em toda a bacia foram utilizados dados de precipitação das três estações meteorológicas. Como o períodos dos dados observados de precipitação eram diferentes, foi feita uma interpolação desta variável para toda bacia hidrográfica a partir das 3 estações. Esta decisão baseou-se na análise dos parâmetros de entrada do modelo SWAT, sendo a precipitação a principal variável envolvida na simulação do escoamento superficial.

Para realizar a interpolação foi utilizado o aplicativo SWAT_PCP_10, obtido com a equipe desenvolvedora do SWAT. Para aplicação do SWAT_PCP foi editado uma base de dados contendo os arquivos txt com a informação das datas e valores de precipitação das 3 estações, o *shape* da localização das 3 estações

meteorológicas na projeção UTM, e o *shape* das sub-bacias fazendo referência aos valores das coordenadas dos centroides, em graus decimais, e a elevação dos mesmos, em metros. As coordenadas dos centroides de cada sub-bacia foram extraídas do polígono pela rotina no ArcGIS, *Zonal geometry > Calculate geometry as table*, inserindo o polígono das subbacias com a definição de 5 metros do tamanho da célula.

Com a interpolação da precipitação para as 22 subbacias gerou-se valores diários para todos os 22 pontos centroides, construído uma malha de distribuição de chuvas para todas as sub-bacias delimitadas. Dessa forma, obtém-se uma boa determinação das precipitações ocorridas na MBE, em termos de distribuição espacial.

Com a interpolação, obteve-se o período de registro da variável precipitação, de 01/03/1994 a 31/12/2004 para todas as sub-bacias, sendo estimados para esse período os valores das demais variáveis envolvidas, temperatura, umidade relativa, vento e radiação solar, na simulação com o modelo SWAT. Para tanto, os dados faltantes foram preenchidos com -99. É neste ponto que as estatísticas geradas pelo WGN geram os dados faltantes na simulação com o modelo SWAT. Com isso, a série histórica dos dados meteorológicos, abrangeu os anos de 1994 a 2004.

4.4 MODELAGEM COM O SWAT

4.4.1 Inserção dos dados no SWAT

No projeto criado no SWAT, com banco de dados (*.mdb*) contendo todas as alterações correspondes aos solos, uso da terra e clima, foi utilizado o sistema de projeção UTM (Universal Transversa de Mercator), zona 24S, com datum SIRGAS 2000, como o sistema padrão para elaboração do trabalho, o que implicou na padronização de todos os mapas e do MDE utilizados no projeto.

Após ter criado o projeto no SWAT e definir o sistema de projeção, inseriu-se o MDEHC, obtido conforme exposto no item 4.3.1, para delimitar a MBE em estudo. Nesta etapa utilizou-se a ferramenta *Watersehd delineator*, onde foi feita a distribuição dos *outlets* para delimitar as sub-bacias e a adição do ponto de interesse referente à estação fluviométrica, o qual é o exutório da sub-bacia 1.

A partir da delimitação das sub-bacias procedeu-se a criação das HRU's na ferramenta *HRU Analysis*. As HRU's são unidades de única combinação entre as sub-bacias, a declividade, o tipo de solo e o uso da terra. O processo de formação das HRU's pode ser visto na Figura 10.

Nesta etapa, foi realizada primeiramente a compatibilização entre o mapa de uso da terra fazendo correspondência por meio de um arquivo txt, correlacionando o mapa de uso da terra com os usos da terra disponíveis no banco de dados do SWAT, conforme exposto no item 4.3.2. Dessa forma, obteve um novo mapa de uso da terra, reclassificado de acordo como banco de dados do SWAT para o crescimento de plantas (*.crop file*).

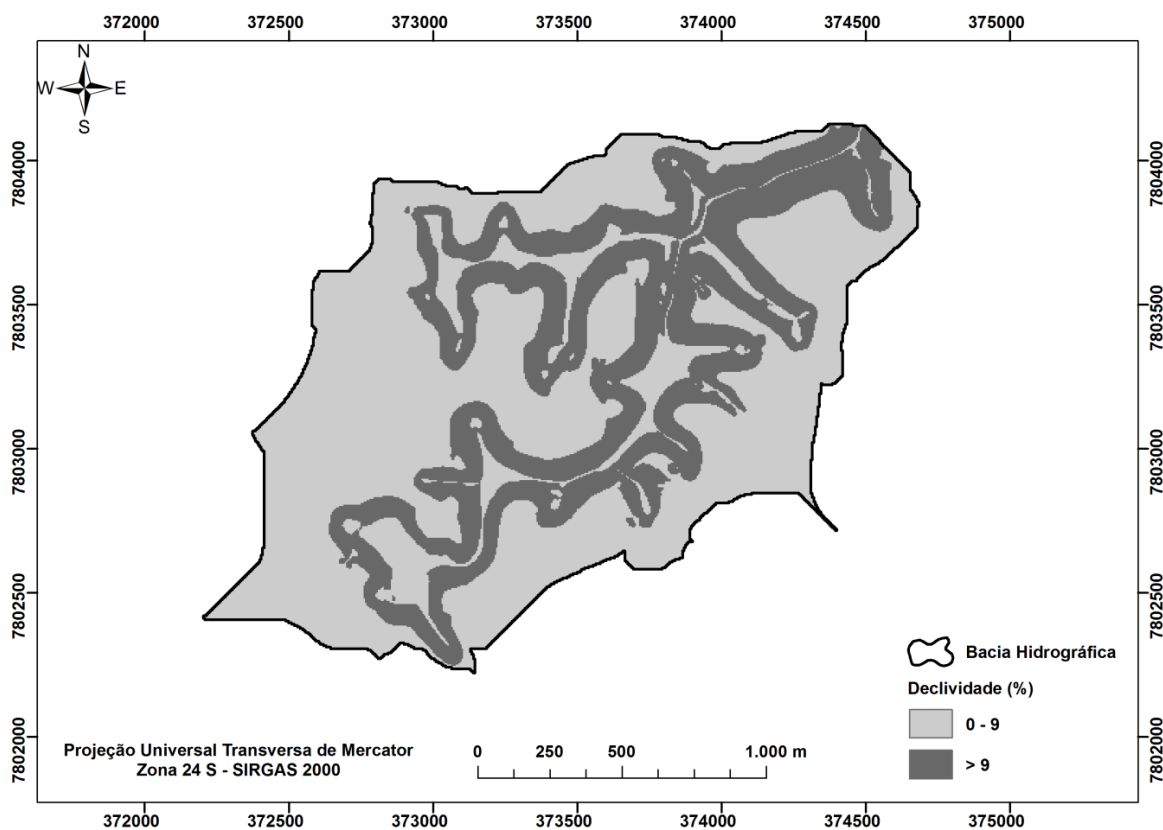
Em seguida, foi adicionado o mapa de solos e a classificação dos solos com o banco de dados do SWAT, por meio da criação de um arquivo txt, fazendo correspondência do mapa com o tipo de solo do usuário, exposto no item 4.3.3. Assim, foi criado um novo mapa de solos reclassificado (*.user soil*).

Antes das HRU's serem processadas, também foi criado um mapa de declividade da bacia, conforme indica a Figura 9. Segundo Salles (2012), a divisão das classes de declividade é importante para aumentar o número de HRU's, e assim, aumentar a distribuição espacial da variação topográfica da bacia nas simulações do modelo.

Neste caso, o mapa de declividade foi dividido em duas classes de declive: 0-9%, e >9%. Estas informações foram extraídas e calculadas a partir do MDEHC inserido no modelo SWAT. A MBE por apresentar relevo plano a ondulado, com uma menor dinâmica da água, ficou bem representada nas duas classes de declividade descritas. Observa-se que nas áreas de plantio de eucalipto domina a topografia plana, enquanto na de vegetação nativa predomina maiores declividades.

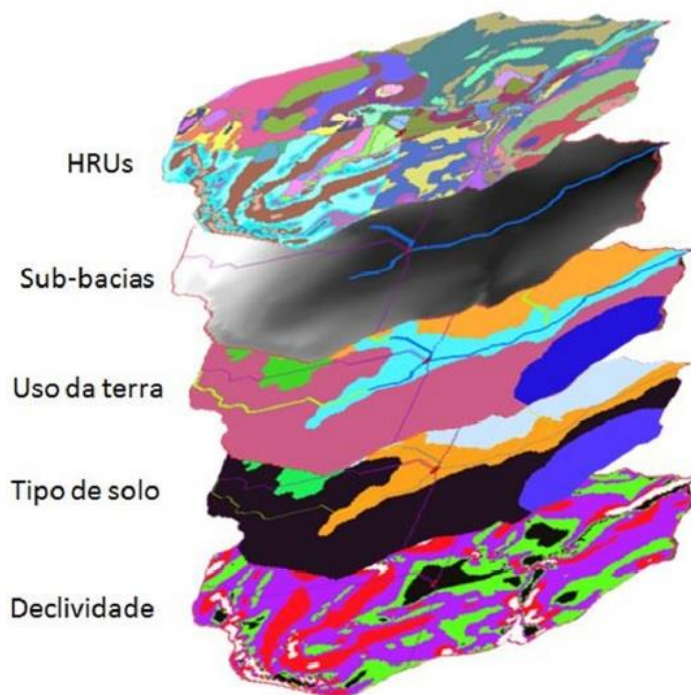
Finalmente, após terem sido obtidos o mapa de declividade, bem como os mapas de uso da terra e dos tipos de solos, foi possível realizar a sobreposição desses mapas criando o primeiro mapa de HRU's.

Figura 9 – Mapa de declividade da MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

Figura 10 – Exemplo de formação das HRU's.



Fonte: Fukunaga (2012, p. 17)

Segundo Salles (2012), este primeiro mapa contém todas as potenciais HRU's da bacia; porém, ele pode ser alterado retirando-se as combinações de uso do solo, tipo de solo e declividade que representam frações insignificantes da bacia hidrográfica. No entanto, pela área da bacia ser pequena, optou-se por não excluir nenhuma área para a simulação. Com este processamento, foram estabelecidas 22 sub-bacias, no total de 276 HRU's.

Após a definição das HRU's da bacia, é requerida a localização do gerador do clima e das estações meteorológicas do usuário. Essas informações foram obtidas conforme apresentados no item 4.3.4.

Os dados climáticos foram inseridos no modelo SWAT por meio da ferramenta *Write Input Tables > Weather Station*. Nessa etapa são disponibilizadas cinco abas para inserção de cada um dos arquivos necessários para compor as informações climáticas. Caso não exista dados para algumas das variáveis necessárias, pode-se usar o gerador climático, na aba *Weather Generator Data*.

A etapa seguinte foi a edição dos dados de manejo do eucalipto. A edição do manejo foi feita na ferramenta *Edit SWAT input > Subbasins Data > Management*.

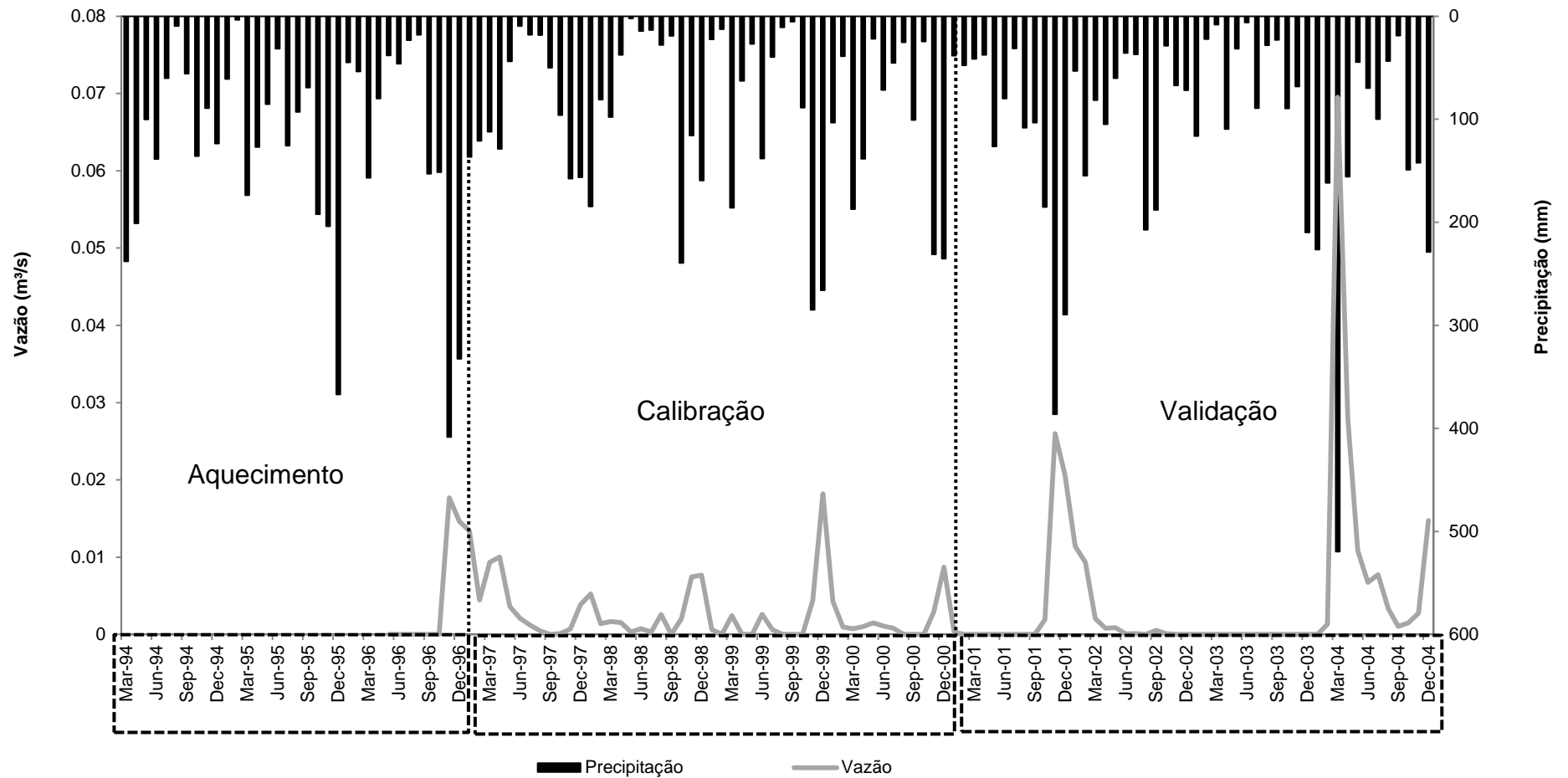
Após terem sido realizadas todas essas etapas de processamento do modelo (delimitação das sub-bacias, definição das HRU's, importação dos dados meteorológicos e edição do manejo), foi necessário definir as séries dos elementos climáticos e vazão, conforme indicado nas metodologias utilizadas pelos autores Arnold et al. (2012a), Bonumá et al. (2013), Durães et al. (2011) e Lelis et al. (2012), para proceder com o passo final da modelagem

Com a definição das séries, descrita no próximo item 4.4.2, o modelo SWAT está pronto para ser rodado. Para isso, utiliza-se a ferramenta *SWAT simulation > Run*, escolhendo os períodos para simular a série sintética de vazões.

4.4.2 Separação de séries para a modelagem

Antes de realizar a simulação, separaram-se as séries dos elementos climáticos e vazão em três períodos distintos, sendo um para o aquecimento, outro para o período da calibração do modelo e, por fim, o período da validação do mesmo. A separação das séries pode ser visualizada na Figura 11.

Figura 11 – Série dos dados de precipitação, vazão e os respectivos períodos utilizados para as etapas da modelagem hidrológica pelo modelo SWAT na MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

Observa-se, na Figura 11, a separação do período de 01/03/1994 a 31/12/1996 para o aquecimento do modelo. Na definição do período de aquecimento, levou-se em consideração a recomendação de Neitsch et al. (2011), de que o período de aquecimento seja de no mínimo um ano, para garantir que o ciclo hidrológico seja simulado corretamente. Além disso, como não se dispunha dos dados observados de vazão no ano de 1995 e 1996, para fazer a calibração na etapa seguinte, optou-se por definir 3 anos para o período de aquecimento, atendendo ao critério discutido anteriormente.

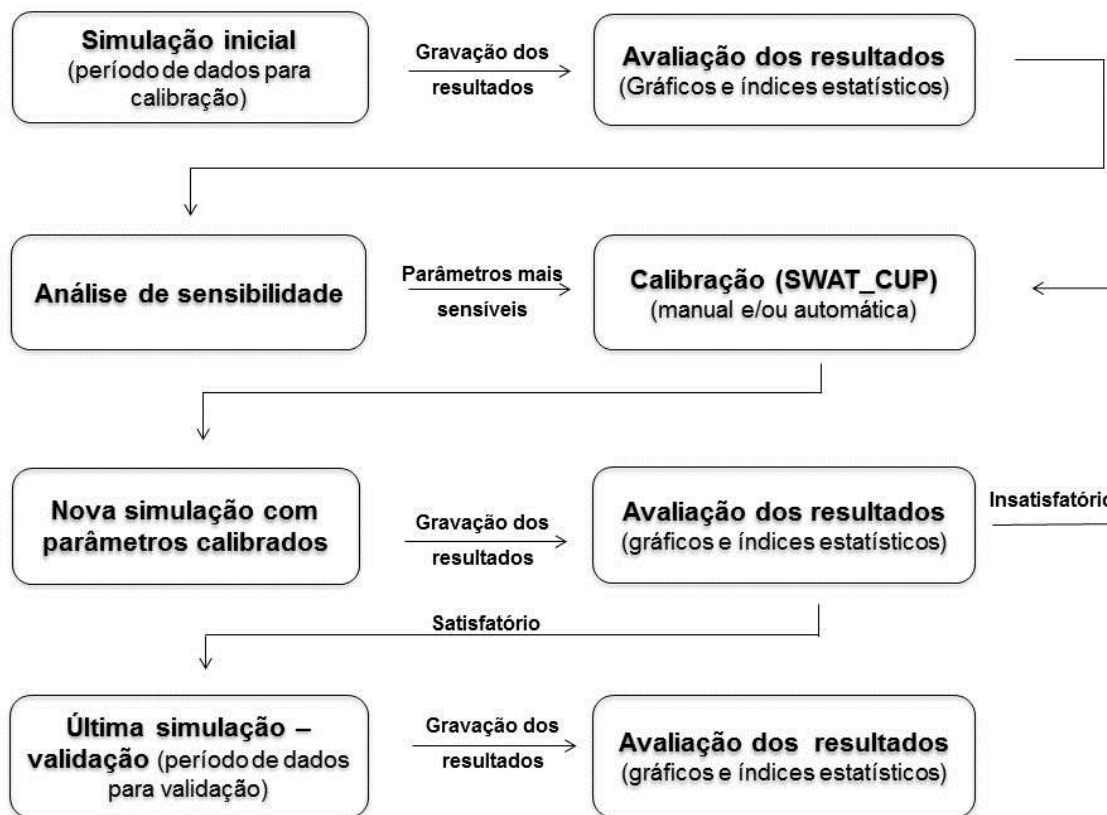
Além deste período de aquecimento, separou-se o período de 01/01/1997 a 31/12/2000 para a calibração do modelo e, o período de 01/01/2001 a 31/12/2004 para a validação do mesmo.

4.5 PRODECIMENTO DE AVALIAÇÃO DO MODELO SWAT

Neste estudo foram realizadas simulações de vazão para dois períodos distintos, um para calibração e outro para validação do modelo. Os dados simulados pelo modelo foram comparados aos observados em monitoramento, por meio de gráficos e índices estatísticos, para avaliação do seu desempenho.

As etapas para avaliar a simulação de vazões do modelo SWAT foram feitas com base nas metodologias adotadas por autores como, Arnold et al. (2012b), Strauch et al. (2012), Fukunaga (2012) e Rouholahnejad et al. (2012). A dinâmica adotada teve como base as etapas descritas por Fukunaga (2012), Figura 12.

Figura 12 – Etapas para a avaliação da aplicabilidade do modelo SWAT.



Fonte: Fukunaga (2012), adaptado pelo autor.

Primeiramente foi feita a simulação de vazões para o período de calibração, de 01/3/1994 a 31/12/2000, separando três para o aquecimento do modelo. Os resultados da calibração do modelo desta etapa foram salvos e comparados com as vazões observadas do período de 1997 a 2000, por meio de gráficos e índices estatísticos.

Estes resultados foram utilizados para fazer a análise de sensibilidade para identificar aqueles parâmetros mais sensíveis à simulação das vazões. Nesta etapa, foi utilizado o software SWAT-CUP. Tanto a análise de sensibilidade quanto a calibração foram realizadas no período entre 1997 e 2000.

Com a identificação dos parâmetros mais sensíveis, realizou-se calibração do modelo, também com o software SWAT-CUP. Obtendo-se valores satisfatórios na calibração, procedeu-se com a simulação para o período da validação. Por último, foi

feita a validação do modelo, no período entre 01/01/2001 e 31/12/2004. Ao final, com o modelo calibrado e validado, foi realizada a simulação de cenários.

4.5.1 Índices estatísticos

O desempenho do SWAT foi avaliado utilizando comparação gráfica e análise estatística para determinar a qualidade das simulações quando comparados com os valores observados. Sendo assim, as avaliações gráficas entre os valores calculados e os observados, foram feitas pelas análises dos hidrogramas e gráficos de dispersão.

A avaliação da qualidade dos resultados obtidos pelo modelo foi realizada por meio de índices estatísticos propostos por Moriasi et al. (2007) e Legates e McCabe Jr. (1999), utilizando o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) (Equação 9), o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe modificado (NS') (Equação 10) e o coeficiente de determinação (r^2) (Equação 11).

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (9)$$

$$NS' = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |O_i - S_i|}{\sum_{i=1}^n |O_i - \bar{O}|} \quad (10)$$

$$r^2 = \frac{\left(\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S}) \right)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2} \quad (11)$$

em que:

n = número de observações durante o período simulado;

O_i = valores observados;

S_i = valores simulados pelo modelo;

\bar{O} = média dos valores observados; e

\bar{S} = média dos valores simulados.

Sevat e Dezetter (1991) consideraram o índice de NS como a melhor função objetivo para quantificar o ajuste global de um hidrograma, sendo por isto escolhido como função objetivo na calibração automática. Legates e McCabe Jr. (1999) sugeriram um NS modificado (NS'), menos sensível aos altos valores extremos, devido às diferenças ao quadrado.

Os valores do NS estão entre $-\infty$ e 1, sendo o valor ótimo de NS=1, que indica um ajuste perfeito. Os valores entre 0,0 e 1,0 são geralmente visto como níveis aceitáveis de desempenho, considerando que os valores negativos indicam que o valor médio observado é o melhor preditor do que o valor simulado, o que indica desempenho inaceitável (MORIASI et al. 2007). Bonumá et al. (2013) explicou que o valor de NS representa a quantidade de variância para os valores observados ao longo do tempo que é contabilizada pelo modelo.

O coeficiente de determinação r^2 indica a proporção da variação dos dados observados que é explicado pelo modelo. Os valores de r^2 variam de 0 a 1, com maiores valores indicando menor variância do erro e, normalmente, valores superiores a 0,5 são considerados aceitáveis (SANTHI et al., 2001). Embora r^2 seja amplamente utilizado para a avaliação de modelos, Legates e McCabe Jr. (1999) explicaram que esta estatística é sensível para valores extremos (*outliers*).

Moriasi et al. (2007) realizaram um revisão detalhada sobre as técnicas de avaliação estatística utilizada em pesquisas de aplicabilidade do modelo SWAT. Dentre estas, destacaram-se o percentual de tendência (PBIAS) e a razão entre o erro padrão médio e o desvio padrão das observações (RSR). Portanto, para quantificar a qualidade do ajuste, também foram usados o PBIAS (Equação 12) e o RSR (Equação 13). Esses índices, além do coeficiente NS, também foram utilizados

por Green e van Griensven (2008), Salles (2012), Andrade et al. (2013), Strauch et al. (2013) e Bonumá et al. (2013).

$$\text{PBIAS} = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2 * 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)^2} \right] \quad (12)$$

$$\text{RSR} = \frac{\text{RMSE}}{\text{STDEV}_{\text{obs}}} = \left[\frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \right] \quad (13)$$

O índice PBIAS indica a tendência média dos dados simulados em serem maiores ou menores do que os dados observados. O valor considerado ótimo para o PBIAS é zero. Valores com baixa magnitude indicam acurácia na simulação do modelo. Valores positivos indicam subestimação, enquanto os valores negativos indicam superestimação. Segundo Moriasi et al. (2007), o índice PBIAS tem a capacidade de indicar claramente o desempenho do modelo.

O índice RSR é uma versão padronizada que inclui uma estatística de erro. Moriasi et al. (2007) considerou a aplicação do RSR vantajosa pelo fato de incluir um fator de normalização, de modo que a estatística resultante e os valores relatados podem ser aplicados a outras variáveis. O valor de RSR varia entre o valor ideal de 0, o que indica uma simulação perfeita do modelo, a grandes valores positivos ou negativos, que indicam baixo desempenho do modelo. Com o RSR menor, melhor é o desempenho da simulação do modelo.

Na Tabela 7 estão os limites para a classificação geral do desempenho do modelo na escala mensal, proposta por Moriasi et al. (2007).

Tabela 7 - Classificação dos resultados dos índices de qualidade da simulação da vazão média mensal pelo modelo SWAT

Classificação	NS	RSR	PBIAS (%)
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$	$PBIAS < \pm 10$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$0,50 < RSR \leq 0,60$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$
Satisfatório	$0,5 < NS \leq 0,65$	$0,60 < RSR \leq 0,7$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$
Insatisfatório	$NS \leq 0,5$	$RSR > 0,7$	$PBIAS \geq \pm 25$

Fonte: Moriasi et al. (2007, p. 891).

Green e van Griensven (2008) e Wu e Chen (2009) usaram padrões de $NS > 0,4$ e $r^2 > 0,5$ a fim de avaliar o desempenho do modelo na escala diária. Santhi et al. (2001) assumiu $NS > 0,5$ e $r^2 > 0,6$ indicado um desempenho aceitável do modelo ao calibrar para hidrologia na escala mensal. Moriasi et al. (2007) sugeriu que a simulação do modelo para séries de vazões pode ser julgado como satisfatório se $NS > 0,50$ e $RSR \leq 0,70$, e se $PBIAS < \pm 25\%$ na escala mensal; entretanto, quando os modelos hidrológicos são avaliados na escala diária os limites podem ser menos rigorosos do que na escala de tempo maiores.

Kraemer et al. (2011) ao avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT em um microbacia de 3 km² encontraram o valor de 0,33 para o índice de NS na escala diária, classificando como aceitável o resultado encontrado. Gassman et al. (2007) relataram para estudos hidrológicos com o SWAT que os piores resultados ocorreram geralmente para previsões diárias. Diante disto, para este estudo, os valores de $r^2 \geq 0,4$, $NS \geq 0,4$, $RSR \leq 0,70$, e $PBIAS \leq \pm 25\%$ foram escolhidos como padrões para as simulações aceitáveis.

4.5.2 Análise de sensibilidade do modelo SWAT

A análise de sensibilidade foi feita com o software SWAT-CUP, pelo método SUFI-2, também utilizado por Yang et al. (2008), Strauch et al. (2012), Rouholahnejad et al. (2012) e Rocha (2013), para identificar os parâmetros que mais influenciaram na simulação de vazão do SWAT. Nesse método, as incertezas são contabilizadas por uma medida conhecida como o fator-P, que é o percentual de

dados observados dentro de 95% de previsão de incerteza (95PPU) (ABBASPOUR, 2012).

A primeira etapa para aplicar o SUFI-2 é definir a função objetivo, onde cada função escolhida conduz a um resultado diferente. Com isso, a formulação dos limites dos parâmetros finais é sempre condicionada sob a função escolhida (ABBASPOUR et al., 2007). O procedimento é um processo de ajuste iterativo, e exige uma regra de parada quando o valor crítico é alcançado. A função escolhida neste estudo foi o coeficiente de Nash Sutcliffe $\geq 0,4$.

A segunda etapa foi a definição dos limites físicos aceitáveis dos parâmetros a serem otimizados. Os parâmetros são mantidos dentro da faixa dos valores reais, enquanto cada parâmetro vai variando dentro do intervalo. Segundo Abbaspour et al. (2007), para cada parâmetro, cerca de cinco simulações são realizadas, dividindo-se as faixas absolutas em intervalos iguais, permitindo que o ponto médio de cada intervalo o represente. Ressalta-se que a rotina automatizada não pode substituir a compreensão física e o conhecimento dos efeitos dos parâmetros na resposta o modelo.

Os limites inferiores e superiores foram estabelecidos para cada parâmetro a partir de um valor inicial, considerando as características dos mesmos no modelo SWAT. Abbaspour (2012) e van Griensven et al. (2006) mostraram três possibilidades de determinação dos limites inferiores e superiores. Na primeira, o valor do parâmetro foi substituído diretamente (substituição direta); na segunda, adicionou-se um valor constante ao valor inicial do parâmetro (soma); e, por último, multiplicou-se o valor inicial do parâmetro por um valor definido em termos percentuais (multiplicação %).

Por fim, a análise de sensibilidade global foi aplicada no período de 1/1/1997 a 31/12/2000, o mesmo período da calibração. Foram selecionados 19 parâmetros do modelo SWAT (Tabela 8), indicados como sendo os mais sensíveis na simulação de vazões (van GRIENSVEN et al., 2006; PAIM e MENEZES, 2009; LELIS, 2011; STRAUCH et al., 2012; SALLES, 2012; ANDRADE et al., 2013; BONUMÁ et al., 2013). Após definidos os limites inferior e superior de cada parâmetro, foram realizadas 1.600 simulações no SWAT-CUP.

Optou-se por não utilizar alguns dos parâmetros destacados pelos autores acima, por se considerarem que estes não estão relacionados com a realidade da

bacia, como a ocorrência de neve, ou por indicarem possíveis alterações nas características geomorfológicas da bacia, como é o caso dos parâmetros profundidade do solo (SOL_Z) e declividade da encosta (SLOPE).

Tabela 8 – Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade

Parâmetros	Descrição	LI	LS	Método de variação
CN2	Número da curva na condição II de umidade (adimensional)	-0.5	0.5	Multiplicação (%)
BIOMIX	Eficiência do revolvimento biológico (adimensional)	0,2	1	Substituição direta
CANMX	Armazenamento máximo do dossel (mm)	0	100	Substituição direta
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (dias)	0	1	Substituição direta
RCHRG_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo (fração)	0	1	Substituição direta
GW_DELAY	Tempo de retardo do fluxo subterrâneo (dias)	0	450	Substituição direta
GWQMN	Profundidade limite de água no aquífero raso para o escoamento de base (mm)	0	5000	Substituição direta
GW_REVAP	Coefficiente de retorno de água do aquífero raso para a zona radicular (adimensional)	0,02	0,2	Substituição direta
REVAPMN	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer o “revap” (mm)	0	5000	Substituição direta
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo (adimensional)	0,01	1	Substituição direta
EPCO	Fator de compensação de evaporação da planta (adimensional)	0,01	1	Substituição direta
CNCOEF	Coefficiente de ponderação usado para calcular a retenção nos coeficiente do número da curva dependentes da evapotranspiração das plantas (adimensional)	0,5	2	Substituição direta
SURLAG	Coefficiente de retardo do escoamento superficial (adimensional)	1	24	Substituição direta

(continua)

Tabela 8 – Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade

(continuação)

Parâmetros	Descrição	LI	LS	Método de variação
FFCB	Armazenamento inicial de água do solo inicial expressa como uma fração do teor de água na capacidade de campo (fração)	0	1	Substituição direta
SOL_K	Condutividade hidráulica no solo saturado (mm h ⁻¹)	-0.5	0.5	Multiplicação (%)
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo (mm H ₂ O mm solo ⁻¹)	-0.5	0.5	Multiplicação (%)
SOL_ALB	Albedo do solo úmido (decimal)	0	1	Substituição direta
CH_N2	Coefficiente de rugosidade de Manning (n) para o canal principal (adimensional)	0,025	0,15	Substituição direta
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal (mm h ⁻¹)	0	130	Substituição direta

4.5.3 Calibração e validação do modelo SWAT

A calibração do modelo foi feita de forma manual e automática, sendo que nesta última foi utilizado o software SWAT-CUP. Para a validação, o modelo foi simulado usando os parâmetros de entrada definidos durante o processo de calibração, mas considerando outro período de tempo.

O procedimento de calibração seguiu os passos apresentados por Green e van Griensven (2008). Primeiro, os parâmetros foram calibrados manualmente até que os resultados da simulação do modelo fossem considerados aceitáveis de acordo com NS, r^2 , RSR e valores PBIAS. Em seguida, os parâmetros finais calibrados manualmente foram utilizados como os valores iniciais para o procedimento de calibração automática. Os limites máximos e mínimos dos parâmetros foram usados para manter os valores de saída dentro de um intervalo de valor razoável. Finalmente, a ferramenta SWAT-CUP foi executada usando os

valores de melhor ajuste entre os dados observados e simulados, conforme a função objetivo NS.

A aplicação do SWAT-CUP seguiu a metodologia descrita Abbaspour (2012). Nesta etapa, os parâmetros mais sensíveis de entrada, indicados pela análise de sensibilidade, foram alterados até que a função objetivo escolhida fosse alcançada, ou seja, quando a vazão simulada no exutório seja próxima à vazão observada. Ao término da calibração automática, os valores dos parâmetros que resultaram em melhor adequação entre os dados monitorados e os simulados pelo SWAT, foram substituídos no modelo.

Após a obtenção dos parâmetros calibrados, utilizou-se a aba *Edit SWAT Input* do SWAT para substituir os valores iniciais dos parâmetros pelos novos valores, que perfizeram um melhor ajuste das vazões. Também foi feita a calibração manual dos parâmetros que não respondiam bem a substituição dos valores calibrados automaticamente. No final de cada modificação, o comando *Rewrite SWAT input files* foi ativado, selecionando-se apenas as entradas que foram alteradas para serem reescritas.

No final desse processo, procedeu-se com a simulação apenas para o período da calibração e gravaram-se os resultados para a análise estatística deste período. Com isso, foi possível avaliar se a calibração foi suficiente para melhorar os resultados da simulação de vazões diárias diante dos índices estatísticos estabelecidos, conforme Tabela 9.

Tabela 9 - Classificação dos resultados da qualidade da simulação da vazão diária simulada pelo modelo SWAT

Índices estatísticos	Sigla	Satisfatório
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe	NS	$\geq 0,4$
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe ajustado	NS'	$\geq 0,4$
Coeficiente de determinação	r^2	$\geq 0,4$
Percentual de tendência (%)	PIAS	$-25 \leq \text{PBIAS} \leq 25$
Erro padrão médio normalizado	RSR	$\leq 0,7$

Na validação do modelo, os parâmetros já calibrados na etapa anterior foram mantidos constantes. Nesta etapa, realizou-se uma última simulação de vazões, com o SWAT, utilizando o intervalo de dados meteorológicos separados para este fim. Os resultados do período da validação do modelo também foram analisados utilizando os índices estatísticos estabelecidos (Tabela 9).

4.6 ANÁLISE DE CENÁRIOS

Dentre as vantagens da utilização de modelos matemáticos, uma se refere à elaboração de cenários, ou seja, à possibilidade de alterar as configurações dos parâmetros de entrada do modelo no intuito de gerar novos conjuntos de condições, as quais permitem, previamente, visualizar as consequências geradas por um determinado grupo de fatores hipotéticos (LELIS, 2011).

Diante disto, após a validação do modelo para a MBE em estudo, foi proposta a simulação de cenários com o objetivo de avaliar a aplicabilidade do modelo em simular vazões máximas e mínimas. Os eventos resultantes da simulação foram apenas descritos, visto que não se tem dados medidos para validação e por se tratar de manejos de uso da terra hipotéticos.

Enfatiza-se que neste estudo não se teve a intenção de caracterizar, de maneira completa, a eficiência das estratégias de manejo na microbacia em estudo, mas sim exemplificar a aplicação e as vantagens da integração do SIG com os modelos hidrológicos na simulação da disponibilidade hídrica para avaliar alternativas de manejo e uso da terra em microbacias hidrográficas.

As simulações para os cenários serão comparadas com as condições do cenário atual em termos de disponibilidade hídrica. Para tanto, cinco cenários foram definidos:

- ✓ Cenário 1: EUCALIPTO MISTO. O cenário foi o mesmo utilizado na calibração e validação do modelo, com a produção de madeira para celulose e serraria.
- ✓ Cenário 2: CELULOSE. Toda a área de plantio de eucalipto destinada para a produção de celulose.
- ✓ Cenário 3: SERRARIA. Toda a área de plantio de eucalipto destinada para a produção de madeira serrada.

- ✓ Cenário 4: PASTAGEM. Toda a área de plantio de eucalipto destinada à pastagem.
- ✓ Cenário 5: FLORESTA. Toda a área da bacia destinada à vegetação nativa.

A análise da relação entre alterações dos usos da terra e processos hidrológicos depende do monitoramento de bacias hidrográficas para avaliar o comportamento da dinâmica dos usos e cobertura do solo e a resposta dos dados na produção de água. No entanto, Lopes (2008) abordou que os dados de monitoramento raramente são suficientes para avaliar a magnitude da relação entre os impactos das mudanças do uso da terra, devido a maioria das séries iniciar-se há poucas décadas atrás.

Portanto, foi proposto utilizar uma série sintética de 35 anos (1-35), na simulação dos cenários, obtida pelo *WGN Generator*. Dos 35 anos, sete anos foram destinados ao aquecimento do modelo, e 28 anos para a simulação do mesmo. O objetivo dessa separação foi obter ciclos de aproximadamente sete anos (seis anos e meio) para a produção de madeira destinada à celulose e aproximadamente 14 anos para serraria.

Para simular os cenários foi utilizada a ferramenta *Edit SWAT Input > Land Use Update*, conforme indicado por Srinivasan (2013). Nesta etapa usou-se o primeiro dia da série para indicar ao modelo quando a alteração do cenário ocorreria. Este passo foi repetido para os cinco cenários, escolhendo os usos da terra que seriam alterados.

Koch et al. (2012) também utilizaram o arquivo *lup.dat* na versão do SWAT 2009, para fazer a simulação de cenário em uma bacia hidrográfica na Etiópia, destacando que este arquivo ainda não é muito usado. Ele encontrou dificuldades na configuração manual e por este arquivo não cobrir futuros usos nas HRU's.

Por exemplo, neste estudo da MBE em Aracruz, foi proposta uma alteração do cenário atual para pastagem. No entanto, o uso pastagem não estava presente no mapa de uso da terra da MBE. Sendo assim, a ferramenta não permitia mudar qualquer um dos usos apresentados no mapa para a pastagem. Para conseguir simular a pastagem, foi feita a alteração dos parâmetros do uso que seria substituído para os parâmetros que correspondem à pastagem. Assim, conseguiu-se mostrar ao modelo que a pastagem estava representada pelos parâmetros alterados.

A disponibilidade hídrica foi avaliada tendo como base as vazões médias, máximas e mínimas para o período de 7-35, no total de 28 anos. A vazão média foi obtida pela média aritmética do período. Foi aplicado o teste de Tukey a 1% para inferir se as vazões médias obtidas para os diferentes cenários eram diferentes entre si.

As análises de vazões máximas e mínimas foram realizadas com base no trabalho de Durães et al. (2011) e Souza (2011). As vazões mínimas utilizadas na análise foram, $Q_{7,10}$, Q_{90} e Q_{95} . As vazões máximas foram obtidas em relação aos períodos de retorno, de 5, 10 e 30 anos. O software utilizado para obter os valores de vazões máximas e mínimas foi o SISCAN.

Em vários estudos no Brasil, o modelo SWAT foi usado para prever o impacto da mudança do uso da terra sobre os processos hidrológicos e também produção de sedimentos (MACHADO, 2003; LOPES, 2008; UZEIKA, 2009; PAIM e MENEZES, 2010; LELIS, 2011; BONUMÁ, 2011; CARVALHO NETO, SRINIVASAN E RUFINO, 2011, DURÃES et al., 2011). Apesar de seus resultados variarem em termos da magnitude do efeito, a maioria deles mostram que as mudanças no uso da terra pode ser uma variável importante no modelo SWAT.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

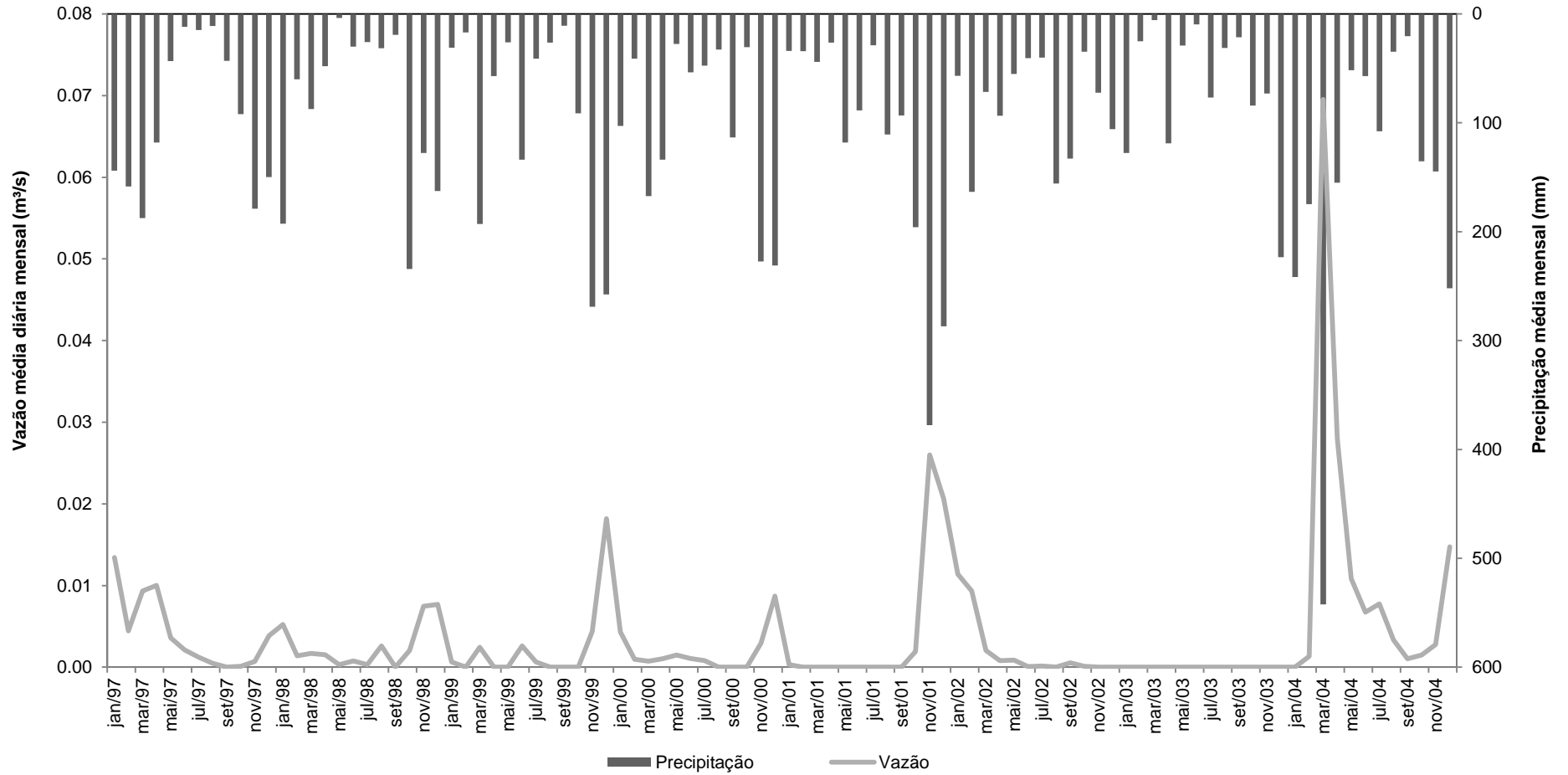
5.1 MONITORAMENTO

Na Figura 13 estão os valores médios mensais da precipitação e os valores de vazão média diária mensal, monitoradas na localidade ArV, para os períodos de calibração e validação. O padrão de chuvas segue a característica da região Sudeste, com o inverno seco e o verão chuvoso.

Sobre a vazão, pode-se perceber que os picos são uma resposta rápida aos eventos de precipitação. Identifica-se que as maiores vazões estão associadas à ocorrência das maiores precipitações, como pode ser observada no mês de março do ano de 2004, uma chuva diária atípica de 286 mm, a qual correspondeu ao maior valor de vazão observado.

No período de 2002 a 2003, o registro das vazões apresentou valores nulos, devido a interrupção do fluxo da água no riacho. Ressalta-se que em 2002 ocorreu uma redução da precipitação, e essa redução continuou no ano de 2003, com apenas 821 mm. Essa baixa oferta de água, associado ao período em que a plantação florestal estava no sexto ano do ciclo, com o consumo de água mais elevado, pode ter reduzido os valores de vazão ao limite, resultando em vazão igual a zero.

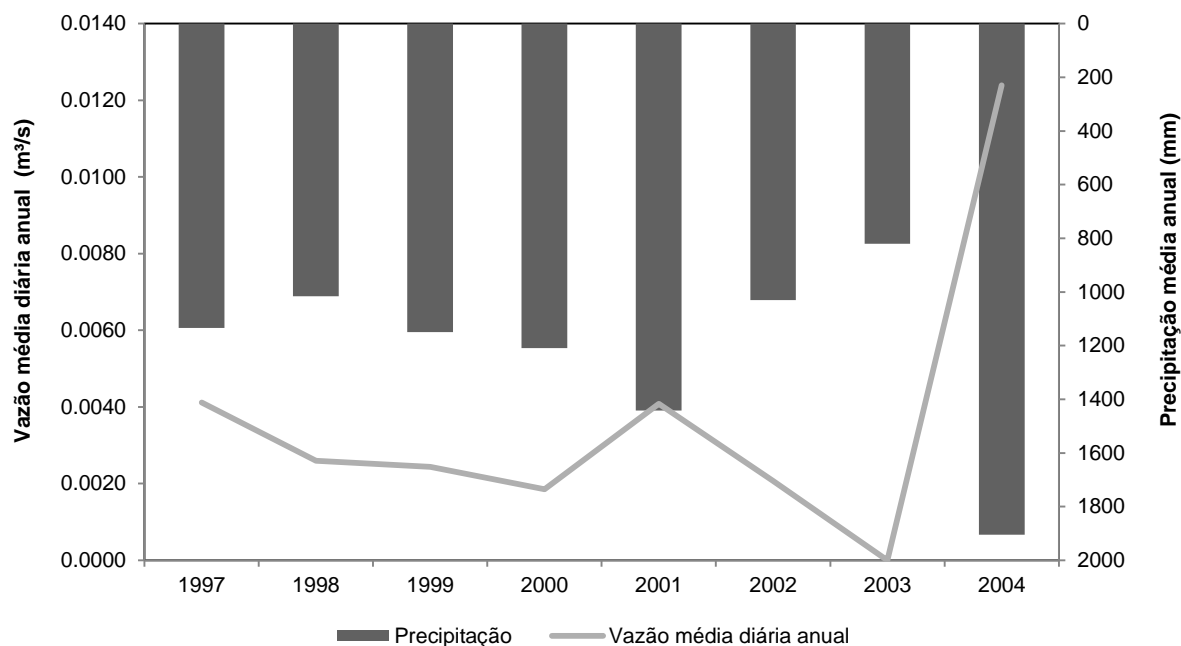
Figura 13 – Série de dados de vazão média diária mensal e precipitação média mensal monitoradas na localidade ArV.



Fonte: o autor.

Para melhor entender os processo hidrológicos que ocorreram na microbacia em ambos os períodos, são representados na Figura 14 as variáveis precipitação e vazão na escala anual.

Figura 14 – Vazão média diária anual e precipitação média anual no período de 1997 a 2004, para MBE no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

Observa-se que, o comportamento das vazões está fortemente relacionado com as precipitações ocorridas, mostrando uma resposta rápida da microbacia aos eventos de chuvas. Pode-se observar que, no período anterior ao corte, a vazão anual da MBE encontrava-se estável e em fase de variação com a precipitação anual. No entanto, no ano de 2004, com o corte raso de 70 % da área de eucalipto da MBE, aliado a uma precipitação anual acima da média ocorrida no ano do corte, resultou num aumento considerável da vazão.

Com o crescimento do novo plantio estabelecido em 1997, pode-se observar a tendência de diminuição da vazão anual da microbacia. Esse comportamento hidrológico da microbacia está de acordo com resultados da literatura (Zhang et al., 2001; Brown et al., 2005; Farley et al., 2005), os quais mostram que o vazão anual da microbacia apresenta tendência de retorno às condições de equilíbrio, que prevaleciam antes do plantio, com o aumento da idade da plantação florestal. Scott

et al. (1998) também mostraram essa alteração nas curvas de redução de fluxo de água, associado às reduções das vazões por ano a partir do tempo de plantio.

Os resultados obtidos nas microbacias experimentais conduzidas pelo IPEF (2008) têm sido similares ao que vem sendo verificado em microbacias experimentais em outros países, e também na MBE em estudo. Em uma das microbacias experimentais, com área de apenas 7,5 hectares, a diminuição gradativa da vazão anual chegou mesmo ao ponto de secar o riacho, por ocasião da idade de colheita da plantação, tendo a vazão, todavia, se normalizado após o corte. Essa situação está claramente apresentada na Figura 14; no entanto, não foi possível perceber a retomada do equilíbrio da vazão por não dispor de uma série maior.

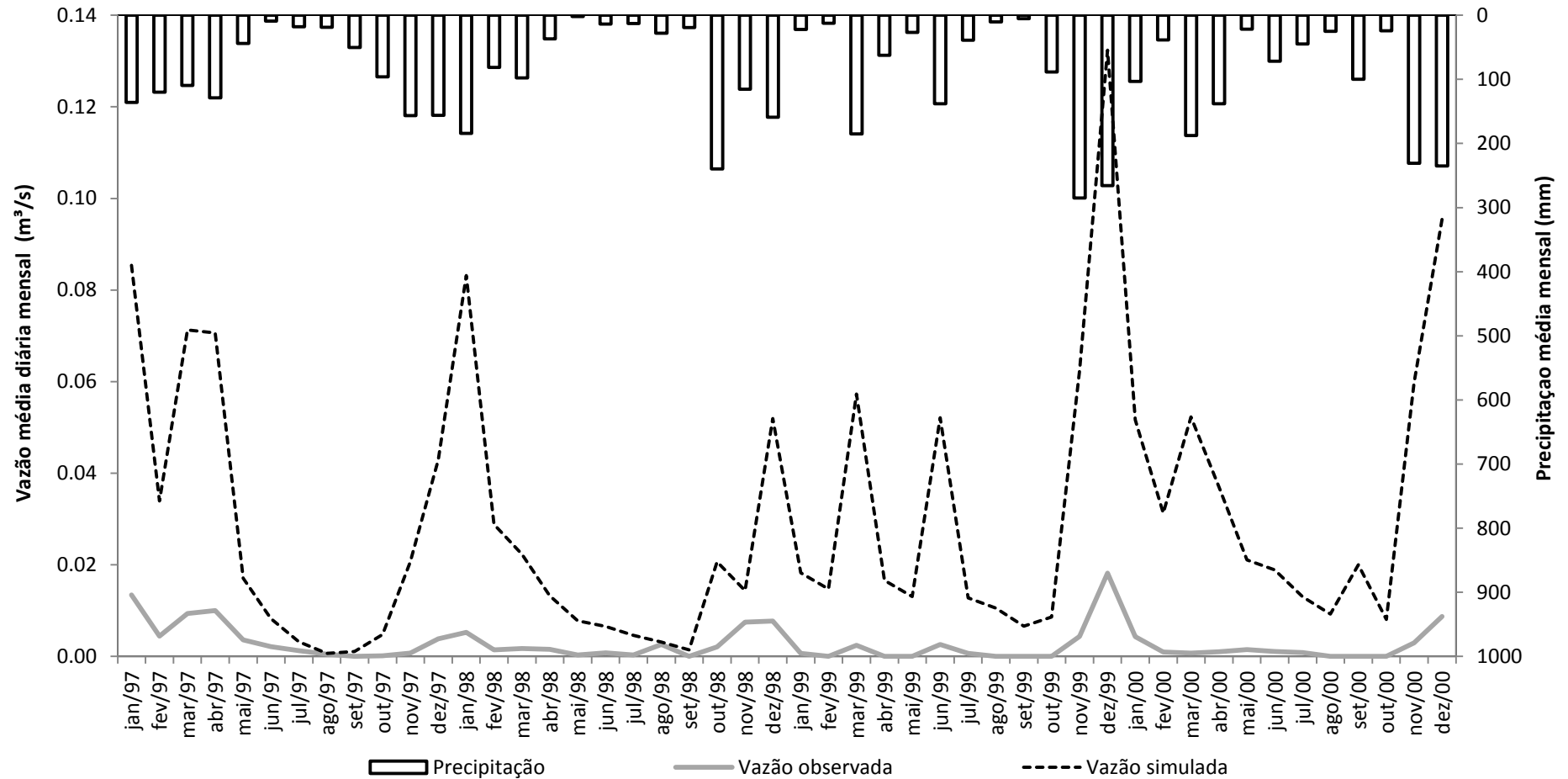
Em outras bacias experimentais também conduzidas pelo IPEF (2008), com área variando de 80 a 250 hectares, geralmente localizadas em regiões com disponibilidade suficiente de água, os resultados também mostram alguma diminuição na vazão em função do crescimento das plantações, sem contudo chegar à redução completa da vazão. Na literatura, os estudos sobre escala (área) de bacias mostram que os impactos na vazão média são praticamente imperceptíveis em grandes bacias hidrográficas. Dessa forma, pode-se entender que o balanço hídrico relaciona-se expressivamente com o percentual de ocupação da bacia hidrográfica pelas plantações florestais ou outros usos da terra.

5.2 AVALIAÇÃO DO MODELO SWAT

5.2.1 Sem calibração

Na Figura 15 são apresentadas as vazões médias diária mensal observada na localidade ArV e a vazões médias diárias mensais simuladas no exutório da sub-bacia 1, no período entre 01/01/1997 e 31/12/2000, com os valores *default* dos parâmetros do modelo, ou seja, sem calibração. Optou-se por apresentar o hidrograma das vazões médias diárias mensais para facilitar a visualização da primeira simulação sem calibração. Entretanto, as estatísticas apresentadas neste tópico referem-se às simulações das vazões diárias simuladas pelo modelo.

Figura 15 – Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, sem calibração dos parâmetros.



Fonte: o autor.

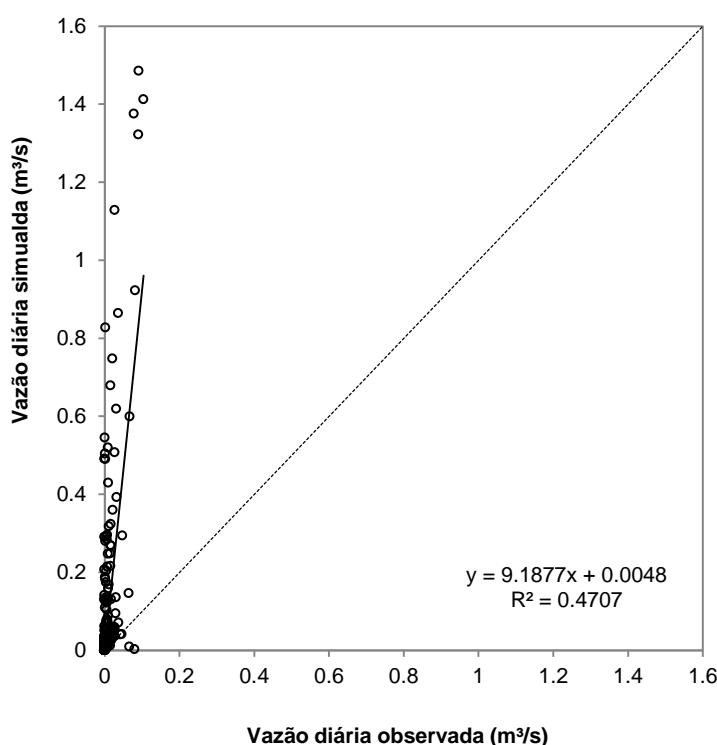
Visualmente, é possível observar que o modelo SWAT não conseguiu simular a vazão da bacia hidrográfica em estudo de forma satisfatória. As vazões estimadas foram muito superiores às vazões observadas, principalmente na ocorrência de maiores eventos de precipitação.

Os picos de vazão calculados pelo modelo foram muito maiores do que os picos observados, indicando a necessidade de calibração dos parâmetros. Os estudos de Baldissera (2005), Salles (2012) e Fukunaga (2012) também resultaram na superestimativa das vazões na primeira simulação realizada sem calibração.

Conforme Figura 15, nota-se que os picos de vazões foram superestimados pelo modelo em até sete vezes, apresentando valores máximos de até 0,1324 m³/s, onde os picos máximos observados não ultrapassam 0,0182 m³/s. As simulações das vazões mínimas teve melhor correspondência quando comparada com as vazões de pico, mas ainda sim, com um péssimo resultado.

A correlação entre a vazão diária simulada e a vazão diária observada, apresentada na Figura 16, também mostrou que os resultados do modelo não foram satisfatórios nessa etapa inicial.

Figura 16 – Correlação entre da vazão diária observada e a vazão diária simulada pelo modelo SWAT, no período entre 1997 e 2000, antes da calibração.



Fonte: o autor.

Observando a Figura 16, nota-se que a distribuição dos dados simulados em relação aos dados observados, não ocorre de maneira proporcional e que os dados simulados estão sendo superestimados na modelagem.

Na Tabela 10 são mostrados os valores dos índices estatísticos para verificar a qualidade da simulação das vazões diárias, obtidos da comparação entre as vazões observadas e simuladas para a MBE em estudo. Na análise de verificação da qualidade da simulação foram comparadas as vazões diárias simuladas no exutório da sub-bacia 1 com os dados observados da estação ArV, no período entre 01/01/1997 e 31/12/2000. Os resultados da estatística de verificação foram insatisfatórios, conforme Moriasi et al. (2007), porém podem ser considerados normais para uma simulação ainda sem a calibração.

Tabela 10 – Resultado final da estatística de verificação da simulação de vazões diárias antes da calibração do modelo

Estatísticas	Sigla	Valores	Satisfatório
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe	NS	-173,27	$\geq 0,4$
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe ajustado	NS'	-7,06	$\geq 0,4$
Coeficiente de determinação	r^2	0,4707	$\geq 0,4$
Percentual de tendência (%)	PIAS	-994,10	$-25 \leq \text{PBIAS} \leq 25$
Erro padrão médio normalizado	RSR	41,15	$\leq 0,7$

A análise da Tabela 10 confirma a necessidade de calibração dos parâmetros do modelo SWAT. Os resultados das estatísticas de qualidade, NS e NS', não foram bons. Os valores de NS e NS' foram negativos, significando que o valor médio das vazões observadas é mais representativo do que os valores simulados pelo SWAT. A diferença na grandeza desses valores pode ser explicada pela menor sensibilidade do NS' a eventos extremos, segundo Moriasi et al. (2007).

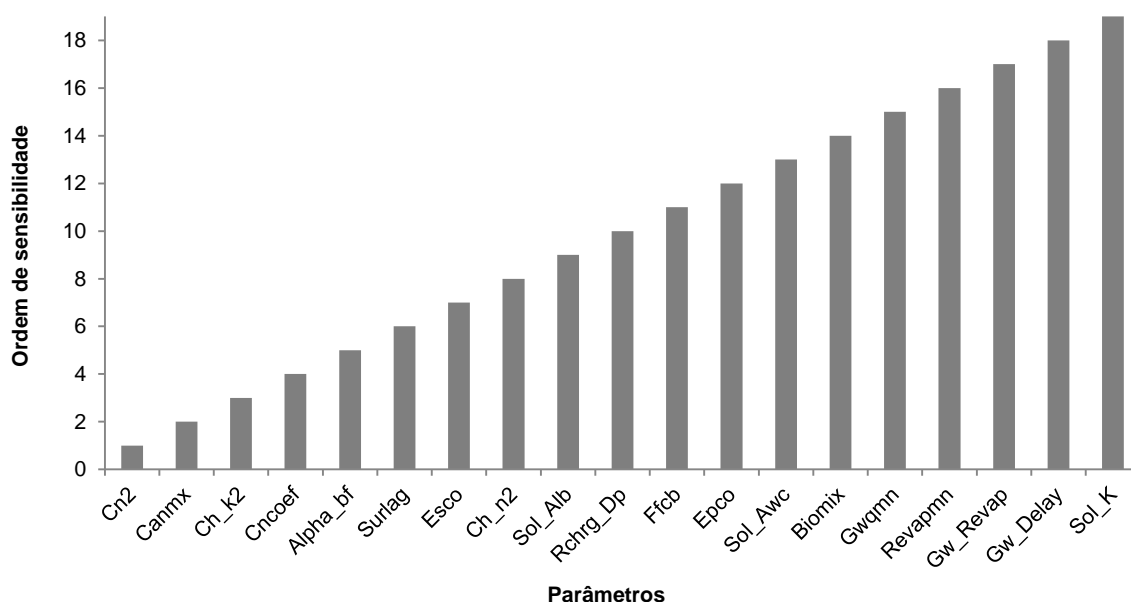
Pelo valor do PBIAS, observa-se claramente a superestimação das vazões diárias simulados pelo modelo. Salles (2012) também encontrou um valor elevado de PBIAS na simulação inicial da vazão na bacia do ribeirão Pípiripau (235 km²). O índice RSR também indicou um mau desempenho da simulação inicial de vazões diárias.

Dessa forma, a necessidade da calibração do modelo SWAT é imprescindível para que a simulação da vazão possa representar os dados observados de maneira mais satisfatória. Para isso, antes de realizar a calibração do modelo, foi feita uma análise de sensibilidade, que identificou quais parâmetros eram mais significativos para a modelagem e assim, indicar os parâmetros no processo de calibração.

5.2.2 Análise de sensibilidade

Na Figura 17 apresenta-se o *ranking* de importância dos parâmetros que podem influenciar na simulação da vazão, obtido com base na função objetivo de NS utilizando o método SUFI-2. Os parâmetros de maior sensibilidade foram aqueles com os menores valores de ordem de sensibilidade.

Figura 17 – *Ranking* de importância de 19 parâmetros do modelo SWAT para simulação de vazão da MBE em estudo no município de Aracruz, ES.



Fonte: o autor.

A variação do parâmetro CN2 teve a mais alta sensibilidade e esta variação afeta diretamente a fase terrestre do ciclo hidrológico. Análises similares realizadas em outras bacias, Strauch et al. (2012), Salles (2012) e Bonumá et al. (2013)

sugeriram que o parâmetro CN2 também foi o mais sensível. O aumento dos valores do CN2 implica no aumento do escoamento superficial, e sua variação causou sensibilidade na vazão simulada em diversos estudos, principalmente nas vazões máximas.

O segundo parâmetro com maior efeito foi o CANMX que representa a lâmina de água interceptada pela vegetação. O parâmetro CANMX influencia na simulação das vazões máximas. Com o aumento da lâmina interceptada, os picos das vazões máximas são reduzidos. Paim e Menezes (2009) também encontram o parâmetro CANMX como os cinco primeiros parâmetros mais sensíveis.

Os parâmetros mais sensíveis indicados pela análise de sensibilidade também estão de acordo com os apresentados pelos autores Garrido (2003), Lopes (2008), Sarmiento (2010), Durães et al. (2010), Lelis et al. (2012), Fukunaga (2012), Andrade et al. (2013), e Castro (2013), que também avaliaram a aplicabilidade do modelo SWAT em bacias hidrográficas brasileiras. Diante disto, pode-se afirmar que os parâmetros mais sensíveis para as bacias não variam muito, diferenciando-se pouco de uma bacia para outra bacia. Portanto, pode-se perceber que os parâmetros que mais se repetem nos diferentes estudos, são os que causam um impacto significativo na estimativa da vazão no processo de modelagem nas bacias brasileiras.

De maneira geral, buscou-se com a análise de sensibilidade global identificar, dentre os parâmetros que influenciam a resposta hidrológica do modelo, quais são indispensáveis à calibração. Desse modo, quando tiveram seus valores alterados, influenciaram mais na simulação de vazão da bacia hidrográfica em estudo.

Os parâmetros mais importantes a serem medidos ou calibrados estão relacionados com o escoamento superficial e o fluxo subterrâneo. Sendo assim, os estudos hidrológicos em microbacias experimentais monitoradas, associados às alterações no uso da terra e manejo florestal, são imprescindíveis para obter índices que indicam o comportamento hidrológico do sistema.

A experimentação nessas microbacias já fornecem alguns parâmetros de calibração, como o CANMX (armazenamento de água no dossel), a condutividade hidráulica do solo (SOL_k) e a capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC). Além desses, outros parâmetros podem ser obtidos indiretamente pela análise dos dados monitorados, como a constante de recessão do escoamento de base

(ALPHA_BF) e o tempo de retardo do fluxo de base (GW_DELAY), que podem ser utilizados como parâmetros de calibração.

Diante disto, os estudos hidrológicos em microbacias são de fundamental importância para fornecer informações quantitativas e também qualitativas dos processos hidrológicos que ocorrem nesses sistemas. Além de que essas informações quantitativas podem ser extrapoladas para microbacias com similares tipos de solo e usos da terra, desde que as medições dos processos hidrológicos internos da microbacia sejam detalhados, visto que cada microbacia é diferente das demais.

No entanto, Lima (2008) destacou que a extrapolação dos resultados para microbacias de outras regiões deve ser cuidadosamente avaliada, uma vez que a vazão, componente que foi calibrado neste estudo, é um produto integrado de pelo menos cinco variáveis da microbacia: solo, geologia, clima, fisiografia e vegetação.

5.2.3 Calibração

No primeiro momento a calibração foi realizada manualmente, em intervalo de tempo diário, com os valores dos parâmetros sendo atribuídos a todas as sub-bacias. Os parâmetros foram escolhidos baseados na literatura e na técnica de tentativa e erro. Diante do resultado da calibração manual, partiu-se para o refinamento dos resultados por meio da calibração automática. Com este processo, procurou-se encontrar valores de parâmetros que apresentassem maior representatividade física do sistema e também inserção ou exclusão de outros parâmetros. Com isso, tem-se um melhor ajuste da simulação realizada pelo modelo aos dados observados.

5.2.3.1 Calibração manual

Na calibração manual foram alterados os parâmetros apresentados na Tabela 11. A determinação dos valores alterados pela calibração manual teve como base a interpretação de como estes parâmetros alterariam o ciclo hidrológico, buscando as informações na documentação teórica (Neitsch et al., 2011) e na documentação das entradas e saídas do modelo SWAT (ARNOLD et al., 2012a).

Apenas os valores do parâmetro CANMX foram alterados com base nos resultados encontrados por Almeida e Soares (2003).

Tabela 11 – Parâmetros calibrados manualmente com os respectivos limites inferiores e superiores, o valor padrão utilizado pelo modelo SWAT, e o valor calibrado manualmente

Parâmetros	Limite inferior	Limite superior	Default	Valor calibrado manualmente
CANMX EUCA	0	100	0	12
(mm) FRSE	0	100	0	24
GW_DELAY (dias)	0	500	31	15
GWQMN (mm)	0	5000	0	500
GW_REVAP (adimensional)	0,02	0,2	0,02	0,05
REVAPMN (mm)	0	5000	1	1000
ESCO (adimensional)	0	1	0,95	0,7
FFCB (fração)	0	1	0	0,8
SHALLST (mm)	0	10.000	0,5	3.000
DEEPST (mm)	0	30.000	1.000	10.000

O valor calibrado para o CANMX contribuiu para aumentar as abstrações iniciais e também reduzir o escoamento superficial e a vazão de pico. Kraemer et al. (2011) calibraram para o CANMX o valor de 10 mm, enquanto Castro (2013) o valor foi de 15 mm, valores próximos ao determinado nesse estudo, 10 mm.

O parâmetro GW_DELAY foi alterado para o valor de 15 dias, definido com base nas análises dos dados medidos pelos piezômetros, também fornecidos pela empresa. A bacia hidrográfica em estudo tem uma resposta rápida e isto foi mostrado ao modelo pela alteração deste parâmetro.

O parâmetro GWQMN indica até que profundidade do solo, a água encontrada abaixo deste limite começa a contribuir para o escoamento de base. Sendo assim, a alteração para 500 mm reduziu a profundidade limite, aumentando a contribuição para o fluxo de base. O aumento do valor do REVAPMN para 1.000 mm mostra que água contida até o limite de 100 cm de profundidade do solo, irá contribuir para o REVAP ocorrer, o que reflete no aumento da evaporação do solo, conseqüentemente na evapotranspiração. Da mesma forma, o aumento do valor do

QW_REVAP para 0,05 representa o aumento da fração de água do aquífero raso para a zona radicular, favorecendo o processo REVAP.

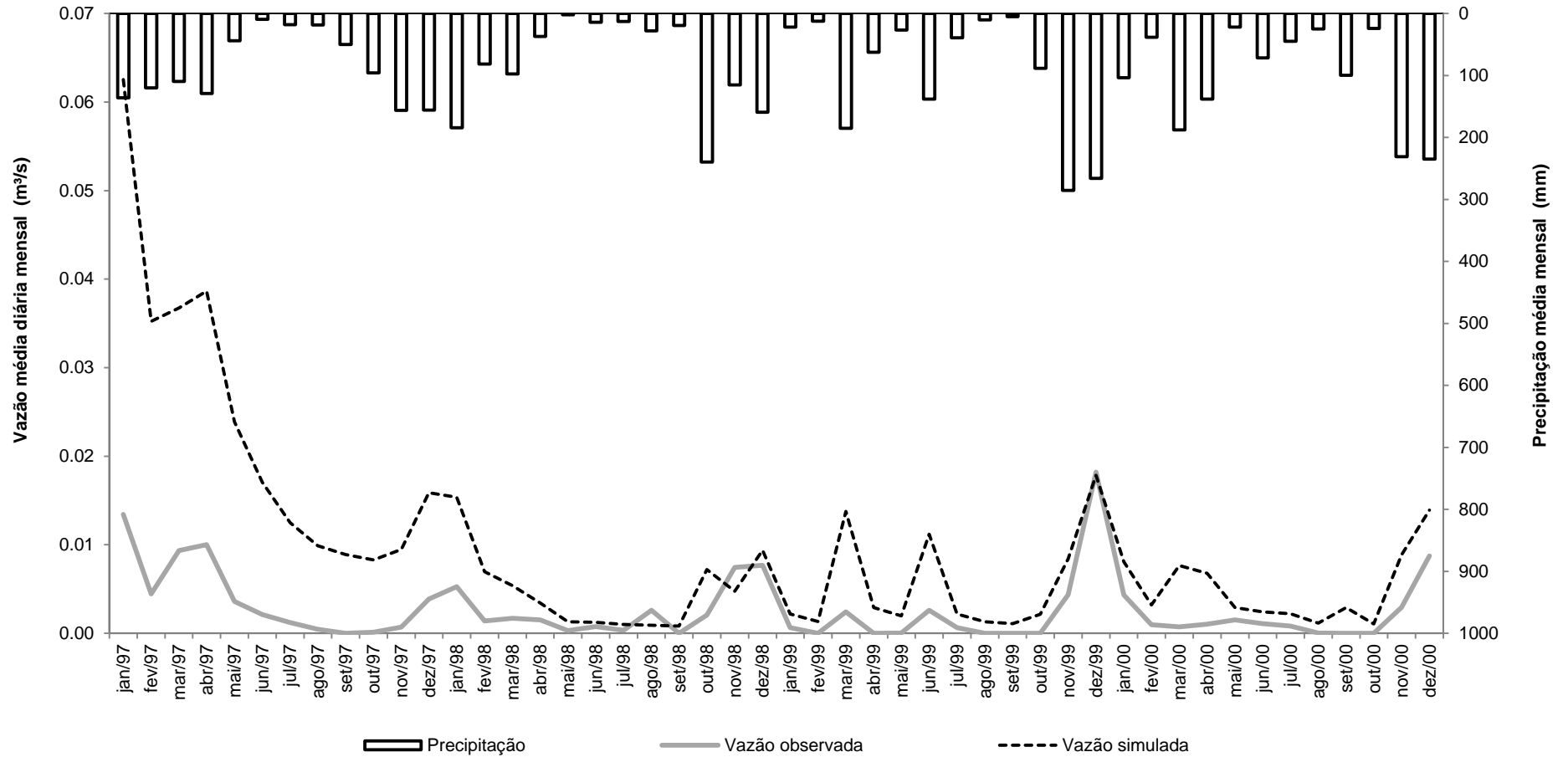
O valor do parâmetro ESCO foi reduzido. Conforme apresentado por Arnold et al. (2012a), este parâmetro permite que o usuário modifique a profundidade do solo a partir de qual haverá contribuição para a demanda evaporativa do solo. Com a redução do valor do ESCO, o modelo é capaz de extrair mais água de níveis mais baixos. Com isso, no valor de 0,7 a quantidade de água máxima retirada para atender a demanda evaporativa do solo passa de 10 para 30 mm de água.

O aumento do valor do FFCB indica que 80% do teor de água na capacidade de campo é a condição inicial do armazenamento de água no solo. Esse parâmetro está associado ao período de aquecimento do modelo, na maneira de que se o período de aquecimento é considerado, o valor do FFCB pode não influenciar nos resultados.

Do mesmo modo, os parâmetros SHALLST (profundidade inicial de água no aquífero raso) e o DEEPST (profundidade inicial de água no aquífero profundo) geralmente não são tão importantes quando se utiliza pelo menos um ano no período de aquecimento (ARNOLD et al., 2012a). Neste estudo, foram utilizados três anos de aquecimento; no entanto, Srinivasan (2013) indicou que esses parâmetros poderiam favorecer os resultados da simulação por isso foram mantidos na calibração manual.

Os valores médios mensais observados e os simulados após a calibração manual estão na Figura 18. Visualmente já é possível perceber que a calibração manual proporcionou uma melhora na resposta do modelo, com a diminuição dos picos, e do limite da vazão máxima diária mensal de 0,14 para 0,07 m³/s.

Figura 18 – Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, com a calibração manual dos parâmetros.



Fonte: o autor.

No ano de 1997, a vazão simulada foi a mais discrepante, o que pode indicar que o período de aquecimento não está sendo eficiente para representar o ciclo da água, ou a escolha de iniciar a simulação no meio do período chuvoso pode comprometer a resposta do modelo. Além disso, neste período o manejo editado no modelo indica que o solo está parcialmente descoberto, pois o corte ocorreu em outubro do ano de 1996 com o plantio de janeiro de 1997, o que pode provocar um aumento do escoamento superficial devido o solo ter pouca cobertura vegetal.

Observa-se, na Figura 18, que a simulação com a calibração manual foi melhor, entretanto, as vazões de pico ainda são superestimadas, evidenciando que a calibração dos parâmetros ainda não alcançou um resultado satisfatório.

Os valores apresentados na Tabela 12 confirmam a melhora proporcionada pela calibração manual na resposta do modelo. No entanto, os índices mostram que a simulação não pode ser considerada satisfatória.

Tabela 12 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária após a calibração manual dos parâmetros do modelo

Estatísticas	Sigla	Valores	Satisfatório
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe	NS	-3,68	$\geq 0,4$
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe ajustado	NS'	-1,17	$\geq 0,4$
Coeficiente de determinação	r^2	0,4067	$\geq 0,4$
Percentual de tendência (%)	PIAS	-251,49	$-25 \leq \text{PBIAS} \leq 25$
Erro padrão médio normalizado	RSR	6,74	$\leq 0,7$

Todos os índices apresentados tiveram uma melhora nos resultados, no entanto, nenhum deles atingiu um valor mínimo para aceitar a simulação, reforçando que a calibração deve considerar mais parâmetros e/ou possíveis alterações nos valores dos que já foram calibrados manualmente. Sendo assim, procedeu-se com a calibração automática que poderia indicar os melhores valores dos parâmetros baseados na função objetivo selecionada ($NS \geq 0,4$).

5.2.3.2 Calibração automática

A calibração automática foi realizada com o SWAT-CUP, para auxiliar na obtenção de valores mais adequados para os parâmetros escolhidos. A Tabela 13 apresenta os parâmetros e os valores utilizados na calibração final, ressaltando que os parâmetros calibrados apresentados na Tabela 11 também foram considerados. Os demais parâmetros de entrada utilizados pelo modelo SWAT foram mantidos com os valores padrão do modelo SWAT.

Tabela 13 – Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado

Parâmetros	Limites	Valor inicial	Valor calibrado
CN2 (adimensional)	± 50%	35 a 59	(-18%*)
ALPHA_BF (dias)	0-1	0,048	0,67
GWQMN (mm)	0-5.000	500	357,81
GW_REVAP (adimensional)	0,02-0,2	0,05	0,12
REVAPMN (mm)	0-5.000	1.000	2923,44
RCHRG_DP (fração)	0-1	0,05	0,95
SOL_AWC (mm H ₂ O mm solo ⁻¹)	± 50%	0,05 - 0,14	(+17,34%)
SOL_K (mm h ⁻¹)	± 50%	0,01 - 40	(- 19,53%)
ESCO (adimensional)	0,01-1	0,7	0,82
SURLAG (adimensional)	1-24	4	15,87
CNCOEF (adimensional)	0,5-2	0,5	0,85
FFCB (fração)	0-1	0,8	0,21
EPCO (adimensional)	0,01-1	1	0,28
CH_N2 (adimensional)	0,025-0,15	0,014	0,087
CH_K2 (mm h ⁻¹)	0-130	0	11,25

*Valor médio, uma vez que os valores do CN variam dependendo do tipo de solo e do uso da terra.

Os valores finais de CN2 foram alterados por tipo de solo e uso da terra, sendo reduzidos, em média, no percentual de 18%. A necessidade da redução dos valores CN2 na calibração também foi observada em Fukunaga (2012) e Bonumá et al. (2013), que reduziram o valor de CN2 em 9,4 e 10%, respectivamente. Andrade et al. (2012), estudando a bacia hidrográfica de Alto Rio Grande, MG (32 km²),

reduziram em 38,18% o valor do CN2. Paim e Menezes (2009) reduziram o CN em 25%, enquanto Strauch et al. (2013) reduziram em 30%, assim como Pereira (2013).

Com a alteração do CN2, buscou-se diminuir o escoamento superficial simulado e, por conseguinte, aumentar a infiltração. A necessidade dessa redução pode ser devida às propriedades físicas do solo na condição boa a muito boa da capacidade de infiltração, e manejo do solo não serem refletidas nos valores iniciais do CN2.

Silva e Oliveira (1999), Carlesso et al. (2011) e Santos et al. (2013) mostraram que o método Número da Curva (CN) superestima potencialmente o escoamento superficial e, conseqüentemente, as vazões, quando aplicado em bacias hidrográficas. Assim, pode-se observar, conforme Figura 21, que a redução nos valores de CN2 traz a previsão de vazões para mais perto dos valores observados, favorecendo a simulação do escoamento superficial.

Os valores de calibração de parâmetros relacionados com águas subterrâneas foram próximos aos utilizados por Baldissera (2005), Strauch et al. (2013), Lino et al. (2009), Paim e Menezes (2009), Salles (2012), Fukunaga (2012) e Bonumá et al. (2013), em bacias hidrográficas brasileiras. O valor do ALPHA_BF (0,67) foi próximo ao encontrado por Baldissera (2005), Lino (2009), Strauch et al. (2013) e Bonumá et al. (2013). O GW_REVAP, com o valor de 0,12, foi próximo ao de Salles (2012) e Fukunaga (2012). O valor GWQMN calibrado foi apenas 7,16% menor do que o valor proposto por Baldissera (2005) e Paim e Menezes (2009) (5.000 mm); entretanto, o valor está próximo ao utilizado por Strauch et al. (2013). O valor ajustado do parâmetro RCHRG_DP foi bem próximo ao encontrado por Paim e Menezes (2009).

A capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) foi aumentada em 17,34%. Pereira (2003), avaliando o desempenho do modelo SWAT na bacia do rio Pomba, tendo como solos predominantes os Argissolos, Latossolos e Cambissolos, sugeriu um aumento de 15% na SOL_AWC. Com o aumento da SOL_AWC, o perfil do solo aumenta sua capacidade de armazenar água, reduzindo o escoamento. Bonumá et al. (2013) explicou que o escoamento de base é inversamente proporcional à SOL_AWC, o que pode resultar em uma redução do escoamento de base. A condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K) foi reduzida em 19,53%, enquanto Pereira (2013) chegou a reduzir a SOL_K em 88%. Essa redução

contrapõe ao encontrado por Andrade et al. (2013) e Fukunaga (2012) que relataram o aumento da SOL_K em aproximadamente 50 %.

Essa variabilidade observada para condutividade hidráulica está fortemente relacionada com o método que foi utilizado para estimá-la. O valor da condutividade hidráulica utilizado por Pereira (2013) foi obtido a partir do estudo de Zonta et al. (2010), no qual foi utilizado o modelo de Green-Ampt (GA) modificado por Mein e Larson (GAML) que fornece o total infiltrado, de acordo com a intensidade e duração da precipitação, sendo para isso utilizado um simulador de chuvas para testes de infiltração. Segundo Brandão et al. (2006) apesar do modelo de GA ser baseado em equações que descrevem o movimento da água em meios porosos, comumente este superestima a infiltração por não incorporar, na sua estrutura, o efeito do encrostamento. Portanto, a redução exagerada (88%) no estudo de Pereira (2013) provavelmente está relacionada com alto valor de condutividade hidráulica que foi utilizado como parâmetro do solo.

Para a calibração desses dois parâmetros na MBE em estudo, SOL_AWC e SOL_K, a variação dos valores pode ser considerada pequena, em vista dos resultados encontrados por Andrade et al. (2013) e Fukunaga (2012), na ordem de 40 a 50%. Bonumá et al. (2013) encontrou uma variação na ordem de 5%. Essa variação, considerada pequena, pode indicar um bom desempenho da função de pedotranferência de Saxton e Rawls (2006) utilizada para estimar a SOL_AWC e SOL_K.

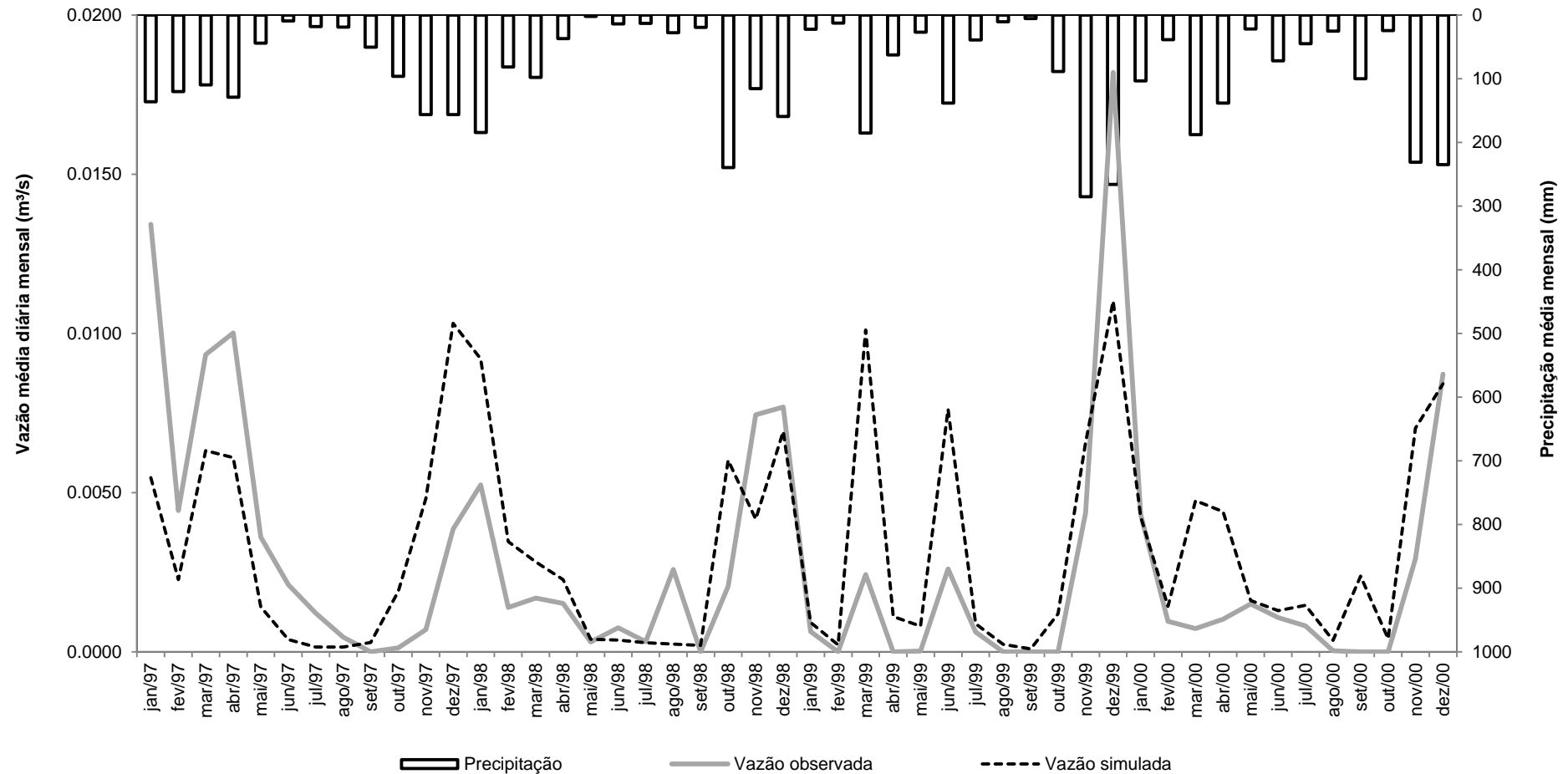
O valor do ESCO próximo a 0,82 foi apresentando em outros estudos em diferentes bacias brasileiras: Paim e Menezes (2009), Strauch et al. (2013) e Bonumá et al. (2013). O parâmetro ESCO é um parâmetro apenas de calibração pelo fato de não ser medido diretamente. Com o aumento do ESCO, a profundidade para a demanda evaporativa do solo pode diminuir, o que limita a evaporação do solo.

O conteúdo inicial de água no solo (FFCB) foi expresso como uma fração de 0,21 da capacidade de campo. Embora o parâmetro FFCB não seja normalmente ajustado em aplicações do SWAT, o seu ajuste teve uma boa contribuição na melhora da simulação do escoamento. O ajuste desse parâmetro foi observado no estudo de van Griensven et al. (2006). Os parâmetros CNCOEF e EPCO, apesar de não serem usualmente utilizados na calibração, também contribuíram para melhorar a previsão das vazões.

Os parâmetros CH_K2 e CH_N2 foram aumentados. O valor final do CH_N2 foi de 0,087, indicando fluxos naturais, em área com muitas árvores e vegetação rasteira, conforme apresentado por Chow (1994). Este valor está de acordo com o uso da terra encontrado na bacia hidrográfica em estudo.

O bom resultado obtido com as modificações dos valores dos parâmetros pode ser observado nos hidrogramas da vazão medida com a vazão simulada, na Figura 19, onde constam os valores médios diários mensais. Comparando os hidrogramas antes (Figura 15) e após (Figura 19) a calibração, é possível perceber que os valores simulados ajustaram-se mais aos valores observados.

Figura 19 – Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de 1997 a 2000, após a calibração final.



Fonte: o autor.

Os valores mais altos apresentados pela vazão média diária mensal monitorada no período da calibração chegam a $0,0182 \text{ m}^3/\text{s}$, e depois da calibração, os valores mais altos para a vazão simulada atingem $0,0110 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto que o valor para o mesmo período antes da calibração era de $0,1324 \text{ m}^3/\text{s}$. Os valores das vazões máximas foram claramente reduzidos, no entanto, alguns picos ainda são superestimados. Visualmente, já é possível afirmar que o processo da calibração foi eficiente para melhorar os resultados da simulação de vazões.

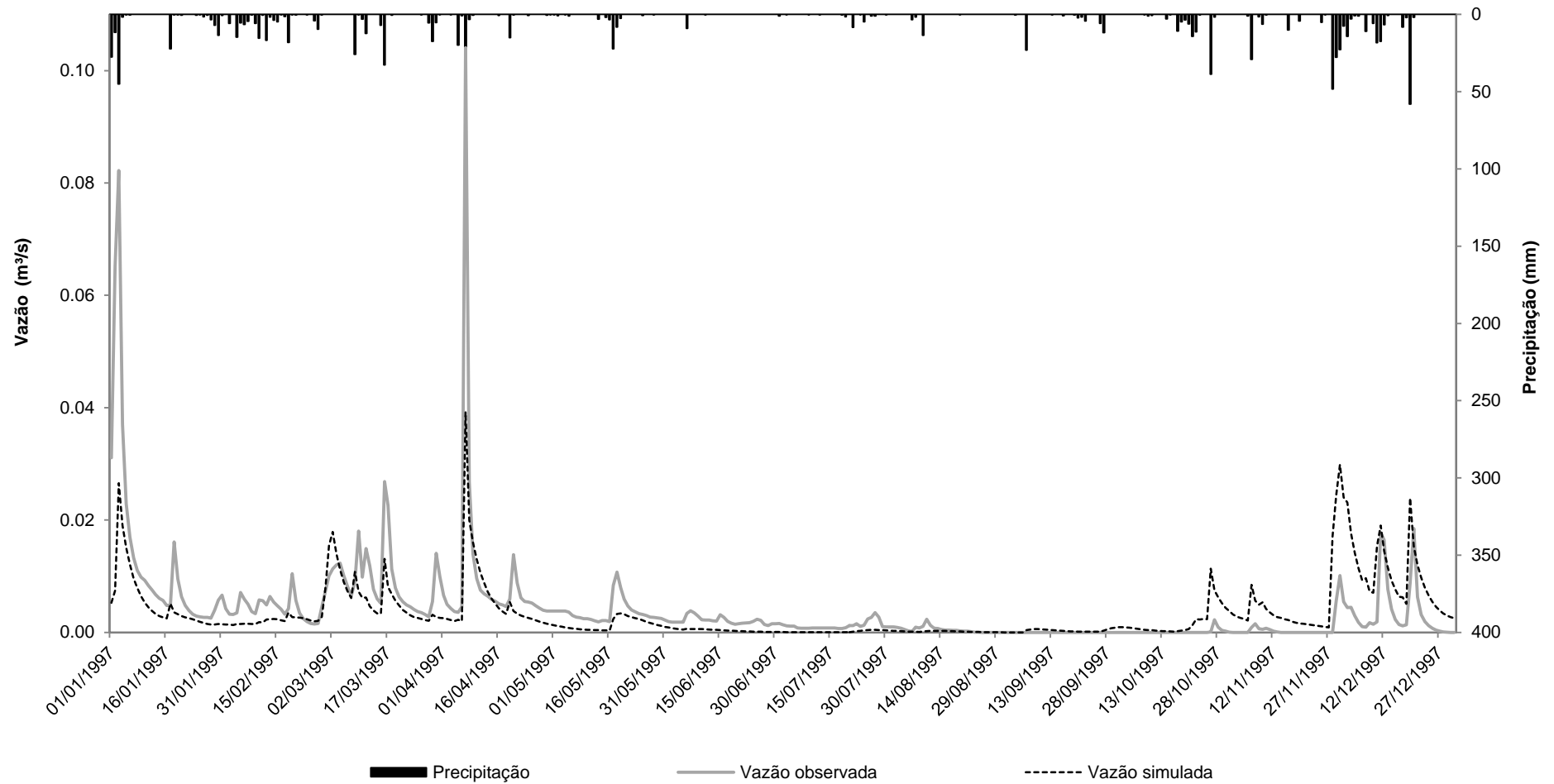
Nas Figuras 20, 21, 22 e 23 estão apresentados os hidrogramas para cada ano do período da simulação para as vazões diárias simuladas e vazões diárias observadas. Os hidrogramas diários permitem identificar claramente o período chuvoso e o seco da região, sendo os meses de julho, agosto e setembro os mais críticos.

A representação dos hidrogramas anuais permite avaliar mais detalhadamente como está a simulação de vazões. Pela análise geral dos hidrogramas diários, observa-se que calibração do SWAT proporcionou melhor ajuste da vazão simulada e vazão observada para a MBE em estudo.

Observando a Figura 21, é possível identificar uma falha nos dados observados. Para um período seco, existe um pico de vazão no valor aproximado de $0,08 \text{ m}^3/\text{s}$ que não corresponde às precipitações ocorridas no período. Essa observação deve ser levada em consideração, visto que as análises estatísticas feitas para indicar o desempenho do modelo, são baseadas na comparação de valores observados com os simulados.

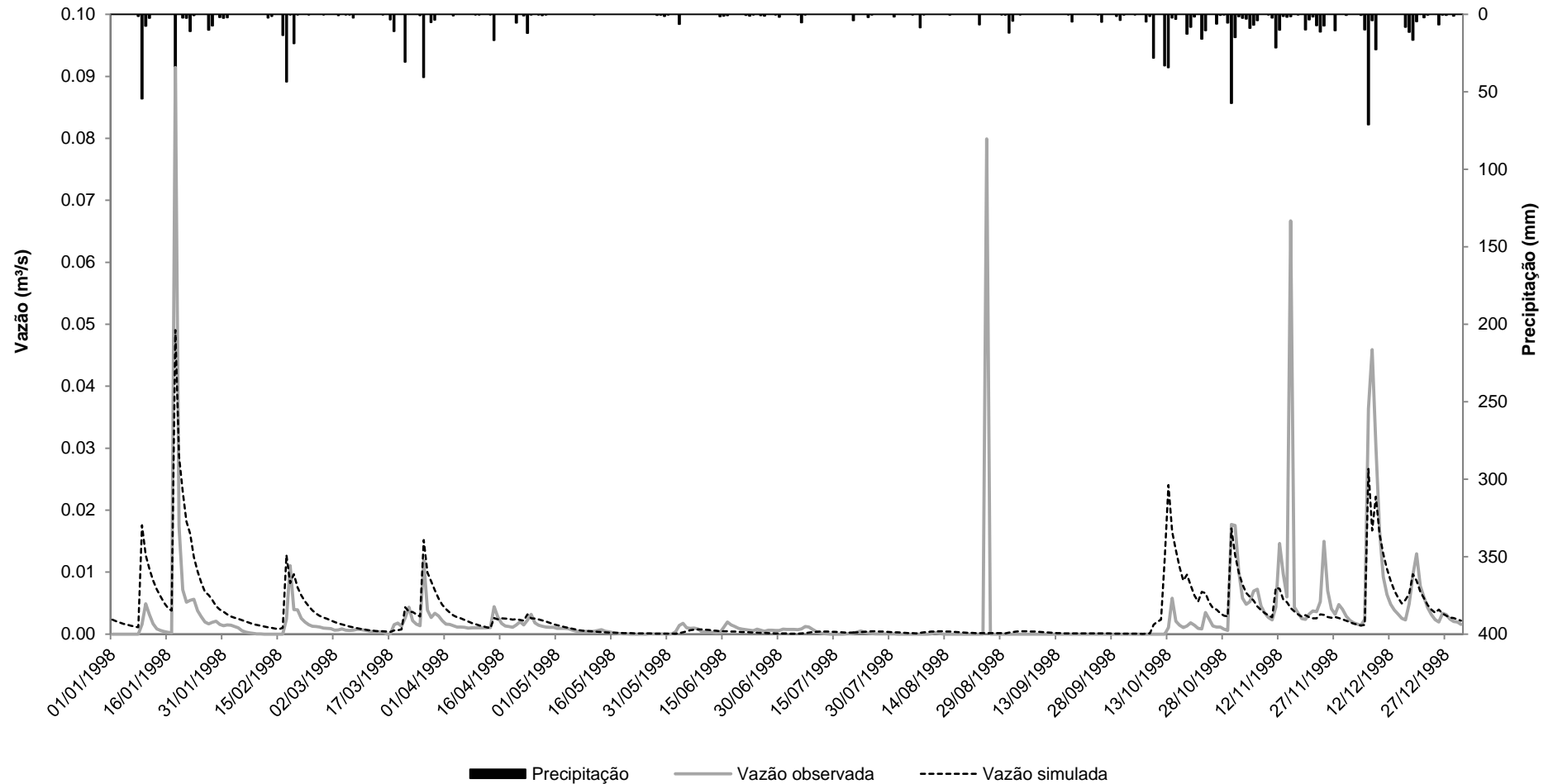
Por isso, a qualidade dos dados é imprescindível para obter uma avaliação mais precisa do modelo e a recomendação do mesmo. Lelis et al. (2012) tiveram sucesso na calibração do modelo SWAT na simulação de vazão, sem relatar problemas de falhas na série de dados. Fukunaga (2012) trabalhou com uma série de dados com uma alta porcentagem de falhas, aproximadamente 45 %, não encontrou boa correlação entre os dados observados no monitoramento e os dados estimados pelo modelo SWAT. Isto demonstra, possivelmente, que a consistência dos dados, sem a presença de muitas falhas, é um dos fatores mais importante no sucesso da modelagem.

Figura 20 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1997, após a calibração final.



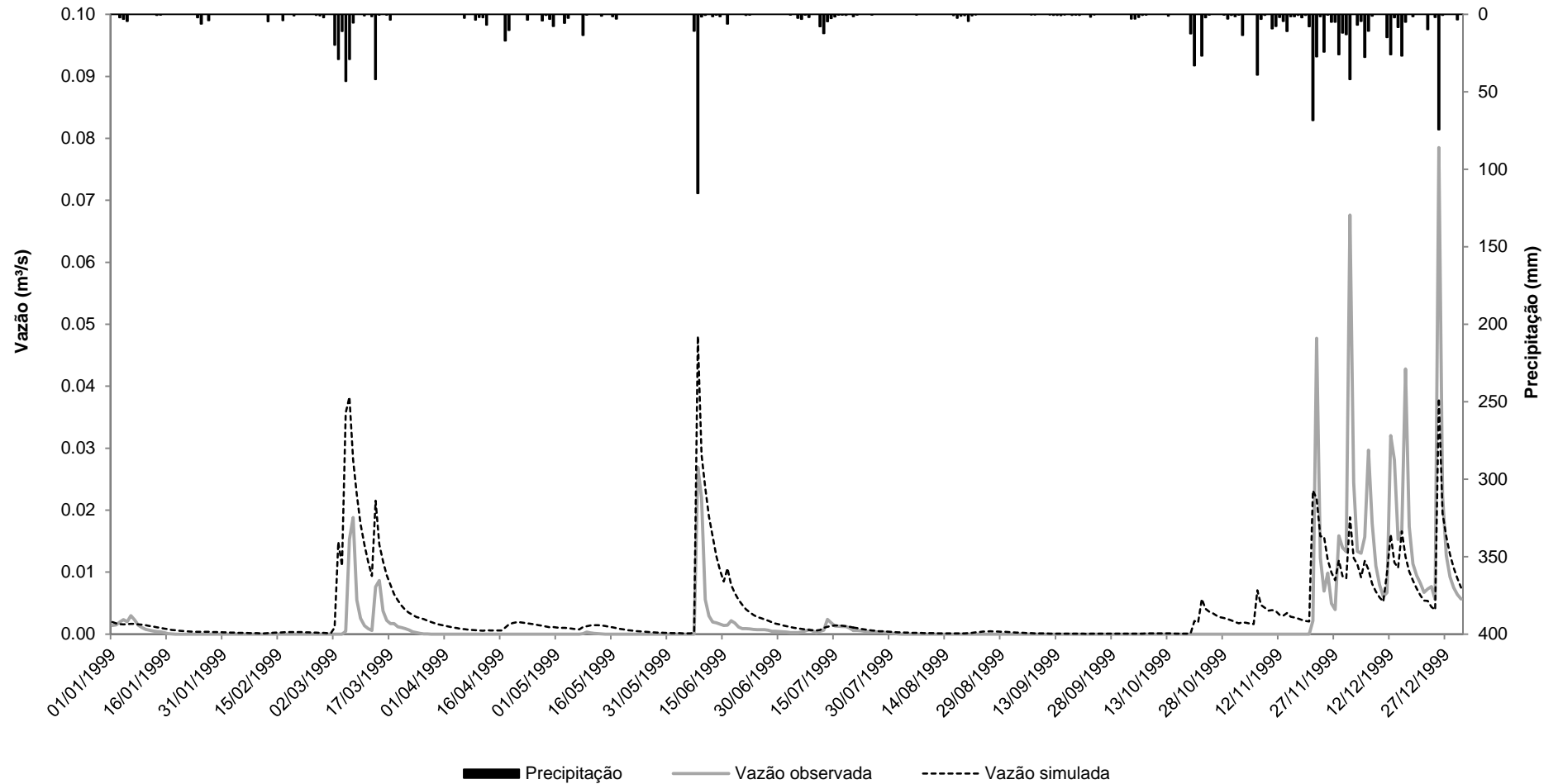
Fonte: o autor.

Figura 21 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1998, após a calibração final.



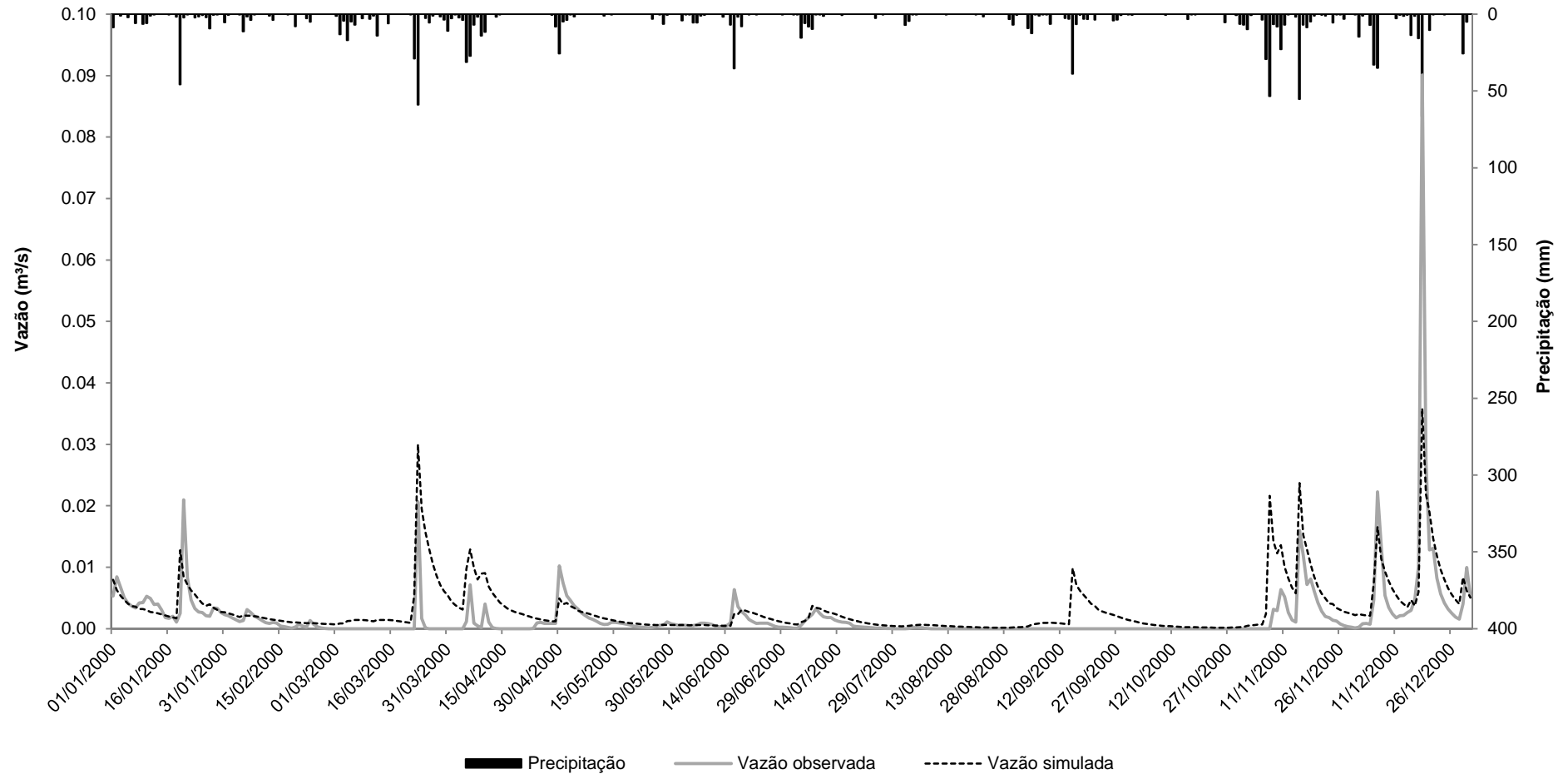
Fonte: o autor.

Figura 22 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 1999, após a calibração final.



Fonte: o autor.

Figura 23 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2000, após a calibração final.



Fonte: o autor.

Os valores dos picos foram ajustados com uma redução considerável dos eventos extremos simulados quando comparados a primeira simulação. O valor mais alto observado da vazão diária foi de 0,1041 m³/s, enquanto o valor para o mesmo período antes da calibração era de 1,4850 m³/s. Após a calibração o valor da vazão máxima diária simulada foi de 0,0490 m³/s.

Entretanto, como pode ser observado nos hidrogramas diários, havia picos com valores muito altos, pois o ajuste não conseguiu representar todo o período com a mesma eficiência, sendo que alguns picos foram subestimados e outros que, apesar de minimizados, permaneceram maiores que os observados.

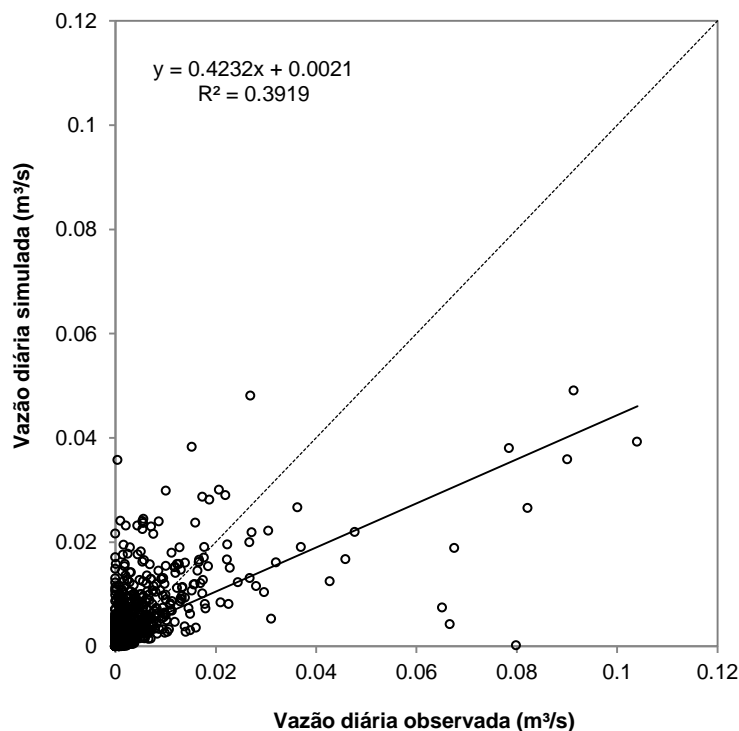
Para os valores médios diários de vazão, houve uma melhora nos resultados com a calibração. Antes dessa operação, foi estimada uma vazão média de 0,0301m³/s e, posteriormente, o valor foi de 0,0032 m³/s, mais próximo ao valor da vazão observada de 0,0027 m³/s para o período da calibração. Como não foi objetivo do estudo calibrar o modelo para um fim específico, a calibração foi direcionada para obter melhores valores para os índices estatísticos utilizados.

Analisando os hidrogramas diários a partir do início da época chuvosa, percebe-se uma melhora nas respostas hidrológicas do SWAT. É possível que, se as simulações fossem iniciadas no período seco, o modelo poderia responder melhor hidrológicamente às precipitações de maior intensidade, ocorridas nos meses considerados chuvosos, e isso também pode estar relacionado quanto à capacidade do parâmetro CN2 representar a umidade antecedente aos eventos de precipitação.

De maneira geral, é possível verificar que valores observados e os simulados tem comportamento semelhante, principalmente nas vazões mínimas e vazões de pico menores. Já para as vazões de pico maiores, o modelo não teve comportamento semelhante, requerendo melhor ajuste para essas situações.

A tendência do modelo em superestimar os valores de vazão, mesmo após a calibração, pode ser observada na Figura 24, onde estão apresentados os valores simulados de vazão diária correlacionados aos valores observados de vazão diária.

Figura 24 – Correlação entre as vazões diárias observadas e as vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, no período entre 1997 e 2000, após a calibração final.



Fonte: o autor.

O gráfico de dispersão corrobora com os hidrogramas apresentados, na qual houve uma melhora no ajuste das vazões simuladas em relação às vazões observadas, apesar da maior parte das vazões simuladas ainda serem superestimadas.

O melhor ajuste pode ser confirmado pelo fato do coeficiente angular da reta, passar de 9,18 para 0,42 e no coeficiente linear, saindo de 0,0048 para 0,0021 antes da calibração. No entanto, observa-se uma redução do r^2 , saindo de 0,4707 para 0,3919. Embora o r^2 tenha sido menor, os pontos estão mais próximos da reta 1:1, indicando melhor ajuste do modelo.

Embora, o coeficiente angular da reta e o coeficiente linear não serem tipicamente relatadas em estudos publicados com o SWAT publicados, eles devem ser analisados em conjunto com o r^2 . Essa análise preliminar deve ser feita para verificar se a qualidade do ajuste é razoável (inclinação próximo a 1), e se os desvios também são baixos (r^2 próximo a 1). Um ajuste perfeito requer que o coeficiente angular da reta e o coeficiente linear sejam iguais a 1 e 0,

respectivamente, indicando equivalência entre os valores simulados pelo modelo e os observados.

Na Tabela 14 estão os índices utilizados para verificar a aplicabilidade do modelo SWAT na simulação de vazões diárias.

Tabela 14 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária após a calibração final dos parâmetros do modelo

Estatísticas	Sigla	Valores	Classificação
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe	NS	0,3854	Satisfatório
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe ajustado	NS'	0,2798	Insatisfatório
Coeficiente de determinação	r ²	0,3919	Satisfatório
Percentual de tendência (%)	PIAS	-17,53	Satisfatório
Erro padrão médio normalizado	RSR	2,44	Insatisfatório

Os índices estatísticos calculados antes da calibração foram: NS = -173,27, NS' = -7,06, PBIAS = -994,10 e RSR = 41,15. Depois da calibração foram encontrados os seguintes valores: NS = 0,4, NS' = 0,28, PBIAS = -17,53 e RSR = 2,44. A magnitude dos valores desses índices estatísticos indica que SWAT passou de um modelo não recomendado (NS < 0) a um modelo com desempenho satisfatório, visto que um percentual menor pode ser utilizado na análise de vazões diárias (MORIASI et al., 2007).

Arnold et al. (2012b) destacaram que o NS e r², são indicados para altas vazões, o que pode explicar um desempenho menor destes dois índices na comparação das baixas vazões da MBE em estudo. Além disso, o índice r² é uma estatística sensível para altos valores extremos, podendo ser representados por falhas ou eventos atípicos.

Como pode ser observado nas Figuras 20 a 23, o modelo superestimou vazões de pico e subestimou as baixas vazões. Esse comportamento pode ser relacionado com a estatística de NS, em que as diferenças entre os valores observados e simulados são calculadas como valores ao quadrado. Como resultado, os maiores valores serão fortemente superestimados enquanto os baixos valores são negligenciados (KRAUSE et al., 2005).

Lopes (2008) avaliando processos hidrossedimentológicos em microbacias hidrográficas, com períodos de dados para análise em meses, encontrou valores de NS entre -4,40 a 0,42 e, r^2 variando de 0,01 a 0,48 após a calibração automática. O autor considerou a calibração automática como satisfatória por apresentar melhoria de 62,9 % no desempenho do modelo.

O valor do r^2 de aproximadamente 0,4, e o de NS = 0,39, foram próximos ao valor encontrado por Kraemer et al. (2011), no valor de 0,33 para ambos os índices, cujo o estudo foi feito na Argentina com uma microbacia com 3 km² de área de contribuição. No estudo de Malutta (2013), nas 14 bacias-escola que compõe uma rede de monitoramento da bacia Alto do Rio Negro, verificou-se para todas as bacias estudadas que o NS apresentou-se satisfatório, variando de 0,39 a 0,94. Porém evidenciou-se a perda de sensibilidade do modelo em pequenas bacias, possivelmente pelo tempo de concentração da bacia ser menor que um dia.

Deve-se destacar que a calibração em microbacias não permite a compensação de erros, devido à sua resposta rápida aos eventos de chuva e manejos do uso da terra. Dessa forma, os valores dos índices estatísticos podem refletir estes erros intrínsecos à modelagem em pequenas bacias, reduzindo a qualidade do ajuste. Um exemplo disso é o estudo de Durães et al. (2011), que avaliaram a caracterização hidrológica na bacia do rio Paraopeba, MG, com 10.200 km² de área de contribuição, em que alcançaram valores superiores a 0,75 para o NS no período de calibração diária do modelo.

Para os valores de NS e NS', foram encontradas as maiores alterações positivas após a calibração. Antes dessa operação, ambos os valores eram negativos e, após a calibração, foram obtidos valores maiores que zero. Lelis et al. (2012) também encontraram elevadas alterações nos valores de NS. No entanto, o NS' ajustado teve menor desempenho, como também observado por Fukunaga (2012) e Licciardello et al. (2011).

Esse menor desempenho do NS' pode estar associado à ocorrência de baixas vazões, pois segundo Krause et al. (2005), com a aplicação do NS', as diferenças absolutas das vazões altas são reduzidas, mas por outro lado, a influência das diferenças absolutas durante as baixas vazões são mais significativas. Como resultado, pode-se esperar que nas simulações de vazões, especialmente durante as condições de baixas vazões, o NS' seja mais sensível.

O valor negativo do PBIAS mostra que o modelo superestimou as vazões simuladas no período da calibração. O valor encontrado para o RSR, ficou acima do recomendado por Moriasi et al. (2007). No entanto, a diferença do valor anterior à calibração (41,15) para o obtido após esta operação (2,44) foi significativa, o que permite a comparação dos resultados. Com isso, com o menor valor de RSR, menor será o erro padrão médio e melhor será a simulação, como comprovado pelos hidrogramas apresentados.

Harmel et al. (2006) e Harmel et al. (2010) destacaram que a incerteza de medição nos dados de vazão, como a presença de falhas, e os curtos registros de vazão também podem resultar em uma fraca previsão hídrica do SWAT. Sendo assim, um melhor ajuste do modelo poderia ser obtido mediante um número mais elevado de dados observados de vazão e, também de uma série de dados mais consistente.

De maneira geral, o modelo não conseguiu capturar bem os picos de escoamento no registro de vazão diária, possivelmente associado ao método CN2 usado para estimar o escoamento superficial a partir da chuva diária. O modelo tende a superestimar as baixas vazões desta MBE, que pode ser atribuído, em parte, à inadequação das simulações da curva de recessão e, em parte, atribuído a erros de medições. Outro fator que poderia afetar a qualidade de ajuste do modelo é o curto período de tempo disponível para a calibração.

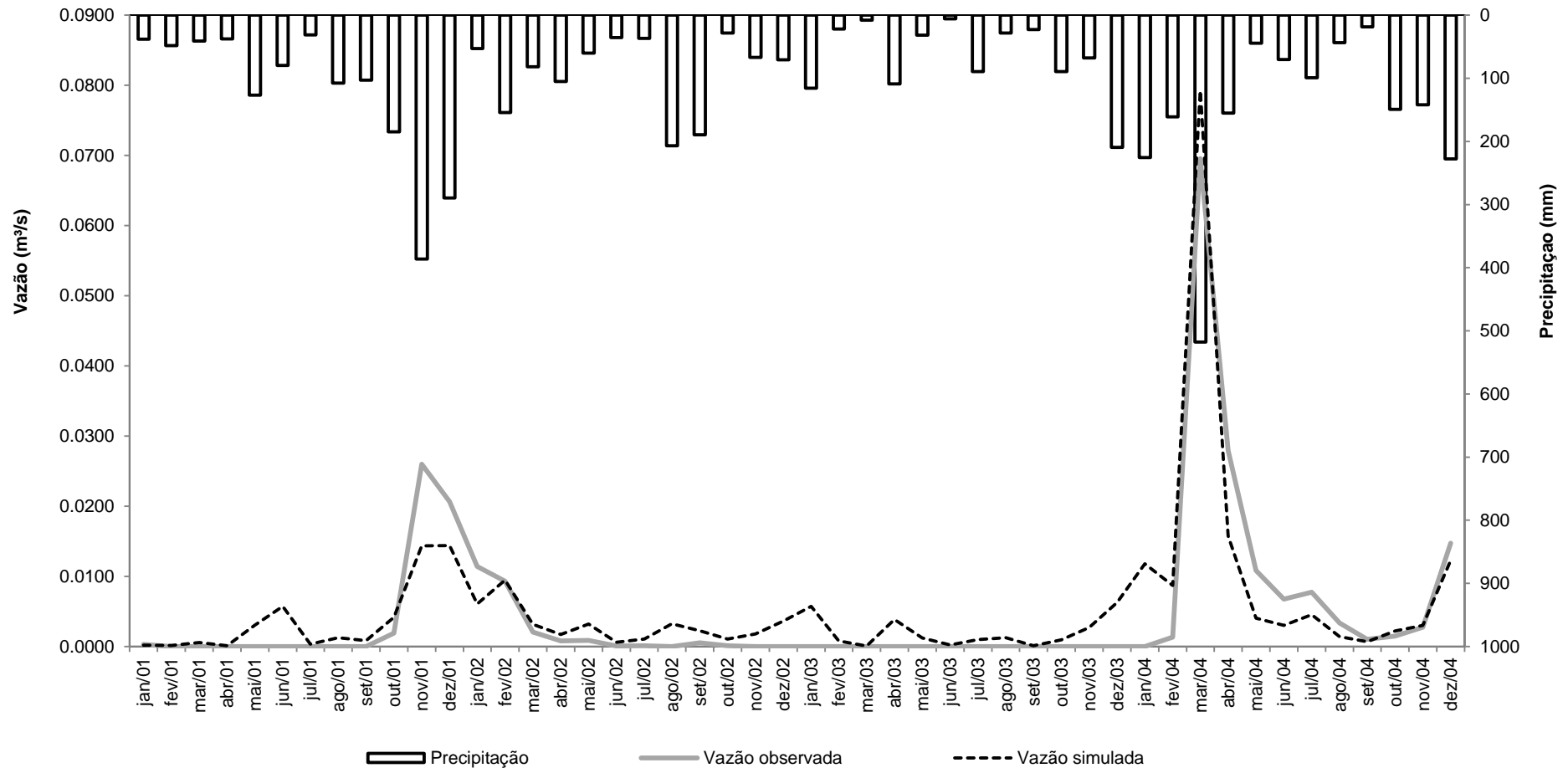
Além disso, o desvio entre as baixas vazões observadas e simuladas também pode estar relacionada às limitações nas medições do sensor de nível de água e os erros de medições associados às intempéries do clima.

5.2.4 Validação

A etapa de validação foi realizada após a calibração ser considerada satisfatória. De acordo com Arabi et al. (2007) esta etapa de validação permite confirmar a acurácia do modelo visando à simulação de processos em bacias hidrográficas com monitoramento hidrológico.

Na Figura 25, é possível comparar graficamente o comportamento das vazões simuladas pelo SWAT em relação às vazões observadas em monitoramento para um novo período de dados (2001 a 2004), e com a manutenção dos valores dos parâmetros da etapa da calibração.

Figura 25 – Hidrograma da vazão média diária mensal observada na localidade ArV e a vazão média diária mensal simulada pelo modelo SWAT, no período de da validação de 2001 a 2004, após a calibração final.



Fonte: o autor .

Assim como na calibração, os valores simulados se ajustaram melhor aos valores observados de vazões mínimas e vazões de pico menores. Já para as vazões de pico maiores, o modelo superestimou. Em geral, se observa uma adequada eficiência do modelo SWAT e um bom ajuste dos valores simulados comparados aos observados.

Durante este período da validação, pode-se observar uma grande quantidade de dias sem escoamento superficial, lembrando que o ano de 2003 foi um ano com baixa precipitação (821 mm). Associado a isso, no período da validação, o plantio de eucalipto entrava-se com 6 anos de cultivo. Com pouca água disponível via precipitação, grande parte da água armazenada no solo, que poderia ser encaminhada para o escoamento de base, foi utilizada pela vegetação para atender a demanda hídrica.

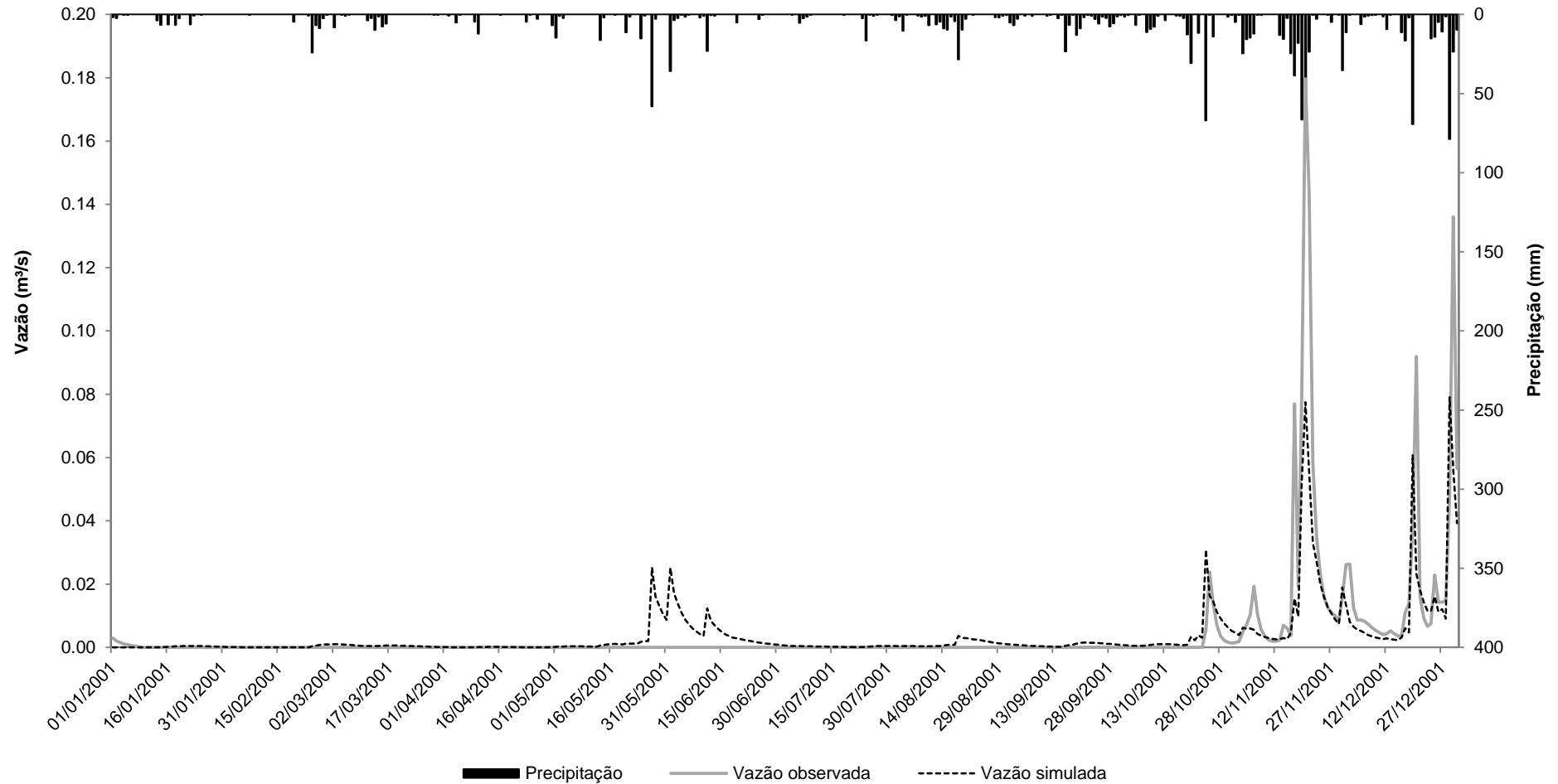
Segundo Krause et al. (2005), essa quantidade de dias com escoamento superficial muito baixo ou nulos pode aumentar a eficiência do modelo, pois os erros associados com baixos valores de vazões tendem a ser menores do que aqueles relacionados com as altas vazões.

Andrade et al. (2013) também observou que as diferenças das precipitações entre o período de validação e calibração do modelo SWAT influenciam no resultado da estatística do NS. No estudo, os autores perceberam que o período chuvoso da validação não apresentou a mesma concentração de chuvas registrada no período da calibração. Isso reduziu a menor concentração de picos seguidos de vazão, situação que facilitou a aplicabilidade do modelo elevando o NS, visto que esta estatística é bastante dependente das estimativas de vazões de pico.

Conforme observado na Figura 25, o pico máximo das vazões médias diárias mensais observadas no período da validação foi de 0,0695 m³/s, enquanto a simulada foi de 0,0793 m³/s. Neste aspecto mensal, pode-se entender que o modelo superestimou as vazões, sendo que a análise estatística pode confirmar essa tendência.

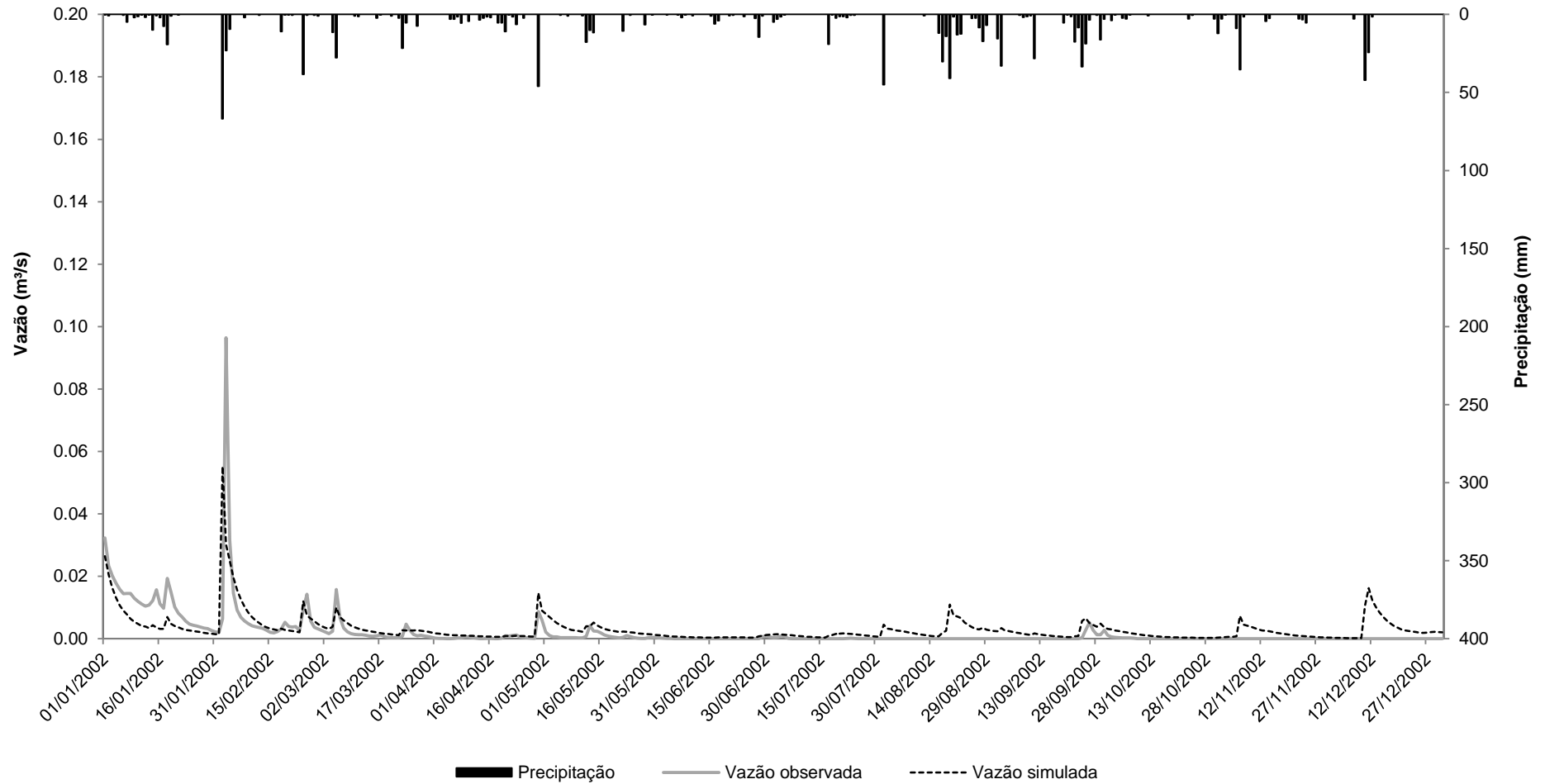
Nas figuras, 26, 27, 28 e 29 estão apresentados os valores simulados e os observados das vazões diárias, para cada ano do período da validação. A escala dos gráficos na validação foi alterada para conseguir representar todos os eventos de chuva e vazão.

Figura 26 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2001, na validação.



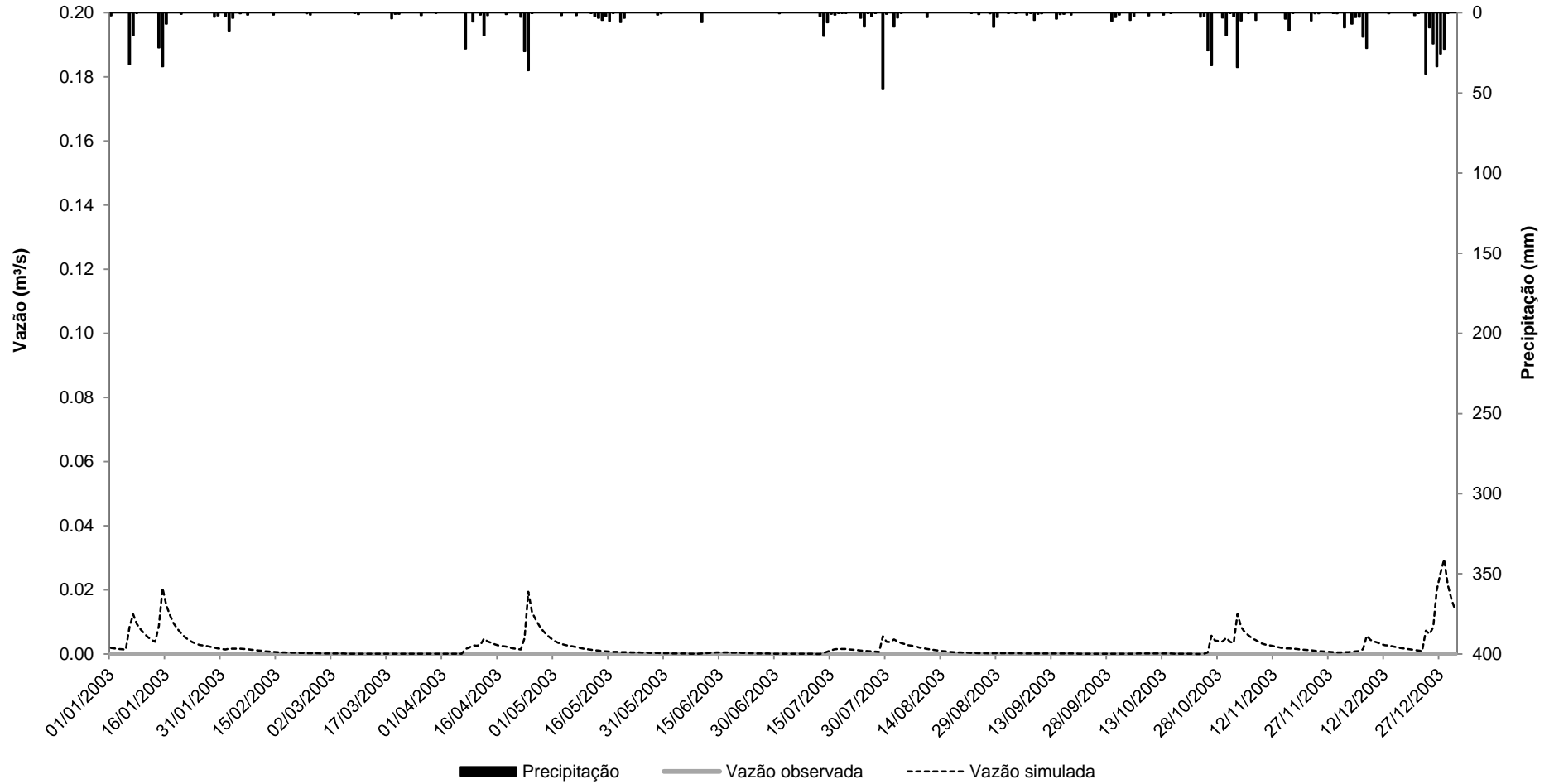
Fonte: o autor.

Figura 27 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2002, na validação.



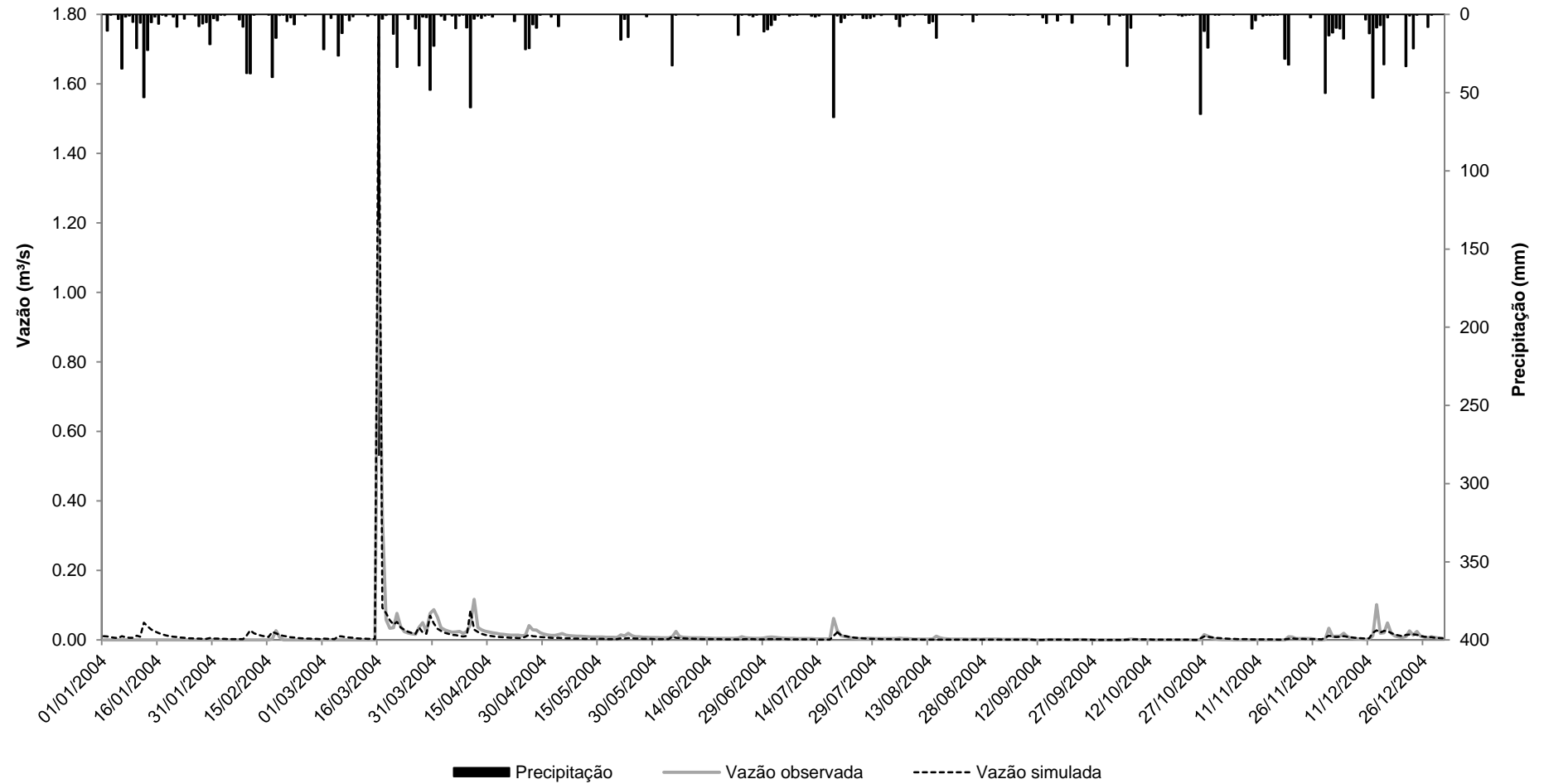
Fonte: o autor.

Figura 28 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2003, na validação.



Fonte: o autor.

Figura 29 – Hidrograma das vazões diárias observadas na localidade ArV e a vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o ano de 2004, na validação.



Fonte: o autor.

Como pode ser observado na Figura 26, alguns eventos de chuva com aproximadamente 130 mm, ocorrido entre maio e junho de 2001, não apresentaram resposta na vazão observada. Entretanto, o modelo teve sensibilidade a este evento, acusando uma resposta na vazão da bacia. Isso pode demonstrar uma falha nos dados observados; entretanto, deve-se considerar que estes meses estão dentro do período seco da região, e a chuva precipitada pode realmente não ter gerado escoamento.

Na figura 27 observa-se uma boa correspondência dos valores simulados com os observados, indicando que as vazões mínimas e aquelas de menor pico foram melhor representadas, assim como observado na Figura 29. Pela análise da Figura 28, comprova-se que o ano de 2003 foi o mais seco, não tendo resposta hídrica para nenhum evento de precipitação.

Como pode ser observado nos hidrogramas diários, o mesmo ocorrido para o primeiro ano se repetiu no segundo e terceiro, com o valor simulado apresentando uma superestimação do fluxo de base no período de seca e uma subestimação para os valores dos picos. Já para o quarto ano, os eventos do fluxo de base são subestimados e a vazão de pico superestimada. Essa inversão observada para os três primeiros anos pode estar relacionada com a precipitação ocorrida. No ano de 2002 e 2003 a precipitação foi reduzida, com período de seca mais intensa, enquanto o ano de 2004 foi o mais chuvoso.

Como resultado deste estudo, nos períodos mais secos, o modelo SWAT tendeu a superestimar as vazões mínimas, e quando iniciou o período chuvoso o modelo não consegue acompanhar as maiores vazões, subestimando os valores. Este fato pode ser relacionado com os valores adotados do parâmetro CN2 utilizado pelo modelo SWAT. O valor adotado para o CN depende das características do solo, seu uso e condições de umidade antecedente. Por sua vez, o número adotado para o CN2 pode não estar sendo representativo das condições existentes na MBE em estudo, indicando a necessidade de um maior controle desse parâmetro na calibração.

De maneira geral, observa-se que os valores simulados se ajustaram melhor aos valores observados das vazões mínimas e vazões de pico de menor intensidade, assim como na calibração. Já para as vazões de pico de maior intensidade, o modelo subestimou os valores. O valor máximo registrado para a

vazão observada foi de 1,2025 m³/s e o valor obtido na modelagem atingiu 1,7360 m³/s.

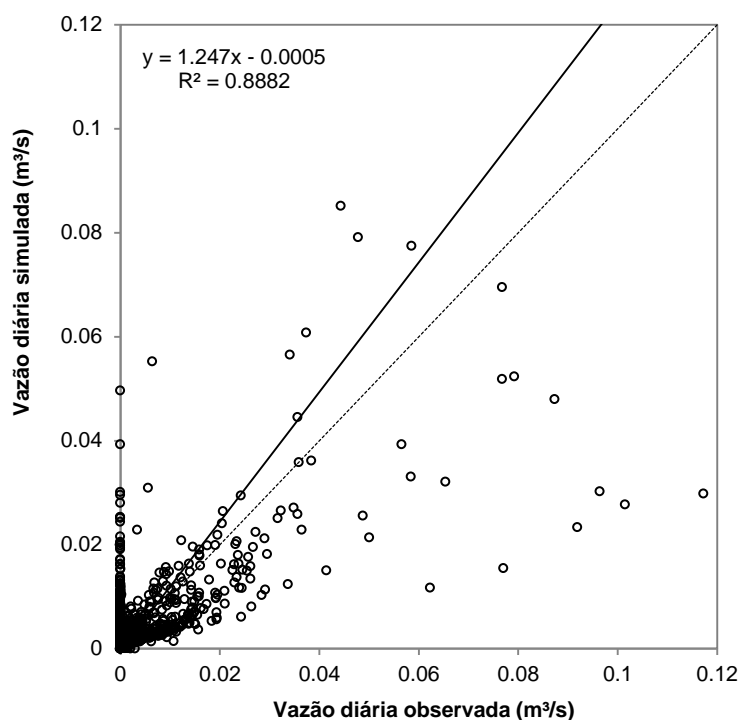
Para os valores médios diários de vazão no período da validação, o observado foi de 0,0076 m³/s, enquanto o simulado foi de 0,0066 m³/s. Comparando-se com os valores médios diários observados e simulados no período da calibração, 0,0027 m³/s e 0,0032 m³/s, respectivamente, percebe-se que no período da calibração os valores médios diários de vazão foram menores. Esse resultado está relacionado com a superestimação dos picos. Um evento de chuva mensal próximo a 600 mm que ocorreu em março de 2004, sendo que 281,68 mm incidiram em apenas um dia, que correspondeu a uma vazão de 1,2025 m³/s, elevando o valor da vazão média.

Estes resultados podem ser explicados pela importante diferença nos eventos de chuvas entre ambos os períodos, na qual a precipitação média anual do período da validação foi maior (1303,25 mm) do que o período da calibração (1098,6 mm). Apesar de o valor médio indicar uma maior quantidade de chuvas no período da validação, a distribuição da mesma foi mais irregular, o que comprometeu a disponibilidade hídrica da bacia neste período.

Na Figura 30 é apresentado o gráfico de dispersão para o período de validação do modelo. É notável a melhoria da distribuição dos dados após a calibração, tendo diminuído os picos de vazão de forma considerável, apesar de ainda haver superestimativa. No gráfico de dispersão, houve uma melhora do coeficiente angular da reta, passando de 0,4232 para 1,247, sendo este mais próximo da unidade, enquanto o valor do coeficiente linear passou de 0,0021 para 0,0005, aproximando de zero, como era desejado. Também, observa-se uma melhoria do r², saindo de 0,39 para 0,88. Adicionalmente, observa-se que a linha de tendência ficou mais próxima da linha de proporção 1:1, mostrando um melhor ajuste do modelo.

Na Tabela 15 são exibidos os valores dos índices estatísticos obtidos na avaliação da capacidade do modelo em simular vazões de outro período, para o qual não foi calibrado. Para o período de validação houve uma melhora significativa nos índices estatísticos.

Figura 30 – Correlação entre as vazões diárias observadas e as vazões diárias simuladas pelo modelo SWAT, para o período da validação.



Fonte: o autor.

Tabela 15 – Resultado final da estatística de verificação da simulação diária para o período da validação do modelo

Estatísticas	Sigla	Valores	Classificação
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe	NS	0,7429	Bom
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe ajustado	NS'	0,4432	Satisfatório
Coeficiente de determinação	r ²	0,8882	Satisfatório
Percentual de tendência (%)	PIAS	-14,34	Bom
Erro padrão médio normalizado	RSR	0,5071	Bom

Diante da magnitude dos indicadores apresentados na Tabela 15, e a classificação proposta por Moriasi et al. (2007) (Tabela 7), o modelo SWAT passou de um desempenho satisfatório, na calibração, para um bom desempenho no período da validação. Alguns autores, como Vázquez Amábile et al. (2005), Kraemer

et al. (2011), Salles (2012), Andrade et al. (2013) e Pereira (2013) também encontraram períodos de validação com eficiência superior ao período de calibração.

Em relação ao NS', observa-se novamente resultados inferiores ao NS, mas também indicou um melhor ajuste das vazões simuladas às vazões observadas no período da validação.

A estatística PBIAS representa o percentual de tendência das vazões simuladas com relação às vazões observadas. Esta estatística de precisão mostrou ter ocorrido uma superestimativa da vazão na ordem 14,34% no período da validação. Esse desvio observado na estatística pode estar relacionado à grande quantidade de dias com vazões iguais a zero.

Lévesque et al. (2014), estudando o comportamento hidrológico de duas bacias na zona rural do Canadá, sob neve derretida e precipitação, encontrou um desempenho satisfatório para dados diários no período da calibração, com valores de NS variando de 0,61 a 0,83, enquanto na validação o NS foi reduzido para 0,4 e 0,73. Os autores observaram, assim como Fukunaga (2012), que o modelo SWAT tem dificuldades em conciliar as estações de seca e chuva, explicando que quando os dados de inverno e verão são usados separadamente para calibrar o modelo, o desempenho do modelo ainda é melhor para a temporada de inverno, onde predomina as vazões mais baixas, do que para o verão com maiores vazões.

Bonumá et al. (2013) obteve valores de NS, r^2 e RSR, respectivamente iguais a 0,20, 0,59 e 0,97, para vazões diárias no período de validação. Esses valores foram inferiores aos obtidos na calibração. No entanto, os autores ressaltaram a importância de considerar as incertezas tanto dos dados medidos como dos dados simulados. Ao considerarem as modificações levando-se em conta as incertezas na observação e na simulação, os valores de NS e r^2 tiveram uma melhora.

Em geral, os resultados dos índices estatísticos no período da validação mostraram que a quantidade de dias com escoamento superficial muito baixo ou nulo, aumentou a eficiência do modelo.

Além disso, a qualidade da informação meteorológica também pode estar relacionada com a eficiência na resposta do modelo. O estudo realizado por Strauch et al. (2012) mostrou que uma boa distribuição das estações meteorológicas na área em estudo também pode ter influência na qualidade do ajuste entre vazões simuladas e observadas, e conseqüentemente no desempenho do modelo. Dessa

forma, a boa distribuição dos pontos de medição dos elementos do clima na MBE, com a interpolação da precipitação, foram fatores que possivelmente influenciaram no importante desempenho apresentado na Tabela 15. Portanto, um dos fatores determinantes na exatidão do modelo SWAT também é a informação meteorológica.

Considerando a análise gráfica e a avaliação dos índices calculados, em um período onde não é permitida a alteração dos valores dos parâmetros do modelo, é possível afirmar que o SWAT teve resultado satisfatório na simulação de vazões. O modelo apresentou eficiência suficiente para realizar estudos hidrológicos em outras microbacias da região que possuem uso da terra similar à MBE estudada, além das informações sobre topografia, tipo de solo e um monitoramento climático, de no mínimo precipitação, estarem disponíveis para a aplicação do SWAT.

No entanto, deve-se atentar quanto a extrapolação desses resultados para outras microbacias com diferente uso da terra e, também, diferente regime hidrológico, pois o bom resultado apresentado no período da validação também está associado as vazões nulas observadas.

Uma visão geral dos processos de calibração e validação mostrou que o modelo SWAT se comportou de forma satisfatória para análise na escala diária na MBE em estudo. Assim como concluíram vários autores brasileiros, o modelo SWAT possui grande potencial de utilização com sucesso no Brasil. No entanto, para alcançar esse sucesso, a calibração dos parâmetros do modelo torna-se indispensável, uma vez que o modelo foi desenvolvido com base em um extenso banco de dados de solos, topografia, tipo de cultura, manejo e dados meteorológicos dos Estados Unidos.

Após a etapa da calibração e validação confirmar a acurácia do modelo para a MBE em estudo na simulação de vazões, o modelo SWAT pode ser utilizado com uma ferramenta potencial para auxiliar nos trabalhos com cenários hipotéticos de alterações da cobertura da terra, como o de Durães et al. (2011), Carvalho Neto, Srinivasan e Rufino (2012) e Pereira (2003), ao simularem a resposta hídrica de bacias para as modificações na cobertura da terra, avaliando a influência dessa alteração na produção de vazão.

5.3 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Após aos processos de calibração e validação, o modelo SWAT foi aplicado com base nos cenários de uso da terra descritos na metodologia. Deve notar-se que, sob as condições de simulação utilizados nesta etapa, foi usada uma série sintética obtida das estatísticas climáticas geradas a partir dos dados meteorológicos da estação Ar11.

Os cenários foram elaborados para estimar as alterações na disponibilidade hídrica da MBE em estudo, em função das mudanças no uso da terra para um período de tempo mais longo. Os resultados foram interpretados para o período de 28 anos, levando em conta os parâmetros calibrados do modelo, uma vez que os resultados da calibração e validação foram satisfatórios.

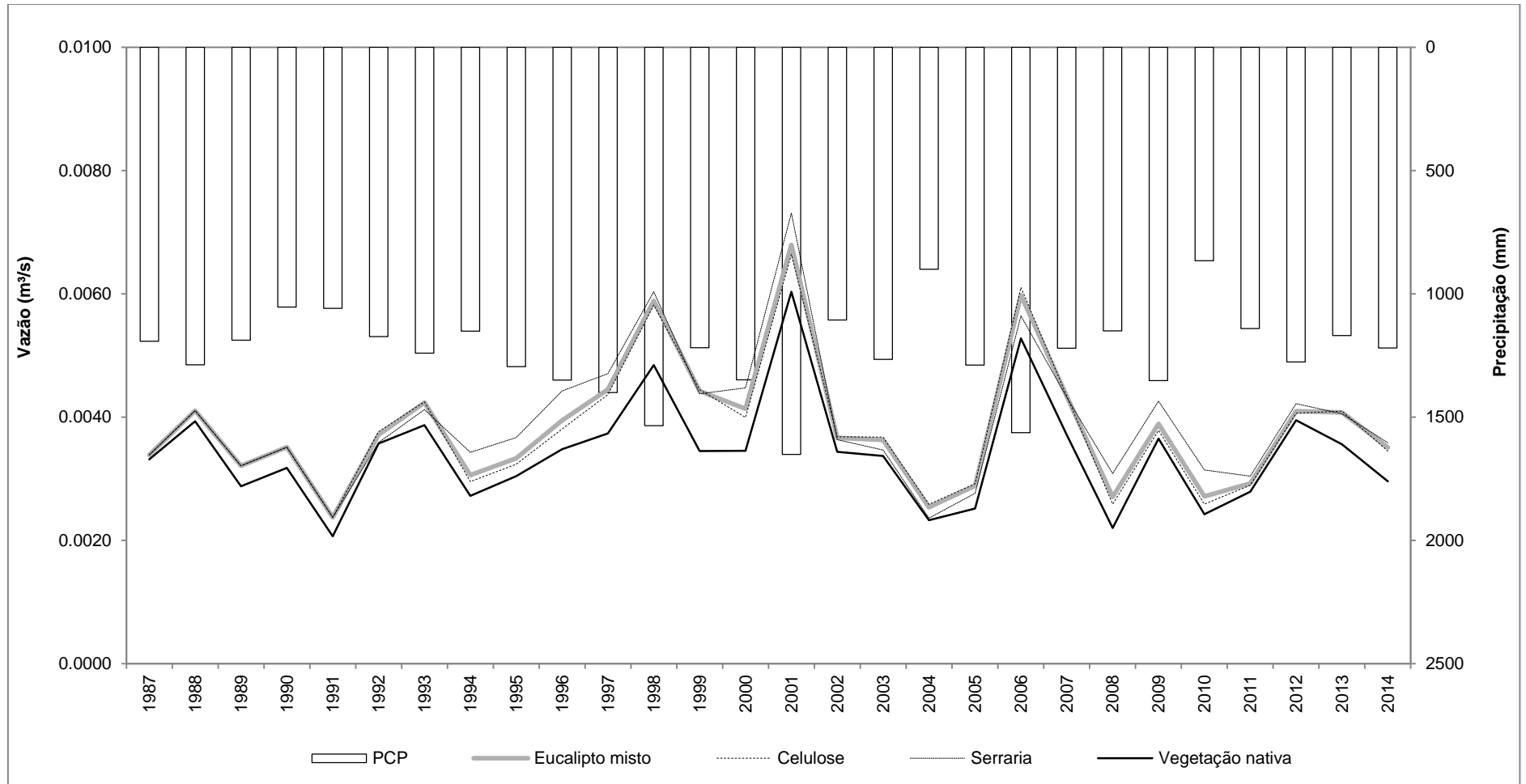
O objetivo dessa simulação de cenários é avaliar as práticas de manejo que estão sendo adotadas pela empresa, bem como as alternativas realistas de uso da terra que minimizem os impactos sócio-ambientais causados por um determinado uso.

A disponibilidade hídrica resultante das mudanças no uso da terra foi avaliada com base na simulação de vazão pelo modelo SWAT, sendo feitas as análises dos hidrogramas e vazões médias, além das vazões máximas e mínimas de referência calculadas com o auxílio do software SISCAH.

Na Figura 31 apresenta-se os hidrogramas para os cenários, 1, 2, 3, e 5, referentes a eucalipto misto, eucalipto destinados à celulose e serraria, e vegetação nativa, respectivamente, excluindo-se o cenário pastagem. Essa separação foi necessária para melhor visualização e entendimento dos hidrogramas, devido as diferenças de escala. Na Figura 32 são apresentados os hidrogramas das vazões médias anuais diárias simuladas para a MBE, em função dos cinco cenários de uso da terra.

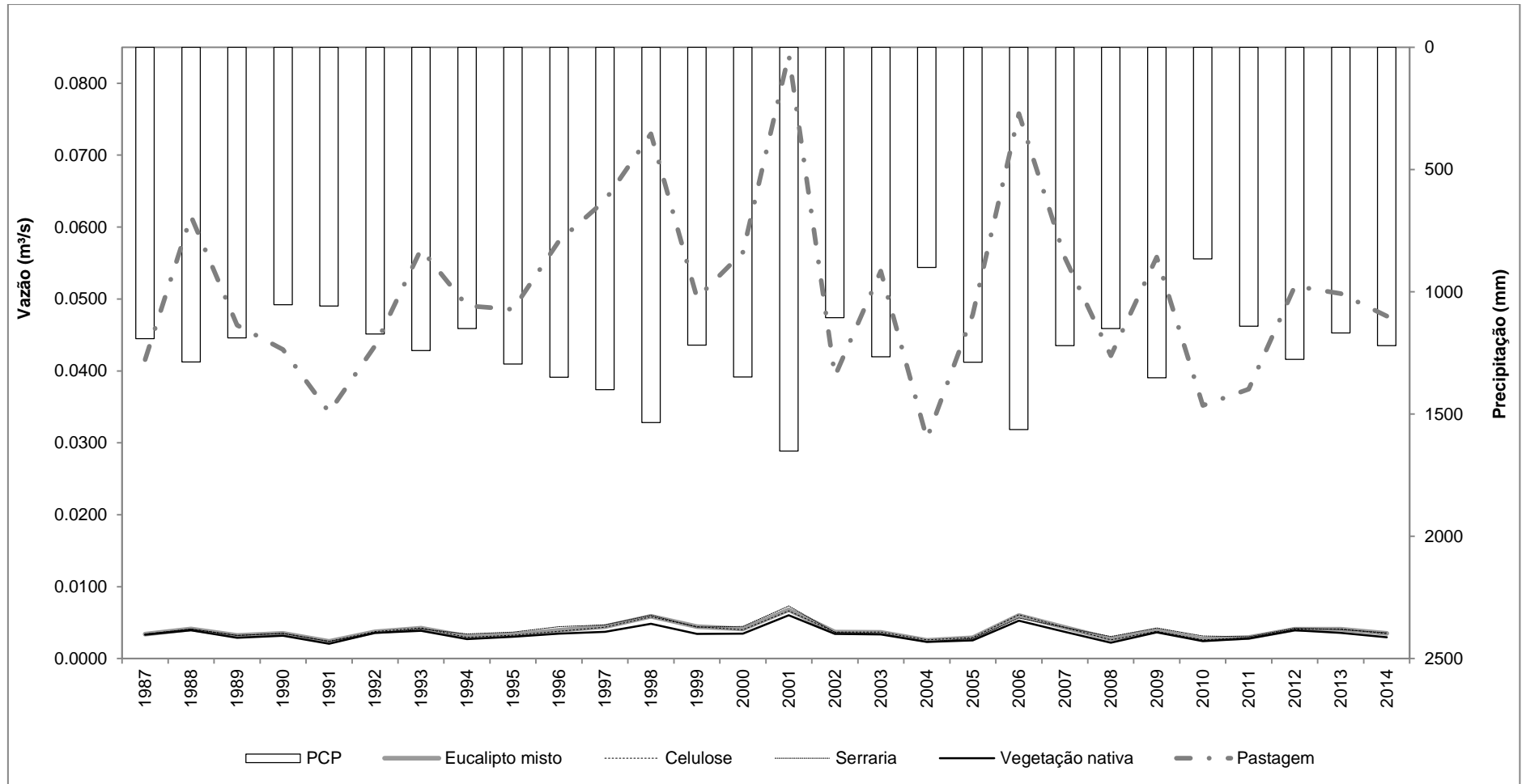
Os resultados apresentados pelos hidrogramas das figuras 33 e 34, sobre o comportamento hídrico da MBE, em função de cada cenário simulado, foram discutidos em conjunto com as análises de vazões médias, máximas e mínimas simulados para os cinco cenários (Tabela 16).

Figura 31 – Hidrograma das vazões médias diárias anuais simuladas para os cenários 1, 2, 3 e 5.



Fonte: o autor.

Figura 32 – Hidrograma das vazões médias diárias anuais simuladas para os cinco cenários.



Fonte: o autor.

Tabela 16 – Vazões médias diárias anuais simuladas pelo modelo SWAT, e vazões máximas e mínimas de referência estimada pelo software SISCAH

Cenários	Vazão média (m ³ /s)*	Vazão mínima (m ³ /s)			Vazão máxima (m ³ /s)		
		Q _{7,10}	Q ₉₀	Q ₉₅	5 anos	10 anos	30 anos
1 – Eucalipto misto	0,0038 a	0,0	0,0007	0,0006	0,063	0,102	0,140
2 – Celulose	0,0037 a	0,0	0,0007	0,0006	0,065	0,106	0,146
3 – Serraria	0,0039 a	0,0	0,0008	0,0006	0,063	0,096	0,129
4 – Pastagem	0,0501 b	0,0	0,0036	0,0018	1,753	2,052	3,089
5 – Vegetação nativa	0,0034 a	0,0	0,0005	0,0004	0,072	0,085	0,126

* Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Tukey ($p \geq 0,05$).

Analisando os hidrogramas simulados na Figura 31, mesmo com pouca variação, o modelo apresentou uma pequena sensibilidade à alteração de manejo aplicado nos respectivos cenários. No entanto, os dados da Tabela 21 comprovam que mesmo o hidrograma da Figura 31 apresentando uma variação para os cenários 1, 2, 3 e 5, as vazões médias simuladas não diferiram entre si, mostrando que as alterações de uso da terra propostas não influenciaram na resposta hídrica da bacia.

Relacionado os três cenários principais, pastagem, eucalipto e vegetação, conforme Figura 32, os resultados não devem ser generalizados. Observa-se que o plantio de eucalipto apresentou maior vazão comparada à vegetação nativa, enquanto a Tabela 21 mostra que um ou outro uso não afetou a vazão da MBE. Além de que, a alteração do uso da terra para pastagem proporcionou um aumento significativo da vazão.

Isso não representa que a vegetação nativa deva ser substituída pelo eucalipto, e este por sua vez deva ser substituído pela pastagem. De nada adianta ter a aparente quantidade, se a qualidade da água compromete o seu aproveitamento, ou até mesmo que essa água deixe a bacia sem ser aproveitada.

Em síntese, apesar de ser observado o aumento na produção de água entre um ou outro cenário, outros impactos decorrentes da alteração do uso da terra, como a erosão hídrica e a carga de sedimentos, também são fortemente afetados pela substituição do uso. A ação desses fatores em particular, pode comprometer a utilização do solo, chegando a formar áreas inférteis e sem estrutura física para suportar o cultivo (RANZINI e LIMA, 2002). Além desses, outros efeitos como, a maior concentração de nutrientes, material orgânico, pesticidas, dentre outros, alteram a qualidade da água que está sendo produzida. Embora esses impactos não foram avaliados neste estudo, eles devem ser considerados na análise global da disponibilidade hídrica.

Como exemplo dos efeitos dos diferentes usos da terra sobre o comportamento hidrológico de bacias hidrográficas, Figueiredo e Honda (2008) e Huang et al. (2013) mostraram que as mudanças no uso da terra influenciaram a variação da vazão, e os parâmetros de qualidade da água, com maiores cargas de nitrogênio e fósforo.

Diante disto, apenas a quantidade de água que sai da bacia, ou seja, a vazão, não pode ser o único critério a ser avaliado nas alterações de uso da terra. Há um fator relevante, que diz respeito ao tempo em que a água permanece na bacia, refletindo na variação sazonal da vazão. Neste aspecto, a tipo e cobertura do solo é um fator importante que influencia na infiltração e, conseqüentemente, na quantidade de água disponível para a evapotranspiração e abastecimento do aquífero. A combinação desses fatores e processos é determinante no tempo residual da água na bacia, sendo esse tempo residual que contribui na manutenção e estabilidade hidrológica.

Apesar das respostas dos cenários 1, 2, 3, e 5 não diferirem entre si, foi feita uma análise particular dos resultados apresentados na Figura 31 e 32, resumida nos três cenários principais, eucalipto, vegetação nativa e pastagem.

Quanto ao cenário eucalipto, na Figura 31, é possível perceber que a resposta da bacia corresponde ao manejo adotado pela empresa com ciclo de seis anos e meio para a cultura do eucalipto. A tendência do comportamento hidrológico da MBE durante os 28 anos é semelhante ao comportamento avaliado para o período em que se testou a aplicabilidade do modelo SWAT na MBE em estudo.

Nos anos em que se prevê o corte do eucalipto diante do manejo editado (nos de 1993 a 1994, de 2000 a 2001, de 2007 a 2008 e de 2013 a 2014) a vazão média aumentou, e com o crescimento do eucalipto a vazão média diminuiu. No entanto, deve-se destacar que as vazões observadas no período estão fortemente relacionadas com a ocorrência das precipitações.

Esse resultado mostra que a vazão anual da microbacia apresenta tendência de retorno às condições de equilíbrio, que prevaleciam antes do plantio, com o aumento da idade da plantação florestal. Bruijnzeel (1990) conclui que o impacto, no entanto, depende muito das práticas de gestão e os usos alternativos da terra. As práticas conservacionistas adotadas visam não somente a melhoria da capacidade produtiva, mas também o controle de perdas de solo e água, como também a melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo.

Ainda é possível perceber, pela Figura 31, uma semelhança de comportamento da vazão em função do manejo diferenciado do eucalipto para a produção de celulose e serraria. Observa-se um ligeiro aumento nos picos de vazão para o cenário 3, no qual destina-se o eucalipto para a serraria, enquanto para o cenário 2, com eucalipto destinado à produção de celulose, o comportamento hídrico foi muito similar ao cenário 1.

Com relação ao cenário 5 (vegetação nativa) na Figura 31, é possível perceber uma diminuição da vazão quando toda a bacia está coberta pela vegetação nativa. A expansão da área de floresta melhora as condições físicas para o solo em termos de sua capacidade de infiltração, proporcionando boas condições de infiltração da água no solo, favoráveis à recarga de águas subterrâneas, com redução do escoamento superficial. Nesta condição, espera-se que uma menor variação de vazão no decorrer do tempo, devido à proteção florestal favorecer o processo de infiltração, que abastece as águas subterrâneas, sendo esta a responsável direta pela continuidade do fluxo de água nos períodos de seca.

Lelis (2011) também encontrou uma redução, tanto da produção de sedimentos, quanto do escoamento superficial, quando substituiu 15% da pastagem pelo uso floresta. Já no cenário contrário, com a introdução da área de pastagem em 25%, houve um

expressivo aumento na produção de sedimentos, enquanto à produção de escoamento superficial ocorreu em menor intensidade.

Já na figura 32, com a introdução do cenário pastagem, observa-se um aumento significativo dos valores de vazão, inclusive nos valores máximos. Esse cenário foi o único cuja vazão média se diferenciou dos demais cenários, mostrando que essa alteração por pastagem foi a que provocou maior alteração na resposta hídrica da bacia. Bosch e Hewlett (1982), também encontraram um aumento médio no escoamento anual devido a redução de área coberta por floresta.

A vazão simulada para pastagem teve um aumento de aproximadamente 13 vezes na vazão média comparado ao cenário 1. Esse aumento significativo provavelmente está associado às menores taxas de evapotranspiração, interceptação e infiltração, e também com CN-SCS. Nas áreas de pastagem o CN é maior que nas de eucalipto e vegetação nativa, resultando em escoamento superficial simulado maior, refletindo no aumento da vazão.

Os estudos de Bosch e Hewlett (1982) e Farley et al. (2005) relacionaram a substituição de percentuais da pastagem pelo eucalipto, cujo resultados mostraram uma redução da vazão. Stackelberg et al. (2007) utilizaram o modelo SWAT para simular os impactos hidrológicos de uma cultura de Pinus, na substituição das pastagens na bacia hidrográfica do rio Tacuarembó (1,07 km²), e obtiveram uma vazão estimada com redução de cerca de 23%. Diante disto, é possível perceber que o florestamento das áreas reduziu os valores de vazão observados, da mesma forma que a substituição contrária do uso da terra, com a introdução de uma vegetação de menor porte como a pastagem, houve a tendência de aumento da vazão, conforme observado no presente estudo.

Ressalta-se que os parâmetros de vegetação utilizados pelo SWAT, quanto à pastagem e vegetação nativa, podem não ser representativos para as condições tropicais. Além de que, os parâmetros relacionados ao escoamento superficial para esses usos apresentarem valores divergentes ao encontrados em literatura para as condições brasileiras. Esses parâmetros são imprescindíveis na modelagem com o SWAT, de tal forma, que a alteração dos mesmos resulta em respostas discrepantes na

simulação. E por isso, a avaliação dos resultados deste presente estudo deve ser criteriosa e cuidadosa.

De maneira geral, constata-se que, mesmo as vazões simuladas dos cenários 1, 2, 3, e 5 não tendo se diferenciado entre si, o modelo foi sensível às alterações de uso e manejo do solo na simulação da disponibilidade hídrica da MBE em estudo. Essa sensibilidade pode estar relacionada pelo grau de alteração do uso da terra que foi proposta. Em todos os cenários, cerca de 60% da área foi completamente alterada pela mudança no uso da terra.

A interpretação desses resultados em maior escala deve ser cuidadosa, visto que essas alterações de uso da terra foram simuladas para uma área de 2,84 km². Na pequena escala, a resposta hídrica é rápida, e isso é mostrado claramente no hidrogramas. Desta forma, não é recomendado que os resultados do monitoramento na escala de microbacias experimentais sejam devidamente analisados em confronto com outras escalas de efeitos hidrológicos, visto que para bacias maiores os processos hidrológicos são alterados conforme outras condições de uso da terra, tipos de solo e condições climáticas.

Complementarmente à análise das vazões médias, as vazões mínimas e máximas também são importantes no planejamento dos recursos hídricos, principalmente aqueles relacionados com liberação de outorgas, previsão de enchentes e obras hidráulicas tais como, canais, bueiros, vertedouro, barragens, entre outras. Sendo assim, as vazões máximas e mínimas foram analisadas e interpretadas dentro do que se esperava para as alterações propostas no uso da terra na MBE em estudo.

Em geral, na análise das vazões mínimas, observa-se uma pequena redução dos valores para o cenário 5, assim como na análise da vazão média. Com a introdução de vegetação nativa em substituição ao eucalipto, houve um aumento na capacidade de infiltração, e que juntamente com o maior índice de área foliar, proporcionaram condições favoráveis a maior evapotranspiração, resultando numa diminuição de vazão mínima.

Entretanto, ao avaliar a vazão mínima para o uso pastagem, observa-se um aumento expressivo nas vazões mínimas. Com mudança de uso da terra para pastagem, os valores de vazões mínimas foram significativamente maiores, o que

corroborar com o estudo de Pereira (2013), em que foi observado um aumento nas vazões mínimas em decorrência da retirada de áreas de florestas para a introdução de outros usos.

Pode-se verificar na Tabela 21, que a vazão mínima $Q_{7,10}$, foi nula para todos os cenários simulados. Apesar dos hidrogramas anuais não apresentarem valores de vazão iguais a zero, por se tratar de médias diárias anuais, é possível que tenha ocorrido o secamento do riacho em períodos críticos de seca.

Observando a ocorrência de precipitações simuladas (Figura 33), é possível perceber que os anos de 2004 e 2010 foram os anos com precipitação anual inferior à média (1223,81 mm), chegando a chover 360 mm abaixo do esperado, o que contribuiu para vazões mínimas $Q_{7,10}$ chegarem a valores zeros nos períodos secos. Isso é um fator agravante na avaliação da disponibilidade hídrica, pois as vazões mínimas observadas nos períodos críticos refletem no potencial disponível de água na bacia hidrográfica para manter a estabilidade hidrológica da mesma e os usos múltiplos da água.

A determinação das vazões Q_{95} e Q_{90} é feita quando pretende-se conhecer a permanência no tempo (porcentagem) de determinados valores de vazão. Como era esperado, as vazões mínimas Q_{95} foram menores do que as vazões mínimas Q_{90} . E na análise de cenários a variação significativa foi para o uso pastagem, com o aumento considerado das vazões Q_{95} e Q_{90} .

Souza (2011) avaliou a correlação entre a vazão Q_{95} simulada com o tipo de solo, uso da terra, escala da bacia e precipitação, no estudo de vazões mínimas simuladas pelo modelo SWAT, para diferentes sub-bacias hidrográficas na bacia do Altíssimo Rio Negro, Paraná. Os resultados mostraram que o uso da terra do tipo pastagem apresentou maior correlação com a vazão Q_{95} simulada, de forma que quanto maior a proporção de pastagem, maior a vazão mínima simulada. Porém, o autor ressaltou que não apenas o uso da terra é suficiente para explicar o comportamento das vazões mínimas. Fatores como, a combinação do manejo e tipo de solo, precipitação e tamanho da bacia também refletem nas vazões observadas.

Novamente, a análise sob a escala da bacia deve ser considerada. O estudo feito por Souza (2011) mostrou que quanto menor a área de drenagem, principalmente

para áreas de drenagem inferiores a 100 km², maior foi a variabilidade das vazões Q_{95} simuladas. Verificou-se também que com o aumento da área de drenagem, existe uma tendência do aumento da Q_{95} .

Pruski, Silva e Roetz (2002) explicaram que a liberação de outorga, é feita usualmente com base nas $Q_{7,10}$, Q_{90} , e Q_{95} para rios perenes, outorgando-se apenas parte deste valores de vazões mínimas. Já para rios intermitentes, o processo de outorga torna-se mais complexo, pois em determinada época do ano o rio deixa de apresentar vazão. Esta última é a condição a qual o curso d'água da MBE se encontra. Portanto, na análise de vazões mínimas para efetivar outorgas, devem ser considerados tanto o tamanho da bacia, como a classificação dos cursos d'água.

Na análise de vazões máximas, a variação entre os cenários, 1, 2, 3 e 5 seguiu a tendência de uma pequena redução. No entanto, uma observação quanto ao cenário 5 pode ser feita. O cenário 5 apresentou menores valores para a vazão máxima no período de retorno de 10 e 30 anos, comparado aos cenários 1, 2, e 3. Esse resultado confirma ao que era esperado, que seria uma redução das vazões máximas, visto que com a maior interceptação vegetal desse tipo de cultura, aumentaria as abstrações iniciais e reduziria os picos de vazão máxima.

As maiores vazões máximas observadas estão relacionadas com a substituição do eucalipto pela pastagem. Isso já era esperado visto que esse tipo de cobertura tem menor taxa de evapotranspiração e não favorece a interceptação e a infiltração de água no solo. Além disso, a quantidade de substratos que favorecem a permanência da água na superfície do solo, para o processo de infiltração, é praticamente nula comparada à cobertura florestal. Dessa forma, a água que poderia permanecer na superfície do solo para a infiltração, fica disponível rapidamente para o escoamento superficial, mostrando um hidrograma rápido e de pico maior, o que provavelmente também vai indicar a existência de áreas passíveis de erosão.

Com relação à modelagem do SWAT, constata-se que as variações nas vazões simuladas guarda relação com as características do tipo de solo, uso da terra e manejo, as quais são variáveis de entrada e compõem os bancos de dados do modelo. Logo, a simulação dos cenários feita no SWAT com o arquivo *lup.dat* foi eficiente na representação de quando o uso da terra foi alterado. Mesmo na pequena escala, o

modelo SWAT conseguiu simular os efeitos das mudanças no uso da terra, no decorrer do tempo, sobre os aspectos quantitativos dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

Os resultados aqui apresentados devem ser vistos como uma avaliação inicial do impacto potencial de uso da terra na dinâmica SWAT aplicando o comando *.LUP*. O efeito da aplicação do *.LUP* na resposta hidrológica do modelo foi substancial, mostrando mudanças nas séries de vazões simuladas. A fim de produzir resultados mais satisfatórios, são necessários mais aplicações, em outros casos, com maior disponibilidade de dados para comparação entre o simulado e observado.

Mesmo com as limitações da aplicação do modelo para pequenas bacias, pode-se dizer que o desempenho do modelo ao simular parâmetros hidrológicos para a MBE em estudo, foi satisfatório. Portanto, o modelo SWAT pode ser uma ferramenta útil também na verificação de vazões máximas, mínimas e de referência para outorga, tanto para o uso atual como para as mudanças de uso da terra, no qual pretende-se avaliar a disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica.

6 CONCLUSÃO

Considerando os objetivos do presente estudo, foi possível concluir que:

✓ O modelo SWAT, com a interface ArcSWAT não conseguiu representar a simulação inicial de vazão diária na MBE em estudo, de forma satisfatória, sem a calibração dos parâmetros indicados mais sensíveis para a simulação hidrológica.

✓ O modelo SWAT foi capaz de simular, com desempenho satisfatório, as vazões diárias para a MBE em estudo, após a calibração. As simulações calibradas e validadas apresentaram desempenho satisfatório e bom, respectivamente.

✓ O modelo SWAT apresenta uma limitação na simulação de baixas vazões, características de microbacias, devido à perda de sensibilidade, resultando em uma superestimação excessiva na simulação inicial, e ao grande número de parâmetros que foram calibrados.

✓ A análise de sensibilidade permitiu a identificação dos parâmetros que mais influenciaram na simulação da vazão com o modelo SWAT, e indicou que os parâmetros mais sensíveis na modelagem da MBE em estudo são similares aos encontrados em outros estudos realizados microbacias.

✓ Os parâmetros mais sensíveis foram: CN2, CANMX, CH_K2, CNCOEF, ALPHA_BF e ESCO.

✓ A calibração foi indispensável para obter melhor correspondência entre as vazões simuladas pelo modelo e as observadas em monitoramento. O SWAT-CUP foi eficiente na calibração dos parâmetros; entretanto, a calibração manual não deve ser dispensada.

✓ A validação do modelo confirmou o bom desempenho do SWAT na simulação de vazões para a MBE em estudo.

✓ Mesmo superestimando as vazões de pico, a modelagem mostrou boa representatividade para as vazões mínimas e vazões de pico de menor intensidade, e conseguiu, mesmo que superestimando a vazão, seguir a tendência da vazão observada.

✓ A simulação de vazões para cenários hipotéticos, a partir do modelo SWAT calibrado e validado, apresentou alta sensibilidade para o uso da pastagem e pequena sensibilidade às mudanças do uso da terra para a vegetação nativa e manejos do eucalipto. Essa pequena sensibilidade pode estar relacionada com as baixas vazões observadas em monitoramento, devido à pequena escala da MBE estudada.

✓ Entretanto, às mudanças indicaram alterações no regime hidrológico da MBE em estudo, e estas alterações podem ser consideradas como indicadores, visto que o escoamento superficial e a vazão total possuem maior relação com as características físicas do solo, sendo que estas que foram mantidas constantes.

A aplicabilidade do modelo SWAT na MBE em estudo, para simulação de vazão, é considerada válida, visto que os parâmetros do solo e vegetação foram ajustados para as condições da MBE, tendo-se configurado o modelo com todas as informações necessárias, e realizada todas as etapas da modelagem. Com base na experiência adquirida neste estudo, recomenda-se fortemente a formação de um grupo de pesquisadores especializados para aplicações do modelo, para que um banco de dados relativo aos parâmetros de vegetação e solo possa ser montado e disponibilizado. Dessa forma, a aplicabilidade do modelo SWAT no Brasil ganha versatilidade e rapidez nas análises ambientais auxiliando os gestores políticos, ambientais nas tomadas de decisão.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K. C.; FARAMARZI, M.; GHASEMI, S. S.; YANG, H. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. **Water Resources Research**, Tucson, v. 45, n.10, p. 1-16, 2009.

ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 3, n. 4, p. 1340-1352, 2004.

ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual**. 2012. 103 p. Disponível em: <<http://www.neprashtechology.ca/Downloads.aspx>>. Acesso em: 08 de jun. 2012.

ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 333, p. 413-430, 2007.

AKHAVAN, S.; MOUSAVI, S. F.; KOUPAI, J. A.; ABBASPOUR, K. C. Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain. **Environmental Earth Science**, Alabama, v. 63, p. 1155-1167, 2011.

ALENCAR, L. P. de.; DELGADO, R. C.; ALMEIDA, T. S.; WANDERLEY, H. S. Comparação de diferentes métodos de estimativa diária da evapotranspiração e referência para a região de Uberaba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 6, n. 2, p. 337-343. 2011

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos**. Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. Roma, 323 p. 2006.

ALMEIDA, A. C. de.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V.; LANDSBERG, J. J.; REZENDE, G. D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, p. 10–21, 2007.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R. de.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.

ARABI, M.; GOVINDARAJU, R. S.; HANTUSH, M. M. A probabilistic approach for analysis of uncertainty in the evaluation of watershed management practices. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 333, p. 459-471, 2007.

ARACRUZ – Projeto Microbacia da Aracruz: relatório anual das atividades realizadas em 2004. 2005. 189 p.

ARACRUZ – Projeto Microbacia: um laboratório ao ar livre para o estudo do eucalipto. 1 CD. 2002.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. Soil and Water Assessment Tool - **Input/Output Documentation**: Version 2012. College Station, Texas Water Resources Institute. 650 p. a

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: model use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 55, n. 4, p. 1-18, 2012. b.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. **Water Resources Association American**, Middleburg, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS (ABRAF). **Anuário estatístico da ABRAF 2013**, ano base 2012. Brasília, DF, 2013. 146 p.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. 2005. 144 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT, 2005.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, E. R.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub- bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, 2010.

BECKERS, J.; SMERDON, B.; WILSON, M. **Review of hydrologic models for forest management and climate change applications in British Columbia and Alberta**. Kamloops: Forrex series, 2009.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 311-322. 2008.

BONUMÁ, N. B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 136 f. 2011. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

BONUMÁ, N. B.; ROSSI, C. G.; ARNOLD, J. G.; REICHERT, J. M.; PAIVA, E. M. C. D. Hydrology evaluation of the Soil and Water Assessment Tool considering measurement uncertainty for a small watershed in Southern Brazil. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 29, n. 2, p. 189-200, 2013.

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

BRANDÃO, V. S. dos.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da. **Infiltração da Água no solo**. 3 ed. Atual. e ampl. Viçosa: UFV, 2009. 120 p.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state-of-knowledge review. Paris: UNESCO International Hydrological Programme. management.

CALDER, I. R. Forests and water: ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, p.110-120, 2007.

CALHEIROS, R. O. de .; TABAI, F. C. V.; BOSQUILIA, S. V.; CALAMARI, M. **Preservação e Recuperação das Nascentes de água e vida**. Caderno da Mata Ciliar, n 1, São Paulo: SMA, 2009.

CAMARGO, A. P.; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Sete Lagoas, v. 5, p.89-97, 1997.

CARLESSO, R.; SPOHR, R. B.; ELTZ, F. L. F.; FLORES, C. H. Runoff estimation in southern Brazil based on Smith's modified model and the Curve Number method. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 98, n. 6, p. 1020-1026, 2011.

CARVALHO NETO, José Guimaraes.; SRINIVASAN, V. S.; RUFINO, I. A. A. Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na bacia hidrográfica do riacho dos namorados no Cariri Paraibano. **Revista Geográfica Acadêmica**, Samambaia, v. 5, n.1, p. 48-58, 2011.

CASTRO, K. B. de. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013.

CHOW, V. T. **Hidráulica de canais abertos**. Santafé de Bogotá: Marta Edina Suárez R, 1994. 667 p.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River Basin, MG. **Cerne**, Lavras, v.17, p.481-488, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA - EMBRAPA SOLOS. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa –SPI, 2006. 306 p.

LUBITZ, E.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Simulação do Transporte de Sedimentos, Nitrogênio e Fósforo na Bacia do Ribeirão Concórdia, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.18, n.2, p. 39-54, 2013.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, London, v. 11, p. 1565-1576, 2005.

FIGUEIREDO, P. A.; HONDA, E. A. Influência do uso do solo na vazão e na qualidade da água em três bacias hidrográficas do oeste Paulista. **Instituto Florestal Série Registros**, São Paulo, n. 36, p. 181-186, 2008.

FOHRER, N.; HAVERKAMP, S.; ECKHARDT, K.; FREDE, H. G. Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. **Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere**, Amsterdam, v. 26, p. 577-82, 2001.

FRANCISCATTE, W. Adubação no Cultivo de Espécies Florestais. IN: IV SEMANA DE ATUALIZAÇÕES PARA TÉCNICOS AGROFLORESTAIS. Fibria Celulose S. A, 2010.

FUKUNAGA, D. C. **Estimação de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo**. 2012. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal e da Madeira, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2012.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R. C.; LAPA K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010. In: 2011 INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE E WORKSHOPS. Toledo, Espanha, 2011.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GEORGE, C.; LEON, L. F. WaterBase: SWAT in an open source GIS. **The Open Hydrology Journal**, Basel, v. 2, p. 1-6. 2008.

GUARRIDO, J. M. **Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá – Bahia**. 2003. 198 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

GUIMARÃES, R. Z.; GONÇALVES, M. L.; MEDEIROS, S. W. A silvicultura e os recursos hídricos superficiais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.56, p.79-85, jan./jun. 2008.

HARMEL, R. D.; COOPER, R. J.; SLADE, R. M.; HANEY, R. L.; ARNOLD, J. G. Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 49, n. 3, p. 689-701, 2006.

HARMEL, R. D.; SMITH, P. K.; MIGLIACCIO, K. W. Modifying goodness-of-fit indicators to incorporate both measurement and model uncertainty In model calibration and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 53, n. 1, p. 55-63, 2010.

HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A. R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in the humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1, University Park, 1965. Proceedings. New York: Pergamon Press, p.275-290.1967. Disponível em: <http://coweeta.uga.edu/publications/851.pdf>. Acesso em: 14 out. 2013.

HIBBERT, A. R.; TROENDLE, C. A. Streamflow generation by variable source area. In: SWANK, W.T.; CROSSLEY JUNIOR, D.A. (ed.). **Forest hydrology and ecology at Coweeta**. New York: Springer-Verlag. p.111-127, 1988. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/10627.pdf>>. Acesso em: 26 out. 2013.

HIDALGO, H.; AMADOR, J. **Simulaciones del ciclo hidrológico terrestre usando el modelo hidrológico distribuído de capacidad de infiltración variable**. Universidade da Costa Rica. Escola de Física. 2008. Disponível em: <http://www.hugohidalgoleon.com/files/conferencias/Proyecto_Hidalgo_2008.pdf>. Acesso em: 24 ago. 2012.

HOPMANS, P.; BREN, L. J. Long-term changes in water quality and solute exports in headwater streams of intensively managed radiate pine and natural eucalypt forest catchments in south-eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 253, p. 244-261, 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF. Promab: histórico, fundamentos e conquistas. **Documentos técnicos IPEF**, v. 1, n.1, 23 p, 2008.

IVES, J. D.; MESSERLI, B. **The Himalayan dilemma: Reconciling development and conservation**: United Nations University Press, Routledge London, 1989.

JHA, M.; GASSMAN, P.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. G. Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment and nutrient predictions. **Journal of the American Water Resources Association**, Middleburg, v. 40, p. 811- 825, 2004.

KIERSCH, B. Land use impacts on water resources: a literature review. In: LAND-WATER LINKAGES IN RURAL WATERSHEDS. 1999. Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/004/y3618e/y3618e07.htm>> Acesso em: 14 dez 2013.

KOCH, F. J.; VAN GRIENSVEN, Ann; UHLENBROOK, S.; TEKLEAB, S.; TEFERI, E. The Effects of Land use Change on Hydrological Responses in the Choke Mountain Range (Ethiopia) - A new Approach Addressing Land Use Dynamics in the Model SWAT. IN: 2012 INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL MODELLING AND SOFTWARE. Leipzig, Germany, 2012. Disponível em: <<http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings>> Acesso em: 17 out 2013.

KRAEMER, F. B.; CHAGAS, C. I.; VÁZQUEZ-AMÁBILE, G.; PALACÍN, E. A.; SANTANATOGLIA, O. J.; CASTIGLIONI, M. G.; MASSOBRIO, M. J. Aplicación del modelo hidrológico SWAT en una microcuenca Agrícola de la pampa ondulada. **Ciência del Suelo**, Oliveros, v. 29, n. 1, p. 75-82, 2011.

KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BASE, F. 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, Göttingen, v. 5, p. 89-97, 2005.

LA MARCHE, J.; LETTENMAIER, D. P. Forest road effects on flood flows in the Deschutes river basin, Washington. University of Washington, Seattle. **Water Resources Series**, Technical Report, n. 158. 1998. Disponível em: <[http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/10969837\(200102\)26:2%3C115::AID-ESP166%3E3.0.CO;2-O/abstract.>](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/10969837(200102)26:2%3C115::AID-ESP166%3E3.0.CO;2-O/abstract.>)> Acesso em: 26 jun. 2013.

LEGATES, D. R.; MCCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, Tucson, v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.

LELIS, T. A. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do Ribeirão São Bartolomeu, zona da mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT**. 2011. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2011.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, ANIBAL, F. da.; LIMA, D. C.L. de.; ROCHA, E. O. de.; Análise de Sensibilidade e calibração do modelo Swat aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 623-634, 2012.

LÉVESQUE, É.; ANCTIL, F.; VAN GRIENSVEN, A. BEAUCHAMP, N. Evaluation of streamflow simulation by SWAT model for two small watersheds under snowmelt and rainfall. **Hydrological Sciences Journal**, London, v. 53, n. 5, p. 961-976, 2014.

LI, Z.; LIU, W.; ZHANG, X.; ZHENG, F. Impacts of land use change and climate variability on hydrology in an agricultural catchment on the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 377, p. 35-42, 2009.

LICCIARDELLO, F.; ROSSI, C. G.; SRINIVASAN, R.; ZIMBONE, S. M.; BARBAGALLO, S. Hydrologic evaluation of a Mediterranean watershed using the SWAT model with multiple PET estimation methods. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v, 54, n. 5, p. 1615-1625, 2011.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2 ed. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Departamento de Ciências Florestais. Piracicaba, SP. 253 p, 2008.

LIMA, W. P. Soil moisture regime in tropical pine plantations and in cerrado vegetation in the State of São Paulo, Brazil. **IPEF**, v. 23, p. 5-10, 1983.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B.(eds). **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. RIMA. São Carlos: RIMA, p. 45 - 59. 2006.

LOPES, N. H. Y. **Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT**. 2008. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 735-741, 2003.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MALUTTA S., KOBAYAMA M., FUERST, L. Análise da qualidade de água dos principais rios do município de Rio Negrinho (SC). **Ambiência**, Guarapuava, v. 9, n. 1, p. 173 - 186, 2013.

MELLO, C. R. de.; OLIVEIRA, G. C.; FERREIRA, D. F.; LIMA, J. M. Predição da porosidade drenável e da disponibilidade total de água para Cambissolos da região Campo das Vertentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.9, p.1319-1324, 2002.

MENEZES, M. D.; JUNQUEIRA JUNIOR, J. A.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físicos-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha-Serra da Mantiqueira (MG). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.37, n.82, p.175-184, 2009.

MINOTI, R. T. **Abordagens Qualitativa e Quantitativa de Micro-bacias Hidrográficas e Áreas Alagáveis de um Compartimento do Médio Mogi- Superior/SP**. 2006. 247 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MISHRA, S. K.; RAWAT, S. S.; PANDEY, R. P.; CHAKRABORTY, S.; JAIN, M. K.; CHAUBE, U. C. Relationship between Runoff Curve Number and PET. **Journal Hydrologic Engineering**, St. Joseph, v. 19, p. 355-365, 2014.

MISHRA, S. K.; TYAGI, J. V.; SINGH, V. P.; SINGH, R. SCS-CN-based modeling of sediment yield. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 324, p. 301–322, 2006.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; LIEW, M.W.V.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 50, n.3, p. 885-900, 2007.

MULETA, M. K.; NICKLOW, J. W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 306, p 127– 145, 2005.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE – NRCS. National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture, 2007. Disponível em:<
<http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043063>
> Acesso em: 22 out 2013.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool - **Theoretical Documentation**: Version 2009. 2011. College Station, Blackland Research Center, Texas A&M University, 2009. 647 p.

NEVES, F. F.; SILVA, F. G. B.; CRESTANA, S. Uso do modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio (N) e fósforo (P) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 311- 317, 2006.

PAIM, J. B.; MENEZES, J. T. Estimativa do balanço sedimentar da bacia do rio Tijucas (SC-Brasil) a partir da aplicação do modelo hidrológico SWAT. **Revista Geográfica Acadêmica**, Samambaia, v.3, n.2, p. 5-14, 2009.

PEREIRA, D. R. dos. **Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba usando o modelo SWAT**. 2013. 126 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.

PONTES, P. R. M. **Comparação de modelo hidrodinâmicos simplificados de propagação de vazão em rios e canais**. 2011. 159 f. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 2011.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; KOETZ, M. **Estudo da vazão em cursos d'água**. Viçosa: UFV, 2002. 151 p.

QUIBÉ, R.; ROUSSEAU, A. N.; MOQUET, J. S.; RICARD, S.; GARBOUJ, M. S. Hydrological responses of a watershed to historical land use evolution and future land use scenarios under climate change conditions. **Hydrology and Earth System Sciences**, Québec, v. 12, p. 101–110, 2008.

RANZINI, M.; LIMA, W. P. de. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 144-159, 2002.

RIBEIRO, C. A. D. **Delimitação de zonas agroclimáticas para cultura do eucalipto no norte do Espírito Santo e sul da Bahia**. 105 f. Dissertação (Mestre em Produção Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2009.

ROCHA, E. O. de. **Estudo ambiental integrado de processos hidrossedimentológicos e nutrientes na bacia hidrográfica do rio Piranga utilizando o SWAT**. 2013. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.

ROUHOLAHNEJAD, E.; ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; SRINIVASAN, R.; SCHULIN, R.; LEHMANN, A. A parallelization framework for calibration of hydrological models. **Environmental Modelling e Software**, Trier, v. 31, p. 28-36, 2012.

SALLES, L. A. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pipiripau**. 2012. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2012.

SANTHI, C.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L. M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. **Journal of the American Water Resources Association**, St. Joseph, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.

SANTOS, L. N. S.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S. Aplicação do modelo HidroBacia na microbacia do córrego Jaqueira, Espírito Santo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 5, p. 2103-2116, 2013.

SARMENTO, L. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. 2010. 241 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

SARTORI, A. **Avaliação da Classificação Hidrológica do Solo para a Determinação do Excesso de Chuva do Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos**. 2004. 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2004.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 5-18, 2005.

SAXTON K. E.; RAWLS W. J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. **Soil Science Society of Agronomy Journal**, Madison, v. 70, n. 5, p. 1569-1578, 2006.

SCOTT, D. F.; LE MAITRE, D. C.; FAIRBANKS, D. H. K. Forestry and streamflow reductions in South Africa: a reference system for assessing extent and distribution. **Water South Africa**, Stellenbosch, v. 24, n.3, p. 87-199, 1998.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB. Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012. / Serviço Florestal Brasileiro. – Brasília: SFB, 2013. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 188 p.

SEVAT, E.; DEZETTER, A. Selection of calibration objective functions in the context of rainfall-runoff modeling in a Sudanese savannah area. **Hydrological Sciences Journal**, London, v. 36, n. 4, p. 307-330. 1991.

SILVA, C. L.; OLIVEIRA, C. A. S. Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in central Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 695-702, 1999.

SILVA, D. D. da; PRUSKI, F. F. **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais**. Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.

SISCAH. **Sistema Computacional para Análises Hidrológicas**. Desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Disponível em: <<http://www.gprh.ufv.br/>>. Acesso em: 02 nov. 2013.

SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 253, p. 130-147, 2001.

SOUZA, R. M. **Estimativa de vazões mínimas na bacia do altíssimo Rio Negro, região sul-brasileira, com aplicação do modelo SWAT**. 2011. 124 F. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SPENCER, A.; WALKER, B.; ARABI, M; FRANKENBURGER, J.; GOVINDARAJU, R. Change in Surface Hydrology Due to Land Use Change in a Midwestern Watershed. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 377, n. 1-2, p. 35-42, 2009.

SPRUILL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 43, p.1431-1439, 2000.

SRINIVASAN, R. **Comunicação pessoal**. 2013. (*Texas A&M University, Spatial Sciences Laboratory*, College Station, Texas).

STACKELBERG, N. O.; CHESCHEIR, G. M.; SKAGGS, R. W.; AMATYA, D. M. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 50, n. 2, p .455-468, 2007.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 414, p. 413-424, 2012.

- TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004. 943 p
- TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. **Clima e Recursos Hídricos**. Org. TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. Porto Alegre: ABRH, 2003. 348 p.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n.1, p. 135-152, 1997.
- UZEIKA, T.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P.G.; MORO, M. Use of the swat model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 558-566, 2012.
- VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de Nascentes**: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2005. 210 p.
- VALENTE, O. F.; DIAS, H. C. T. A bacia hidrográfica como unidade básica de produção de água. **Ação ambiental**, Viçosa, v. 4, n. 20, p. 8-9, 2001.
- van GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 324, p. 10-23, 2006.
- VAZQUEZ-AMÁBILE, G. G.; ENGEL, B. A. Use of SWAT to compute groundwater table depth and streamflow in the Muscatatuck River watershed. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 48, n. 3, p. 991-1003, 2005.
- VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; ACERBI JR., F. W.; SILVA, A. M. da. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 5, p. 581-590. 2009.
- WHITE, K. L.; CHAUBEY, I. Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model 1. **Journal of the American Water Resources Association**, St. Joseph, v. 41, p. 1077-1089, 2005.
- WU, Y.; CHEN, J. Simulation of nitrogen and phosphorus loads in the Dongjiang River basin in South China using SWAT. **Frontiers of Earth Science in China**, v. 1, p. 1-6, 2009.
- XAVIER, A. C.; SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Variação do índice de área foliar em clones de eucalipto ao longo de seu ciclo de crescimento. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 421-427, 2002.

YANG, J.; REICHERT, P.; ABBASPOUR, K. C.; XIA, J.; YANG, H. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. **Journal Hydrology**, Amsterdam, v. 358, p. 1–23, 2008.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, Washington, v. 37, p. 701-708, 2001.

ZONTA, J. H.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; MONTEBELLER, C. A. Adequação dos parâmetros do modelo de Green-Ampt-Mein-Larson em condições de campo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, p.1021-1029, 2010.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Parâmetros necessários (*) para simular o crescimento do eucalipto que foram adicionados ao banco de dados de crescimento do SWAT (*crop.file*).

(continua)

Sigla	Descrição	Valor SWAT	Valor substituído
BIO_E	Eficiência na utilização de radiação ou a razão de biomassa energética (kg/ha)/(MJ/m ²)	15	
HVSTC	Índice de colheita para as condições ideais de cultivo	0,1	0,9
BLAIC	Índice de área foliar máximo potencial	2,5	5
FRGRW1	Fração do total da Unidade Potencial de Calor (PHU) correspondente ao primeiro ponto na curva de desenvolvimento do índice de área foliar ótimo	0,1	
LAIMX1	Fração do índice de área foliar máximo correspondente ao primeiro ponto na curva de desenvolvimento do índice de área foliar ótimo	0,15	
FRGRW2	Fração do total da Unidade Potencial de Calor (PHU) correspondente ao segundo ponto na curva de desenvolvimento do índice de área foliar ótimo	0,5	
LAIMX2	Fração do índice de área foliar máximo correspondente ao segundo ponto na curva de desenvolvimento do índice de área foliar ótimo	0,75	
DLAIC	Fração da estação de crescimento, quando a área foliar começa a declinar,	0,99	
CHTMXC	Altura máxima do dossel (m)	3,5	20
RDMXC	Profundidade máxima de enraizamento (m)	2,0	3
TOPT	Temperatura ótima para o crescimento da planta (°C)	20	25
TBASE	Temperatura mínima para o crescimento da planta (°C)	7	8
CNYLDC	Fração normal de nitrogênio no rendimento (kg N/kg rendimento)	0,0019	
CPYLDC	Fração normal de fósforo no rendimento (kg P/kg rendimento)	0,0004	
BN1	Fração de N na biomassa da planta em emergência (kg N/kg biomassa)	0,006	
BN2	Fração de N na biomassa da planta em 50% da maturidade (kg N/kg biomassa)	0,002	

APÊNDICE A – Parâmetros necessários (*) para simular o crescimento do eucalipto que foram adicionados ao banco de dados de crescimento do SWAT (*crop.file*).

(continuação)

Sigla	Descrição	Valor SWAT	Valor substituído
BN3	Fração de N na biomassa da planta na maturidade (kg N/kg biomassa)	0,0015	
BP1C	Fração de P na biomassa da planta em emergência (kg P/kg biomassa)	0,0007	
BP2C	Fração de P na biomassa da planta em 50% da maturidade (kg P/kg biomassa)	0,0004	
BP3C	Fração de P na biomassa da planta na maturidade (kg P/kg biomassa)	0,0003	
WSYFC	Limite inferior do índice de colheita ($\text{kg,ha}^{-1}/\text{kg,ha}^{-1}$)	0,05	
USLE_C	Valor mínimo do fator C da equação de USLE para erosão hídrica aplicável à cobertura do solo/planta,	0,001	
GSIC	Condutância estomática máxima de radiação solar para alto e baixo déficit de pressão de vapor (m,s^{-1}),	0,007	0,009
VPDFR	Limite do déficit de pressão de vapor (kPa), que corresponde ao segundo ponto na curva de condutância estomática	4	
FRGMAX	Fração de condutância estomática máxima que corresponde ao segundo ponto na curva de condutância estomática (Declínio em BIO_E por unidade de aumento no VPD),	0,75	
WAVPC	Taxa de declínio da BIO_E por unidade de aumento no déficit de pressão de vapor	3	
CO2HI	Elevada concentração de CO ₂ atmosférico correspondente ao segundo ponto sobre a eficiência do uso da radiação ($\mu\text{LCO}_2/\text{L ar}$)	660	
BIOEHI	Proporção de biomassa energética correspondente ao Segundo ponto da curva de eficiência do uso da radiação	20	
RSDCOPL	Coefficiente de decomposição dos resíduos vegetais	0,05	
OV_N	Valor "n" de Manning para escoamento superficial	0,14	
ALAIMIN	Índice de área foliar mínimo para planta durante o período de dormência (m^2/m^2)	0,75	1,5

APÊNDICE A – Parâmetros necessários (*) para simular o crescimento do eucalipto que foram adicionados ao banco de dados de crescimento do SWAT (*crop.file*).

(continuação)

Sigla	Descrição	Valor SWAT	Valor substituído
BIOLEAF	Fração de biomassa da árvore acumulada a cada ano que é convertido para resíduo durante dormência	0,30	0,15
MAT_YRS	Número de anos necessários para as espécies de árvores para alcançar o desenvolvimento completo	10	7
BMX_TREES	Biomassa máxima para uma floresta (toneladas métricas/ha)	500	
EXT_COEF	Coefficiente de extinção de luz utilizado para calcular a quantidade interceptada de radiação fotossinteticamente ativa	0,65	0,8
BMDIEOFF	Fração de biomassa acima do solo que morre em dormência	0,1	0,05
CN2A	Número da Curva para condição de umidade II para o grupo hidrológico A	25	
CN2B	Número da Curva para condição de umidade II para o grupo hidrológico B	55	
CN2C	Número da Curva para condição de umidade II para o grupo hidrológico C	70	
CN2D	Número da Curva para condição de umidade II para o grupo hidrológico D	77	

*Descrições mais aprofundadas sobre os parâmetros pode ser encontrada na documentação dos arquivos de entrada e saída do modelo SWAT (Arnold et al., 2012) e também na documentação teórica do modelo SWAT (Neitsch et al., 2011).

APÊNDICE B – Manejos adotado para a cultura do eucalipto na MBE em estudo

(continua)

Manejo 1 (Celulose): manejo adotado para a cultura do eucalipto para as sub-bacias 1, 2, 8, 7, 10, 11, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 22		
Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
1	1/3/1994	Plant/begin growing EUCA : Heat Units to Maturity = 60000
2	31/12/	Skip to beginning of year
3	10/1/1996	Harvest and kill operation
4	2/1/1997	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
4	2/1/1997	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
4	2/1/1997	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha
4	6/1/1997	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
5	9/1/1998	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
6	2/1/1999	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 263 kg/ha
7	31/12/	Skip to beginning of year
8	31/12/	Skip to beginning of year
9	31/12/	Skip to beginning of year
10	31/12/	Skip to beginning of year
11	7/1/2004	Harvest and kill operation
11	10/1/2004	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
11	10/1/2004	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
11	10/1/2004	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha
12	2/1/2005	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
12	6/1/2005	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
Manejo 2 (Serraria): Manejo adotado para a cultura do eucalipto para as sub-bacias 9 e 13		
Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
1	1/3/1994	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
2	31/12/	Skip to beginning of year
3	10/1/1996	Harvest and kill operation
4	2/1/1997	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
4	2/1/1997	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000

APÊNDICE B – Manejos adotado para a cultura do eucalipto.

(continuação)

Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
4	2/1/1997	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha
4	6/1/1997	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
5	9/1/1998	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
6	2/1/1999	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 263 kg/ha
7	31/12/	Skip to beginning of year
8	31/12/	Skip to beginning of year
9	31/12/	Skip to beginning of year
10	31/12/	Skip to beginning of year
11	31/12/	Skip to beginning of year
12	31/12/	Skip to beginning of year
Manejo 3 (Celulose): Manejo adotado para a cultura do Eucalipto para as sub-bacias 3, 4, 5 e 6		
Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
1	1/3/1994	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
2	31/12	Skip to beginning of year
3	31/12	Skip to beginning of year
4	7/1/1997	Harvest and kill operation
4	10/1/1997	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
4	10/1/1997	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
4	10/1/1997	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha
5	2/1/1997	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
6	4/1/1998	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
6	10/1/1999	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 263 kg/ha
7	31/12	Skip to beginning of year
8	31/12	Skip to beginning of year
9	31/12	Skip to beginning of year
10	31/12	Skip to beginning of year
11	7/1/2004	Harvest and kill operation
11	10/1/2004	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
11	10/1/2004	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
11	10/1/2004	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha

APÊNDICE B – Manejos adotado para a cultura do eucalipto.

(continuação)

Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
12	2/1/2005	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
12	6/1/2005	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
Manejo 4 (Serraria): Manejo adotado para a cultura do eucalipto para as sub-bacias 12, 14 e 16		
Ano da simulação	Data da Operação (mês/dia/ano)	Tipo de Operações
1	1/3/1994	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
2	31/12	Skip to beginning of year
3	31/12	Skip to beginning of year
4	7/1/1997	Harvest and kill operation
4	10/1/1997	Plant/begin growing EUCA - Heat Units to Maturity = 60000
4	10/1/1997	Fertilizer application - Elemental Phosphorus/ 360 kg/ha
4	10/1/1997	Fertilizer application - fert 6-30-6/ 125 kg/ha
5	2/1/1997	Fertilizer application - fert 12-00-20/ 245 kg/ha
6	4/1/1998	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 262 kg/ha
6	10/1/1999	Fertilizer application - fert 20-05-20/ 263 kg/ha
7	31/12	Skip to beginning of year
8	31/12	Skip to beginning of year
9	31/12	Skip to beginning of year
10	31/12	Skip to beginning of year
11	31/12	Skip to beginning of year
12	31/12	Skip to beginning of year

APÊNDICE C – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo.

(continua)

Parâmetros	PA2p	PA1p	PA2	PA1	P5	PA8
NLAYERS	10	10	10	9	5	10
HYDGRP	C	C	C	C	C	C
SOL_ZMX	3090	2850	2900	2850	780	3200
ANION_EXCL	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
SOL_CRK	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
TEXTURE	SCL	SL	SCL	SL	CL	SL
SOL_Z1	120	120	200	80	100	120
SOL_BD1	1,46	1,58	1,47	1,64	1,16	1,47
SOL_AWC1	0,1013	0,0566	0,0946	0,0565	0,1434	0,0667
SOL_K1	4,9297	39,7854	6,3890	36,1559	15,0494	32,3565
SOL_CBN1	1,95	0,96	1,81	0,95	8,8	1,89
CLAY1	31	14	29	15	32	16
SILT1	11	4	9	4	25	8
SAND1	58	81	62	81	43	76
ROCK1	1	1	1	1	0	9
SOL_ALB1	0,1569	0,3100	0,1727	0,3121	0,0014	0,1635
USLE_K1	0,1020	0,0871	0,0995	0,0859	0,1172	0,0955
SOL_EC1	0	0	0	0	0	0
SOL_Z2	220	260	350	300	250	220
SOL_BD2	1,60	1,70	1,59	1,67	1,30	1,46
SOL_AWC2	0,0929	0,0923	0,1058	0,0921	0,1003	0,0961
SOL_K2	4,0476	1,9387	2,1749	3,2128	6,3177	3,4660
SOL_CBN2	1,5100	0,4400	1,1800	0,5800	1,8100	1,3700
CLAY2	32	36	36	33	29	33
SILT2	5	1	10	5	13	10
SAND2	63	63	54	62	58	57
ROCK2	1	1	0	1	2	10
SOL_ALB2	0,2123	0,4433	0,2664	0,4026	0,1727	0,2338
USLE_K2	0,0877	0,0662	0,1111	0,1057	0,1085	0,1076
SOL_PH2	0	0	0	0	0	0
SOL_Z3	460	510	450	610	400	440
SOL_BD3	1,70	1,66	1,65	1,56	1,5118	1,58
SOL_AWC3	0,1095	0,0992	0,1139	0,1033	0,0577	0,1106
SOL_K3	0,5631	5,7379	0,8086	1,6664	63,2009	0,5024
SOL_CBN3	0,5300	0,3900	0,5700	0,3700	2,0100	0,7900
CLAY3	43	28	42	37	10	45
SILT3	5	16	11	8	7	10
SAND3	52	56	47	55	83	45
ROCK3	0	1	0	0	2	9
SOL_ALB3	0,4167	0,4588	0,4054	0,4652	0,1505	0,3484
USLE_K3	0,0999	0,1461	0,1226	0,1180	0,0792	0,1150

APÊNDICE C – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo.

(continuação)

SOL_PH3	0	0	0	0	0	0
SOL_Z4	680	780	700	1050	590	660
Parâmetros	PA2p	PA1p	PA2	PA1	P5	PA8
SOL_BD4	1,7100	1,5700	1,6900	1,5200	1,5454	1,5800
SOL_AWC4	0,1191	0,1030	0,1137	0,0978	0,0420	0,1179
SOL_K4	0,0645	1,3917	0,5309	1,6334	96,5205	0,0866
SOL_CBN4	0,4500	0,2700	0,3100	0,3500	0,8800	0,4800
CLAY4	53	38	44	37	6	54
SILT4	4	7	9	4	4	7
SAND4	43	55	47	59	90	39
ROCK4	1	1	1	1	3	5
SOL_ALB4	0,4402	0,4983	0,4848	0,4716	0,3275	0,4313
USLE_K4	0,0892	0,1137	0,1169	0,0983	0,0717	0,1033
SOL_PH4	0	0	0	0	0	0
SOL_Z5	1520	1220	1020	1410	780	970
SOL_BD5	1,5800	1,4800	1,6400	1,4000	1,6400	1,4800
SOL_AWC5	0,1205	0,1066	0,1167	0,1037	0,1146	0,1179
SOL_K5	0,0234	0,6638	0,3996	0,7739	0,2762	0,0692
SOL_CBN5	0,6400	0,2200	0,2900	0,3300	0,6400	0,3600
CLAY5	58	42	46	41	47	63
SILT5	4	5	10	3	6	9
SAND5	38	53	44	56	47	28
ROCK5	1	2	1	1	1	4
SOL_ALB5	0,3863	0,5157	0,4915	0,4781	0,3863	0,4684
USLE_K5	0,0859	0,1017	0,1188	0,0886	0,1016	0,1068
SOL_PH5	0	0	0	0	0	0
SOL_Z6	1770	1410	1390	1810	0	1270
SOL_BD6	1,5100	1,5400	1,6500	1,3400	0	1,6000
SOL_AWC6	0,1214	0,1194	0,1180	0,1202	0	0,1142
SOL_K6	0,0221	0,0753	0,2699	0,0873	0	0,1039
SOL_CBN6	0,1700	0,2400	0,1700	0,3000	0	0,2000
CLAY6	65	53	48	53	0	52
SILT6	5	5	9	6	0	6
SAND6	30	42	43	41	0	42
ROCK6	1	2	1	1	0	10
SOL_ALB6	0,5338	0,5087	0,5338	0,4881	0	0,5229
USLE_K6	0,0906	0,0956	0,1147	0,1003	0	0,1010
SOL_PH6	0	0	0	0	0	0
SOL_Z7	1970	1770	1710	1980	0	1510
SOL_BD7	1,6600	1,5600	1,5600	1,4600	0	1,5700
SOL_AWC7	0,1208	0,1218	0,1200	0,1230	0	0,1140
SOL_K7	0,0233	0,0213	0,3240	0,0222	0	0,1971

APÊNDICE C – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo.

(continuação)

Parâmetros	PA2p	PA1p	PA2	PA1	P5	PA8
SOL_CBN7	0,1700	0,2600	0,1100	0,2100	0	0,1800
CLAY7	66	63	48	62	0	49
SILT7	5	5	12	5	0	7
SAND7	29	32	40	33	0	44
ROCK7	1	1	1	0	0	7
SOL_ALB7	0,5338	0,5017	0,5563	0,5193	0	0,5301
USLE_K7	0,0902	0,0912	0,1233	0,0916	0	0,1070
SOL_PH7	0	0	0	0	0	0
SOL_Z8	2030	2050	2300	2620	0	1930
SOL_BD8	1,5000	1,4900	1,6500	1,4900	0	1,5400
SOL_AWC8	0,1199	0,1207	0,1156	0,1223	0	0,1188
SOL_K8	0,0128	0,0305	0,8213	0,0308	0	0,1386
SOL_CBN8	0,1600	0,2100	0,1000	0,1800	0	0,1700
CLAY8	69	64	42	62	0	51
SILT8	3	6	15	6	0	7
SAND8	28	30	43	32	0	42
ROCK8	1	2	3	1	0	2
SOL_ALB8	0,5375	0,5193	0,5601	0,5301	0	0,5338
USLE_K8	0,0771	0,0956	0,1339	0,0964	0	0,1059
SOL_PH8	0	0	0	0	0	0
SOL_Z9	2790	2490	2900	2850	0	2900
SOL_BD9	1,5100	1,4600	1,7100	1,4800	0	1,6100
SOL_AWC9	0,1156	0,1197	0,1120	0,1212	0	0,1149
SOL_K9	0,0338	0,0335	0,6245	0,0319	0	0,2188
SOL_CBN9	0,1500	0,1700	0,0700	0,1300	0	0,1200
CLAY9	72	66	43	65	0	48
SILT9	4	6	10	6	0	6
SAND9	24	28	47	29	0	46
ROCK9	1	2	3	1	0	3
SOL_ALB9	0,5412	0,5338	0,5718	0,5487	0	0,5525
USLE_K9	0,0829	0,0949	0,1211	0,0953	0	0,1033
SOL_PH9	0	0	0	0	0	0
SOL_Z10	3090	2850	310	0	0	3200
SOL_BD10	1,5000	1,4800	1,8300	0	0	1,7500
SOL_AWC10	0,1103	0,1197	0,0952	0	0	0,0770
SOL_K10	0,0437	0,0257	2,9837	0	0	8,5755
SOL_CBN10	0,5700	0,0800	0,0800	0	0	0,0900
CLAY10	72	67	33	0	0	26
SILT10	5	5	9	0	0	5
SAND10	23	28	58	0	0	69
ROCK10	1	3	3	0	0	0

APÊNDICE C – Parâmetros físicos e hidrológicos dos solos da MBE em estudo.

(continuação)

Parâmetros	PA2p	PA1p	PA2	PA1	P5	PA8
SOL_ALB10	0,4054	0,5679	0,5679	0	0	0,5640
USLE_K10	0,0870	0,0899	0,1253	0	0	0,1108
SOL_PH10	0	0	0	0	0	0