

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS
AMBIENTAIS

**Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da
implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará - Alto São
Francisco/MG.**

Evandro Luís Rodrigues

Belo Horizonte
2013

Evandro Luís Rodrigues

**Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da
implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará - Alto São
Francisco/MG.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Antônio Timbó Elmiro.

Belo Horizonte
2013

R696a Rodrigues, Evandro Luís.
2013 Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará - Alto São Francisco/MG [manuscrito] / Evandro Luís Rodrigues – 2013.
xi, 99 f.: il.(color.).

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2013.

Orientador: Marcos Antônio Timbó Elmiro.

Bibliografia: f. 87-96.

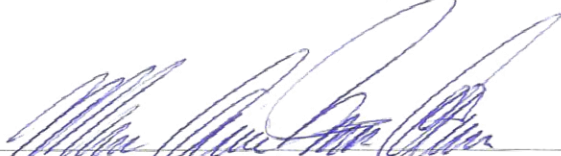
Inclui anexo.

1. Recursos hídricos – Teses. 2. Bacias hidrográficas – Teses. 3. Hidrologia florestal – Teses. I. Elmiro, Marcos Antônio Timbó. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências. III. Título.


CDU: 556(815.1)

Dissertação intitulada *Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará – Alto São Francisco/MG*, de autoria do mestrando Evandro Luís Rodrigues, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da UFMG como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Aprovada pela banca examinadora constituída pelos seguintes professores:



Prof. Dr. Marcos Antônio Timbó Elmiro - IGC/UFMG
Orientador



Prof. Dr. Sérgio Donizete Faria - IGC/UFMG



Prof. Dr. Francisco de Assis Braga - UFV

Belo Horizonte, 27 de maio de 2013.

*Dedico carinhosamente este trabalho a
minha família e a minha esposa.*

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a DEUS, pelo que sou e ainda vou ser na minha vida, e por ter me iluminado e protegido durante todo o caminho do mestrado.

Em especial a minha esposa Sandra Marques da Silva, por sempre me dar muito amor e carinho, além de muito incentivo e força em todos os momentos da minha vida. Também pela sua compreensão e paciência nos momentos difíceis; a sua essência que é a razão da minha energia, persistência e luta.

Ao Prof. Dr. Marcos Antônio Timbó Elmiro, pelo exemplo, pela experiência e conhecimentos passados, além da amizade e do incentivo e da confiança para execução deste trabalho; mais que um professor, um amigo com quem interagi que me trouxe cada vez mais experiência e amadurecimento e, sem dúvida, um professor no sentido profundo da palavra.

Aos meus amigos, pessoas que representaram, para mim, a união nos momentos importantes.

Existem várias pessoas a quem eu gostaria de dedicar especial atenção pela importância que representaram, mas em especial aos Professores Dr. Francisco Assis Braga, Sergio Donizete Faria e Antônio Pereira Magalhães Júnior, pela disponibilidade e presteza.

Meus agradecimentos especiais a Universidade Federal de Minas Gerais e aos professores do Programa de Pós-Graduação e Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais dessa universidade, responsáveis pela minha formação, pelo conhecimento, experiência.

Agradeço aos meus amigos e colegas do mestrado, em especial: Paulo Borges, Rafael e todos os demais pela amizade, companheirismo e auxílio.

Agradeço ao Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, através do Convênio nº D05/081/2008, pela disponibilização das informações climatológicas, ao Dr. Alaor Moacyr Dall'Antônia Jr.

A CAPES pela bolsa de estudo em nível de mestrado.

RESUMO

A cobertura vegetal exerce papel fundamental na manutenção e no equilíbrio do ciclo hidrológico, com funções significativas no controle da produção de água com a permanência de vazões ecológicas. Entretanto, há uma percepção de que plantações florestais levam a um consumo exagerado de água, pairando dúvidas quanto aos reais impactos dessas florestas na produção hídrica das bacias. Dessa forma, o uso de modelos matemáticos é uma alternativa para representar o sistema hidrológico e auxiliar na compreensão dos fenômenos que envolvem as variáveis do ciclo da água para antecipar e prever impactos decorrentes de eventuais mudanças no uso da terra. Neste contexto, no presente trabalho é utilizado o modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para analisar a dinâmica da vazão e a produção de água na bacia do Rio Pará - Alto Rio São Francisco – Minas Gerais, simulada por florestamentos em larga escala. Foram estudados quatro cenários de uso e cobertura: uso atual, vegetação original e reflorestamentos em unidades pedológicas de latossolos e classe de solos argissolos. Os resultados gerais indicam uma estreita influência exercida pela cobertura vegetal sobre a produção hídrica da bacia. Na comparação com o uso atual, o cenário de cobertura vegetal original apresentou uma produção hídrica menor em 50,63 mm.ano⁻¹ correspondente a um aumento em 9,44% do consumo de água para esse tipo de cobertura. O cenário de reflorestamento em áreas de latossolo e o cenário de reflorestamento em áreas de argissolos apresentaram respectivamente os maiores valores de demanda hídrica com reduções na ordem de 97,62 e 133,31 mm.ano⁻¹ na disponibilidade hídrica da bacia. Esse aumento corresponde a 18,19% e 24,84%, em cada um destes cenários. Os resultados obtidos pelo modelo SWAT, ou seja, as estimativas apontam que as alterações a curto e médio prazo no uso e cobertura do solo de uma bacia podem acarretar impactos maiores ou menores em função das variáveis físicas e climáticas do regime hídrico.

Palavras-chave: recursos hídricos, bacias hidrográficas, florestas plantadas.

ABSTRACT

The vegetation plays a fundamental role in maintaining balance and hydrological cycle, with significant functions in controlling the production of water with the permanence of instream flows. However, there is a perception that forest plantations lead to overconsumption of water, remaining many doubts about the actual impact of forests in basins water flow. Thus, the use of mathematical models is an alternative to represent the systems, processes and assist in the understanding of phenomena involving the variables of the water cycle to anticipate and predict potential impacts of changes in land use. In this context, we used the hydrological model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) to analyze the dynamics of flow and water production in the Pará river - upper São Francisco river, Minas Gerais, affected by large-scale forestation. We simulated four scenarios of land use and cover as following: current use, original vegetation and reforestation on soil units of Latosol and Argisol. Results indicate a close influence of the vegetation cover in the control of water flow in the basin depending on the physical characteristics and local climate. In comparison with the current use, the scenario of original vegetation cover showed a lower hydro output in 50.63 mm.ano¹ corresponding to a 9.43% increase in water consumption for this type of coverage. The reforestation scenarios in areas of soil and in argisol showed higher water demands with an reduced of 97.62 and 133.31 mm.ano¹, in availability. This increase in consumption as 18.19% and 24.84% respectively in each of these scenarios. The results obtained by the SWAT model were satisfactory generating reliable and significant estimates to the analysis. Thus, the results indicate that short and medium term changes in the land and use cover inside a watershed can cause larger or smaller impacts depending on the physical and climatic variables of the water regime.

Keywords: water resources, watersheds, forests planted.

SUMÁRIO

| | Pág. |
|--|------|
| LISTA DE FIGURAS | vi |
| LISTA DE TABELAS | viii |
| LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS | ix |
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 Objetivo Geral | 4 |
| 1.2 Objetivos Específicos | 4 |
| 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 4 |
| 2.1 O manejo do uso da terra e as implicações no ciclo da água na bacia hidrográfica | 4 |
| 2.1.1 Avaliação dos efeitos das mudanças no uso da terra | 7 |
| 2.1.2 Análises quali-quantitativas dos efeitos do uso do solo por reflorestamentos | 9 |
| 2.2 A relação entre as florestas plantadas e a água | 13 |
| 2.3 Disponibilidades hídricas na bacia hidrográfica | 16 |
| 2.4 Modelos ambientais hidrológicos | 16 |
| 2.4.1 Análise de sensibilidade | 20 |
| 2.4.2 Calibração e validação da modelagem ambiental | 21 |
| 2.4.3 Avaliação da eficiência | 21 |
| 2.4.4 Simulação | 21 |
| 2.5 O modelo ambiental <i>Soil and Water Assessment Tool</i> | 22 |
| 2.6 Aplicações do modelo <i>Soil and Water Assessment Tool</i> | 28 |
| 3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 30 |
| 3.1 Localização | 30 |
| 3.2 Caracterização climática | 31 |
| 3.3 Geomorfologia | 34 |
| 3.4 Pedologia | 36 |
| 3.5 Domínios fitogeográficos | 41 |
| 4 METODOLOGIA | 42 |
| 4.1 Variáveis de entrada do modelo | 43 |
| 4.1.1 Variáveis climáticas | 43 |
| 4.1.2 Variáveis físicas | 45 |

| | |
|--|----|
| 4.1.2.1 Modelo digital do terreno (MDT) e rede hidrográfica | 45 |
| 4.1.2.2 Mapa de uso e cobertura vegetal | 47 |
| 4.1.2.3 Classes de solos da bacia do Rio Pará | 49 |
| 4.2 Análise de sensibilidade | 52 |
| 4.3 Calibração e verificação da modelagem pelo <i>Soil and Water Assessment Tool</i> | 53 |
| 4.4 Avaliação da eficiência | 54 |
| 4.5 Simulação - (cenários de uso do solo) | 55 |
| 4.6 Análise estatística dos dados | 61 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 63 |
| 5.1 Análise de sensibilidade dos parâmetros, calibração e verificação do modelo | 63 |
| 5.2 Análise de eficiência da modelagem | 66 |
| 5.3 Avaliação dos cenários de uso e cobertura vegetal. | 67 |
| 5.4 Avaliação estatística dos dados de vazão | 70 |
| 5.5 Análise das simulações e avaliação dos efeitos sobre a vazão | 71 |
| 6 CONCLUSÃO | 75 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 77 |
| ANEXO A: Unidades pedológicas mapeadas na bacia do Rio Pará, CETEC (1983) | 87 |

LISTA DE FIGURAS

| | Pág. |
|---|------|
| Figura 1 – Fluxograma de funcionamento do modelo SWAT | 24 |
| Figura 2 – Fluxograma na produção de água modelada pelo SWAT | 26 |
| Figura 3 – Localização da área de estudo: bacia hidrográfica do Rio Pará / MG | 31 |
| Figura 4 – Classificação climática de Köeppen predominantes na bacia do Rio Pará | 33 |
| Figura 5 – Geoformologia e litoestatigrafia da bacia hidrográfica do Rio Pará | 35 |
| Figura 6 – Grupamento das classes de solos na bacia do Rio Pará | 40 |
| Figura 7 – Fluxograma das etapas do trabalho | 42 |
| Figura 8 – Modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDHEC) | 46 |
| Figura 9 – Fluxograma da geração do mapa de uso do solo | 47 |
| Figura 10 – Mapa do uso e cobertura vegetal da bacia do Rio Pará | 48 |
| Figura 11 – Classes de solo da bacia do Rio Pará. | 51 |
| Figura 12 – Cenário de uso e cobertura vegetal original da bacia do rio Pará | 57 |
| Figura 13 – Cenário de uso e cobertura vegetal atual da bacia do Rio Pará | 58 |
| Figura 14 – Cenário de reflorestamento em áreas de latossolos na bacia do rio Pará | 59 |
| Figura 15 – Cenário de reflorestamento em áreas de argissolos na bacia do rio Pará | 60 |
| Figura 16 – Sensibilidade dos parâmetros do modelo – pelo método <i>LH-OAT</i> | 63 |
| Figura 17 – Hidrograma da vazão diária: simulada e observada do período | 66 |
| Figura 18 – Distribuição dos tratamentos e intervalo de confiança das médias dos dados de vazão (m ³ /s) | 71 |

LISTA DE TABELAS

| | Pág. |
|---|------|
| Tabela 1– Classificação e tipologia dos modelos hidrológicos | 19 |
| Tabela 2 – Estações de monitoramento hidrometeorológicas | 44 |
| Tabela 3 – Média da série histórica entre 1980 a 2012, dos parâmetros climáticos para a bacia hidrográfica do Rio Pará requeridos pelo modelo SWAT | 44 |
| Tabela 4 – Distribuição das classes de uso e ocupação do solo e fitofisionomias vegetais | 49 |
| Tabela 5 – Classes de solos presentes na bacia do Rio Pará | 49 |
| Tabela 6 – Principais variáveis de maior sensibilidade relacionadas à vegetação, manejo do solo, pedologia, clima, aquíferos, canal e reservatório | 53 |
| Tabela 7 – Áreas de cada uso e cobertura vegetal dos cenários modelados na bacia | 56 |
| Tabela 8 – Descrição simplificada e ordem na hierarquia de cada parâmetro | 64 |
| Tabela 9 – Parâmetros de avaliação de desempenho e eficiência do ajuste do modelo | 66 |
| Tabela 10 – Valores de vazão (m ³ /s) no período simulado para os cenários de uso e cobertura | 68 |
| Tabela 11– Série histórica do período simulado relativos à média anual das variáveis do balanço hídrico entre os cenários analisados (mm.ano ⁻¹) | 69 |
| Tabela 12 – Análise de variância para os dados de vazão | 70 |
| Tabela 13 – Teste de médias dos dados de vazão (m ³ /s) para os grupos em subconjuntos homogêneos com tamanho de amostra de média harmônica igual a 20 | 70 |
| Tabela 14 – Discretização das 46 unidades de solos identificadas, na área da bacia | 87 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|-------|--|
| ABRAF | Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas |
| ANA | Agência Nacional de Águas |
| CEMIG | Companhia Energética de Minas Gerais |
| CETEC | Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais |
| CMR | Coeficiente de Massa Residual |
| CN | Curva Número |
| COE | Coeficiente de Nash – Sutcliffe |
| CTC | Capacidade de Troca Catiônica |
| DHSVM | Distributed Hydrology Soil Vegetation Model |
| HRU | Hidrological Response Unit |
| INMET | Instituto Nacional de Meteorologia |
| INPE | Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| MDEHC | Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente |
| MDT | Modelo Digital do Terreno |
| NRM | Natural Resource Management (Streamflow Model) |
| SAD | South American Datum |
| SBS | Sociedade Brasileira de Silvicultura |
| SPSS | Statistical Product and Service Solutions |
| SIG | Sistema de Informações Geográficas |
| SWAT | Soil and Water Assesment Tool |
| USDA | United States Department of Agriculture |
| UTM | Universal Transversa de Mercator |

1 INTRODUÇÃO

As florestas têm um papel relevante nos sistemas ambientais terrestres, tanto pelos serviços ambientais indispensáveis à sobrevivência (purificação do ar, produção de água, proteção do solo, abrigo e alimento para fauna etc.) quanto pelo fornecimento de materiais (madeira, óleos, essências e outros). Inicialmente disponíveis em larga escala, as florestas foram sendo exploradas e substituídas por outras formas de vegetação como cultivos agrícolas e pastoris. Entretanto, necessidades e demandas crescentes por materiais de origem florestal levaram o homem a plantar, a cultivar e a manejar florestas – a arte da silvicultura.

Segundo a Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS), o Brasil possui um território de 851 milhões de hectares, sendo 477,7 milhões de hectares (56%) ocupados por florestas naturais (SBS, 2008). De acordo com a Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF), as áreas de plantações florestais no país correspondem aproximadamente 6,5 milhões de hectares, sendo 4,8 milhões com eucalipto, 1,8 milhão com pinus e 525,2 mil com outras espécies, como acácia-negra (*Acacia mearnsii*), gmelina (*Gmelina moluccana*), pópulus (*Populus ssp*), seringueira (*Hevea brasiliensis*), teça (*Tectona grandis*) e araucária (*Araucaria angustifolia*) (ABRAF, 2013). Essas áreas de florestas plantadas ocupam 0,65% do território nacional e 1% do solo agropecuário.

As florestas plantadas em larga escala geram benefícios, e também problemas. Dentre os problemas relevantes está o consumo de água pelas árvores, notadamente se a vegetação anterior for de porte menor, como é o caso do cerrado (LIMA, 1993; BARCELLAR, 2005; LIMA *et al.*, 2006).

Devido à sua ampla distribuição, aparente abundância e suposta inesgotabilidade, durante muito tempo o homem foi levado a não se preocupar adequadamente com a necessidade de conservação desse recurso. Para o usuário e cidadão comum, a água não tem sido problema dele, mas deve estar prontamente disponível para uso em sua residência (LIMA, 2010).

Contudo, cada vez mais, a consciência ambiental tem permeado nosso meio e maior atenção tem sido dada a conservação da água. A escassez de água potável já é um problema em várias partes do mundo, sendo consensualmente reconhecida como a crise da água. Assim, a preocupação com a conservação dos recursos hídricos assume caráter prioritário e vital. Por isso, as pressões ambientais sobre esse recurso e as crescentes demandas fizeram atingir o limiar de conflitos, ocasionando problemas no funcionamento e equilíbrio dos sistemas

naturais bem como na sua própria indisponibilidade para os usos humanos (UNESCO, 2012a).

A pressão antrópica de uso sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, aliada à degradação ambiental, motivou a promulgação da Lei 9433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), fundamentada no princípio da água como bem de domínio público, natural e limitado, dotado de valor econômico, e cuja gestão deve proporcionar o uso múltiplo.

Devido às características específicas dos recursos hídricos a conservação da água torna-se um desafio, pois a sua conservação só pode ser conseguida dependentemente da conservação de outros recursos naturais, tendo em vista, que o comportamento da água na fase terrestre (ciclo hidrológico) é um reflexo direto das condições e das formas de usos do solo de onde ela provém (UNESCO, 2012b).

Nesse caso, o uso do solo tem papel preponderante, pois a água, em quantidade e qualidade, é “produzida e armazenada” na área territorial da bacia, alimentando nascentes, córregos, ribeirões e rios tributários da calha principal (BRAGA e SANTIAGO, 2007). Na natureza, a produção de água com a permanência de vazões mínimas, garante a estabilidade e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e terrestres. Todavia, essa produção decorre de mecanismos naturais que são governados por processos evolutivos importantes desenvolvidos ao longo da paisagem e que constituem os chamados “serviços ambientais”. Assim, parte desses serviços está particularmente sujeita aos efeitos da relação entre as florestas e a água, e por isso estão fortemente conectadas (LIMA, 2010). Desse modo, vários estudos apontam que esses mecanismos atuam continuamente nessa estreita relação, determinando a regularidade e a qualidade da vazão nas bacias hidrográficas especialmente cobertas por florestas naturais.

Em relação às florestas plantadas, em Minas Gerais, predominam as florestas plantadas de eucalipto, merecem destaque as áreas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Doce, Jequitinhonha e São Francisco. Nessa última, ressaltam as sub-bacias dos rios Paracatu, Jequitaiá, Indaiá e das Velhas, com mais de 50 mil hectares de florestas plantadas (SCOLFORO *et al.*, 2008). Ressalta-se que a área plantada em 2007 equivalia a 568.209 hectares, com taxa de novos plantios de 12.432 hectares a cada ano (SCOLFORO, 2008).

Com o advento da Política Nacional de Recursos Hídricos e de possíveis conflitos de uso da água, a questão hídrica assume a tônica sócio-ambiental atual e futura na bacia hidrográfica do Rio São Francisco. Dessa forma, aliada à questão da transposição de águas do Rio São

Francisco para atender aos estados da região nordeste do Brasil, será preciso estabelecer o chamado Pacto das Águas, assegurando vazões mínimas das sub-bacias na calha principal do Rio São Francisco, principalmente em regiões de menor disponibilidade hídrica.

A gestão das águas é uma atividade que se vale, dentre outros, de instrumentos norteadores, normativos e técnicos com o objetivo de promover a qualificação através do inventário, quantificação dos usos, controle e conservação dos recursos hídricos. As bacias, sub-bacias e as microbacias constituem importantes unidades morfológicas para gestão, pois integram, e refletem através da sua rede de drenagem, a amplitude de boa parte das relações de causa-efeito que precisam ser abordadas e tratadas sistematicamente (LANNA, 2006).

Dentre os instrumentos técnicos utilizados na gestão da água, a modelagem ambiental tem recebido cada vez mais destaque. Os modelos hidrológicos são ferramentas que buscam representar os sistemas, seus processos e as suas conseqüências, contribuindo para a compreensão dos fenômenos que envolvem os parâmetros e as variáveis do ciclo da água na bacia. Isso torna possível a antecipação e a previsão dos impactos provenientes de eventuais mudanças no uso e cobertura do solo sobre parâmetros quali quantitativos da água. Portanto, os modelos possibilitam representar, simular e entender a influência em termos de proporcionalidade de cada variável nos processos e na dinâmica do comportamento de uma bacia hidrográfica (TUCCI, 1998).

A modelagem hidrológica é uma ferramenta de apoio à tomada de decisão na gestão da água. Através da utilização de modelos tem se obtido um melhor conhecimento dos processos que envolvem os recursos hídricos e a relação desses processos no contexto da paisagem em uma bacia hidrográfica (MORAES *et al.*, 2003). Além disso, esse ferramental tem possibilitado análises na busca de formas otimizadas e pautadas em práticas adequadas no uso e na conservação do solo, para a manutenção dos ecossistemas aquáticos (AZEVEDO *et al.*, 1998).

Neste contexto, o modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi escolhido neste trabalho para analisar a dinâmica da vazão na produção de água da bacia do Rio Pará – Minas Gerais, afetada por florestamentos em larga escala, mediante alterações no uso e cobertura vegetal visando avaliar as respectivas demandas por recursos hídricos em cenários de mudanças do uso do solo.

Assim diante do exposto, verifica-se a importância deste estudo e a necessidade em dar atenção especial à cobertura vegetal e ao uso do solo, bem como aos fatores que direta ou

indiretamente estão associados ao ciclo hidrológico, como evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial, em possíveis impactos, respostas no balanço hídrico e efeitos nos ecossistemas. Além disso, torna-se relevante verificar os efeitos ao cumprir as exigências do Código Florestal e as alterações de uso do solo para manutenção de uma paisagem mais equilibrada e a produção de água em quantidade e qualidade.

1.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral analisar a dinâmica da produção de água da bacia do Rio Pará – MG, mediante as alterações na cobertura vegetal.

1.2 Objetivos específicos

- simular o montante de água utilizado pelas áreas de florestas plantadas em relação à condição de uso do solo atual em diferentes unidades pedológicas utilizando uma implementação do modelo hidrológico SWAT em ambiente de geoprocessamento;
- avaliar o efeito das alterações de uso do solo simuladas na produção de água da bacia.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O propósito desta seção é apresentar uma contextualização geral por meio da compilação crítica e retrospectiva de várias publicações, situar o estágio de desenvolvimento do tema da pesquisa e estabelecer um referencial teórico para dar suporte ao desenvolvimento do trabalho. Assim, nesta seção, é apresentada uma abordagem conceitual dos aspectos relacionados à avaliação dos efeitos das mudanças no uso da terra, análises quali-quantitativas dos efeitos do uso do solo por reflorestamentos, a relação entre as florestas plantadas e a água e as disponibilidades hídricas na bacia hidrográfica. São abordados também tópicos relacionados à utilização de modelos hidrológicos, análise de sensibilidade, calibração e validação da modelagem ambiental, apresentação do modelo hidrológico ambiental *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT; aspectos relativos à hidrologia, sistema de informações geográficas e as integrações com modelos hidrológicos. Dessa forma, a revisão realizada tem como objetivo compilar conceitos e definições que embasam teoricamente as análises e discussões propostas.

2.1 O manejo do uso da terra e as implicações no ciclo da água na bacia hidrográfica

A relação entre a vegetação e os recursos hídricos (água superficial e subterrânea) é um tema

debatido mundialmente há bastante tempo. Esse assunto está presente em diversos eventos, sendo alvo constante de discussões. Com os avanços tecnológicos e científicos, as informações sobre a relação entre os recursos hídricos e a vegetação aumentaram de forma significativa. Isso tem levado o homem a refletir sobre a degradação do meio ambiente, abuso na utilização dos recursos hídricos e a hiper exploração dos recursos vegetais a qual tem relação direta. Essa reflexão tem gerado uma reação na qual a humanidade tem se conscientizado sobre a importância da proteção ambiental de forma geral e do uso racional da água.

Dessa forma, atualmente há várias indagações sobre a relação floresta-água. Uma das questões recorrentes é se a floresta plantada reduz a disponibilidade da água nas bacias hidrográficas (KURAJI, 2001). Outra questão importante é sobre a quantidade de área de vegetação (mata ciliar) na margem do rio que é necessária para proteger e conservar o corpo hídrico, garantindo um ambiente fluvial ideal.

As matas ciliares como também a cobertura vegetal em toda extensão das bacias hidrográficas compreendem componentes do uso do solo, que podem sofrer modificações ao longo do tempo, quer sejam naturais ou antrópicas, e essas modificações produzem os mais variados impactos sobre o meio natural (SANTOS *et al.*, 2000).

A influência das florestas no balanço hídrico tem sido amplamente discutida e analisada, dada a complexidade de sua relação com o ciclo da água e sua participação nos processos como a evapotranspiração e a interceptação foliar da precipitação. Essas variáveis afetam o comportamento do escoamento superficial e sub-superficial na bacia hidrográfica.

A conversão de determinada cobertura ou uso do solo como florestas tropicais ou cerrados em pastagens ou reflorestamentos, altera o ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica, especialmente o equilíbrio entre precipitação e evapotranspiração e, conseqüentemente, a produção de água e a vazão como resposta do escoamento superficial na bacia (COSTA *et al.*, 2003).

Segundo Collischonn (2001), variáveis como a profundidade do solo, a declividade e a distribuição da precipitação anual são substanciais na análise das alterações do uso do solo. Em regiões de solos rasos, a mudança de cobertura vegetal tende a ter mais impacto sobre o escoamento, isto ocorre porque, nessa situação, a cobertura pode influenciar o armazenamento no solo que por sua vez pode determinar a geração de escoamento. Em regiões de elevada declividade, o escoamento superficial ocorre com maior facilidade, pois nesses locais os

impactos das mudanças de cobertura vegetal também tendem a ser maiores (BACELLAR, 2005).

A conversão das florestas nativas, cerrados e pastagens naturais em áreas de silvicultura e cultivos agrícolas pelas atividades antrópicas tem alterado a troca de energia, água e carbono entre a atmosfera e a superfície do solo. No intuito de gerenciar os desafios dos recursos hídricos e de solo nos períodos subsequentes, torna-se necessário um plano de gestão para o entendimento das relações entre as características da superfície do solo, água e nutrientes, sendo, portanto, necessário qualificar e quantificar como essas relações podem ser alteradas e afetadas com as mudanças na cobertura, uso e manejo do solo (TWINE *et al.*, 2004). Para Wahab *et al.* (2009), é necessário compreender como as modificações no uso do solo influenciam os padrões de variação das vazões para o planejamento de estratégias de manejo que possam diminuir os efeitos não desejáveis de alterações no uso e ocupação do solo.

Estudos realizados por Twine *et al.* (2004) mostram que pouco se sabe sobre os efeitos da substituição de florestas naturais por florestas plantadas ou pastagens com culturas anuais, dentro de um contexto de aumento da vazão de um rio. Isso realça a dificuldade em definir o quanto uma alteração no solo pode interferir na produção de água da bacia hidrográfica.

De acordo com Hundecha *et al.* (2004), são poucos os estudos que detalham informações científicas acerca da relação quantitativa entre as propriedades de utilização do solo e dos mecanismos de geração do fluxo de escoamento superficial. Apesar disso, a quantificação do efeito do uso e da cobertura de um solo referente à dinâmica do escoamento superficial de uma bacia hidrográfica tem despertado interesse de pesquisadores na área da hidrologia.

A esse respeito Haddeland *et al.* (2007), pesquisaram sobre o efeito hidrológico do manejo do solo e da água na América do Norte e na Ásia, realizando simulações num intervalo de tempo de 292 anos, período compreendido entre 1700 a 1992 e chegaram à conclusão de que os resultados simulados apontaram um aumento no deflúvio anual provocado pela conversão de áreas de florestas naturais em áreas de agricultura.

Também Checchia *et al.* (2007) apontam que a biodiversidade da vegetação, em áreas de florestas naturais, possui função importante no balanço de energia e no fluxo de volumes de água, exercendo influência em diversos aspectos do ciclo hidrológico: interceptação, evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial, sendo que a conversão da vegetação nativa por atividades agropecuárias pode aumentar os eventos críticos de fluxo e vazão.

Segundo Bruijnzeel (1988 *apud* VIOLA, 2008), mudanças no fluxo de vazão superficial de

uma bacia hidrográfica, após modificações na cobertura vegetal, são provocadas principalmente pela perda ou incremento na capacidade de infiltração de água no solo, na evapotranspiração e no depósito de água disponível às vegetações, por causa das alterações na profundidade das raízes.

A conversão da vegetação nativa em pastagens pode ocasionar uma redução na evapotranspiração e um acréscimo na vazão média anual. A supressão vegetal seguida pelo uso inadequado do solo pode causar modificações drásticas elevando as vazões de pico. Somado a este fator tem-se a alteração da infiltração que associada à mudança do uso do solo potencializa o efeito de diminuir a evaporação acarretando uma modificação no regime de um curso d'água produzindo elevados picos de vazão durante o período chuvoso e baixos valores no período seco (BRUIJNZEEL, 1990).

Farley *et al.* (2005), mostram que a produção de água é afetada pelas alterações na transpiração, interceptação e evaporação, as quais tendem a diminuir quando pastagens naturais são convertidas para espécies arbóreas. As taxas de transpiração são influenciadas pela mudança devida a atributos específicos das raízes, folhas, respostas dos estômatos e albedo da espécie vegetal.

Desta forma, os estudos sobre os efeitos na produção de água em virtude da alteração da cobertura vegetal incluem aspectos chave que envolvem as variáveis do ciclo hidrológico e por isso devem ser avaliadas.

2.1.1 Avaliação dos efeitos das mudanças no uso da terra

Diferentes métodos têm sido implementados na tentativa de preencher essa lacuna do conhecimento e em avaliar os efeitos das mudanças no uso da terra, porém nenhum modelo hidrológico consolidou-se para prever os efeitos da alteração do uso do solo sobre uma bacia hidrográfica. De alguma maneira, isso aponta o quanto é complexo dizer com precisão sobre a mudança nos padrões de comportamento de uma bacia devido à conversão no uso do solo (KOKKONEN *et al.*, 2003).

Neste contexto, Zhang *et al.* (2001) criaram um modelo simples de balanço de água que relaciona a pluviometria média anual com a evapotranspiração média para diversos tipos de cobertura vegetal, desde gramíneas até árvores, usando para isso resultados de mais de 250 bacias hidrográficas.

Segundo Vertessy, (1999), as alterações no escoamento diretamente induzida pelo

desmatamento e pelo reflorestamento se distinguem em magnitude, tempo e relação com as características da área. Portanto, essas modificações, são diferenciadas por fatores como perturbação do solo, deposição de corte e serrapilheira¹, que podem afetar os padrões das vazões.

Assim, Robinson *et al.* (1991 *apud* FARLEY *et al.*, 2005) evidenciaram que pode ser difícil a utilização dos resultados de supressão vegetal para prever os efeitos de reflorestamentos, uma vez que os processos não são obrigatoriamente contrários e reversíveis. Isso indica incertezas nas análises do comportamento hidrológico na bacia hidrográfica, por meio dessas análises.

Contudo, o tempo para que o escoamento superficial direto ocorra diferencia expressivamente, com alterações abruptas associadas aos desmatamentos, corte raso e mudanças mais gradativas como implantação de reflorestamentos (FARLEY *et al.*, 2005).

Von Stackelberg *et al.* (2007), mencionam ser consenso bem estabelecido que a conversão de coberturas nativas, como florestas de pequeno porte e campos naturais para florestas plantadas de maior porte, resulta em uma redução da produção de água anual, sendo uma das justificativas a grande taxa de evapotranspiração das espécies arbóreas quando comparadas às vegetações rasteiras ou de menor porte. Para Hewlett (1982), particularmente em bacias maiores, a resposta hidrológica de forma geral é mais controlada especialmente pela geologia do que pela cobertura do solo.

Segundo Wilk e Hughes (2002), grande parte dos estudos sobre os efeitos da mudança da cobertura vegetal e seus impactos no ciclo hidrológico foram feitos em bacias menores. Isto impossibilita dizer que em grandes bacias os efeitos decorrentes dessas mudanças seriam semelhantes já que, mesmo em bacias menores, esses estudos mostraram que os efeitos sobre a vazão são influenciados também por outras variáveis como geomorfologia, regeneração da vegetação e em alguns casos os efeitos no incremento ou na diminuição da vazão variaram e não puderam ser correlacionados (HIBBERT, 1967).

Estudos realizados por Bates e Henry (1928) e Rogick (1996), tiveram como objetivo fazer a avaliação do comportamento hidrológico em bacias hidrográficas mediante alteração da cobertura vegetal, ou através da extração de parte da mesma, entretanto, não puderam

¹ A serrapilheira é o estrato de matéria orgânica que reveste a camada superficial do solo, formada pela deposição e acúmulo de restos vegetais, folhas, caules, ramos, frutos, flores, sementes, e também restos e excretas animais, em diferentes estágios de decomposição. A produção de serrapilheira tem um papel importante, pois possibilita a transferência de matéria orgânica, nutrientes e energia da vegetação para o solo, e o seu reaproveitamento pela biota; além de atuar no restabelecimento das condições físicas, químicas e biológica da qualidade do solo, sendo a principal via de retorno de nutrientes ao solo.

perceber alteração relevante no ciclo hidrológico, indicando que este tipo de análise precisa ser criteriosa.

Dhyr Nielsen (1986) não conseguiu detectar alteração no regime hidrológico em uma bacia de 36.000 km², após a remoção de 50% da cobertura florestal. Também, em pesquisas realizadas na China, Qian (1983 *apud* WILK e HUGHES (2002), não obtiveram êxito em detectar alterações na vazão de bacias hidrográficas com áreas de drenagem de 7 a 727 km² após uma perda de 30% de floresta.

Neste contexto, percebe-se que devido à complexidade do tema que envolve as variáveis do ciclo hidrológico e a diversidade dos efeitos; a dimensionalidade dos processos deve ser estudada criteriosamente com profundidade apropriada a fim de compreender os fenômenos e suas relações de causa e efeito provenientes das alterações do uso do solo e da cobertura vegetal.

2.1.2 Análises quali-quantitativas dos efeitos do uso do solo por reflorestamentos

Diversos estudos têm focado esforços em analisar os impactos devido à implantação de reflorestamentos e os variados efeitos desencadeados em virtude dessa alteração sobre o regime hídrico da bacia. A metodologia mais comum utilizada na comparação desses efeitos é tem sido feita através da curva de permanência. Este método representa a função de distribuição cumulativa de probabilidade de vazões ou a probabilidade de excedência das mesmas, e relaciona a porcentagem de tempo em que a vazão é excedida ou igualada sobre todo período histórico utilizado para sua construção em razão da vazão normal do curso d'água (QUIMPO e MCNALLY, 1983; VOGUEL e FENNESSEY, 1994).

Nesse sentido, impactos em estações secas e chuvosas podem ser avaliados pela comparação das curvas de permanência. Em regiões ocupadas por reflorestamentos na bacia do Rio Tacuarembó no Uruguai, foi verificado que na estação chuvosa, a vazão é comumente excedida de 1 a 10% do tempo e em períodos secos foi constatado que a vazão é excedida em 70 a 99% do tempo (VON STACKELBERG *et al.*, 2007).

Nesse contexto, estudos realizados no sudeste da Austrália verificaram a redução nos valores de escoamento superficial em cerca de 50% nas vazões máximas e de 100% nas vazões mínimas, utilizando as curvas de permanência de vazão diária de um a oito anos após o reflorestamento em uma bacia experimental, os quais eram anos de condição climática semelhante (VERTESSY, 1999).

No Brasil, vários trabalhos procuraram analisar os efeitos da alteração da cobertura vegetal sobre a capacidade de infiltração de água no solo e sobre a capacidade de originar escoamento superficial, com respostas no regime de vazões. Costa *et al.* (2003), analisando os efeitos da modificação da cobertura do solo na bacia do Rio Tocantins, realizaram estimativas através de simulações sobre o incremento da área cultivável de 30,2% em 1960 para 49,2% em 1995. Através dessas simulações, esses autores concluíram em seus estudos que a infiltração é amortizada após alterações na cobertura vegetal e isso causa um crescimento do fluxo na superfície durante o período chuvoso. Esta diminuição não é suficiente para produzir uma redução na vazão durante o período de estiagem, indicando que as alterações nas características de infiltração tenham sido moderadas. De outra forma, a diminuição consistente na evapotranspiração após essa alteração de uso e ocupação do solo, causou um acréscimo progressivo na vazão anual (COSTA *et al.*, 2003).

No que se refere à evapotranspiração, Fohrer *et al.* (2001) avaliaram a resposta hidrológica face à mudança da cobertura vegetal em escala de bacia e em termos de variações absolutas. Eles perceberam redução na evapotranspiração real, passando de 654 mm.ano⁻¹ em floresta para 527 mm.ano⁻¹ na cobertura convertida em pastagem e 451 mm.ano⁻¹ na cobertura convertida em cevada, o que era esperado, já que a evapotranspiração modifica de acordo com o porte da vegetação. A vazão total da bacia hidrográfica analisada, respondeu proporcionalmente à redução da evapotranspiração, com pequenos valores para floresta (484 mm.ano⁻¹), 607 mm.ano⁻¹ para pastagem e 696 mm.ano⁻¹ para cevada.

Uma consideração relevante sobre a mudança da cobertura vegetal do solo relaciona-se aos impactos sazonais no regime hidrológico, fazendo com que seja preciso uma análise, especialmente em termos de proporcionalidade dos impactos, visto a grande amplitude da modificação intra-anual dos valores em escala absoluta.

Impactos sobre os fluxos sazonais ou mensais devidos a reflorestamentos têm sido amplamente avaliados sobre os efeitos do rendimento no deflúvio anual, sendo verificada uma diminuição da lâmina mensal bastante uniforme ao longo do ano nas bacias de Jonkershoek na África do Sul, com uma maior porcentagem de redução da vazão durante os meses com menor índice pluviométrico (VON STACKELBERG *et al.*, 2007).

De acordo com Brown *et al.* (2005), os impactos dos reflorestamentos sobre a vazão em regiões de inverno chuvoso, se evidenciam proporcionalmente no verão, devido a defasagem entre o período de máxima evapotranspiração potencial e o de máxima disponibilidade de

água no solo. Entretanto, Scott *et al.* (2000), afirmam que em áreas de verão chuvoso os impactos tendem a pronunciar a estação seca mais intensa e a se estender proporcionalmente, ao longo de todo o ano.

Analisando os efeitos hidrológicos dos reflorestamentos em termos sazonais na reserva estadual de Glendhu, na Nova Zelândia, Mclean (2001), comparando as curvas temporais de permanência, constatou que as diferenças na diminuição da vazão na estação seca eram mais expressivas do que na estação chuvosa. Esse resultado foi atribuído à grande variabilidade de eventos chuvosos durante os meses de verão. Nesse sentido, Best *et al.* (2003), acrescenta que essa constatação nas diferenças sazonais sobre a redução da vazão no período seco, em parte, se atribui às características peculiares da vegetação perenifólia, a qual não possui uma época distinta e a dinâmica do seu sistema radicular pode atingir reservas profundas de água no solo.

Em uma análise minuciosa realizada na África do Sul, em áreas cultivadas com *Pinus sp.*, foi observada uma diminuição gradual do deflúvio tornando-se significativa de três a seis anos após o plantio da espécie, sendo o momento de início da redução da vazão dependente do nível de concorrência entre a vegetação nativa e a taxa de crescimento do plantio (SCOTT *et al.*, 2000).

Rattanaviwatpong *et al.* (2007) usaram o modelo DHSVM (*Distributed Hydrology Soil Vegetation Model*), para analisar os efeitos da alteração do uso do solo sobre o regime hidrológico. Eles concluíram que a mudança de florestas para áreas de agricultura, não parece resultar em uma baixa disponibilidade de água, mesmo que ainda não tivessem indícios da compactação do solo. Contudo, constataram que a expansão de áreas agricultáveis em terras altas da Tailândia levou a uma resposta positiva nas vazões de pico e a menores rendimentos ao longo dos anos devido à declividade e perda na infiltração para alimentação dos aquíferos livres que formam as nascentes.

Santiago (2005) analisou os efeitos das alterações no estrato vegetal sobre o balanço hídrico da bacia do Rio Ji-Paraná, em Rondônia, e concluiu que a conversão da vegetação arbórea nativa para culturas agrícolas anuais, tais como soja, milho e sorgo, pode elevar a vazão do Rio Ji-Paraná em até 90% durante a estação chuvosa e em 37% na época da estiagem, resultado também esperado, já que a necessidade de água das plantas modifica de acordo com sua estrutura e tamanho.

Linhares (2006), após avaliar as variáveis hidrológicas e os dados de desmatamento, nas bacias do Rio Sucunduri e do Rio Ji-Paraná, ambas em Rondônia, constatou que a resposta

hidrológica e a taxa de incremento de deflúvio mostraram-se associadas às taxas de desflorestamento anuais, sugerindo que a supressão da floresta suscita uma resposta acelerada nos valores de escoamento superficial e lateral atribuída à redução dos processos de interceptação e de infiltração depois da remoção da floresta.

Viola (2008), após simular o comportamento hidrológico na região alto Rio Grande a montante do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos, em Lavras/MG, constatou que a implantação do cultivo de eucalipto, 14,1% em áreas de pastagem ao longo da bacia, resultou em uma diminuição de -9,36% no escoamento da vazão. Quando implementou 20,17% da área da bacia com eucalipto houve uma redução de -13,11% na vazão anual. Essas estimativas foram inferiores àquela obtida quando se implementou a cultura de eucalipto em 100% da área de pastagem, correspondente a 28,2% da área total da bacia, constatando uma redução de -17,26% na vazão anual. Essa diferença foi atribuída à maior presença de latossolos na região central da bacia, os quais apresentam maior profundidade, comparados aos cambissolos e argissolos que, geralmente, são rasos. Esse fator resulta em menor quantidade de água no reservatório armazenada do perfil do solo disponível as plantas e por isso pode reduzir os impactos hidrológicos decorrentes da conversão dos tipos de cobertura vegetal.

No Quênia utilizando o modelo semidistribuído NRM³ - *Natural Resource Management (Streamflow model)*, Notter *et al.* (2007) simularam os impactos hidrológicos devido à conversão de aproximadamente 30% de áreas de floresta em cenários de cultura anual e pastagem. Estimou-se um aumento médio na vazão em 11% e 59%, respectivamente.

No que se refere à pastagem, pode-se afirmar que essa cobertura diminui a infiltração de água por dois mecanismos: retirada da cobertura vegetal original e por meio da compactação do solo pelo pastoreio. Todavia a taxa de redução na infiltração de água no solo está sujeita à duração e intensidade do pastoreio (VON STACKELBERG *et al.*, 2007).

O declínio nas taxas de infiltração devidas ao pastoreio tem como resultado o aumento do escoamento superficial. Holechek *et al.* (2004), concluíram que o sobrepastejo causa um aumento do escoamento superficial direto em comparação com o pastejo moderado. Entretanto, sob pastejo leve ou moderado verifica-se que os efeitos sobre o escoamento superficial são limitados, pois nessa intensidade de pastejo isso pouco influencia na redução da condutividade hidráulica do solo e conseqüentemente na capacidade de infiltração.

No trabalho realizado por Germer *et al.* (2010), sobre a influência da conversão de florestas nativas em pastagens, foi verificado que a frequência do escoamento superficial dobrou

quando comparado à floresta. Os autores afirmam que, a alteração das florestas em pastagens aumenta o nível do lençol freático e o escoamento superficial pela compactação do solo devido à redução na condutividade hidráulica do mesmo. Esses resultados apontaram que a conversão não só aumenta a frequência e o volume escoado, mas também, a maneira como a água percola no solo, indicando também, que o impacto da mudança do uso do solo sobre o regime hidrológico é maior do que o esperado, quando se comparam os valores médios de condutividade hidráulica.

Quando se verifica o contexto das cidades, Tang *et al.* (2005) mostram que o impacto da urbanização é caracteristicamente refletido na alteração do regime hidrológico, em termos de aumento das taxas de escoamento superficial, na diminuição do volume infiltrado e da recarga de aquíferos e, portanto, ocorre uma redução acentuada no fluxo de base da bacia.

Percebe-se que apesar de haver vários trabalhos que enfatizam a relevância desses impactos, os mesmos têm recebido pouca atenção. Dessa forma, a proposta deste trabalho torna-se importante ao avaliar o consumo de água por florestas plantadas e analisar a dinâmica do escoamento superficial de áreas afetadas por florestamentos em grande escala sob os diversos cenários de uso e ocupação do solo e respectivas demandas por recursos hídricos, mediante o emprego de um modelo hidrológico distribuído de simulação.

2.2 A relação entre as florestas plantadas e a água

Atualmente muito se discute sobre as relações entre as florestas plantadas e a água. Por um lado há a percepção de que essas plantações levam a um consumo exagerado de água e que ainda levam ao ressecamento do solo. Mas contrapondo, outros afirmam que em regiões onde o solo estava degradado ou em baixas condições de fertilidade, as florestas plantadas podem elevar a quantidade de húmus no solo, melhorando dessa maneira a sua fertilidade e a capacidade de infiltração. Dessa forma, diversos pontos são levantados e são atribuídos aos reflorestamentos, tanto efeitos adversos quanto benéficos. Viana (2004) destaca alguns dos principais efeitos mais comuns que são apresentados a seguir.

Efeitos adversos dos reflorestamentos:

- ocasiona a desertificação, o alto consumo de água, o ressecamento do solo e reduz as disponibilidades hídricas produzindo um deserto verde;
- “alelopatia”, ou seja, prejudica o crescimento de outras espécies e demais sistemas biológicos;

- baixa diversidade faunística e indisponibilidade de nichos apropriados;
- folhas de eucalipto são indigestas devido à elevada concentração de taninos, resultando em condições inóspitas para os insetos e todos os demais animais da cadeia trófica;
- social: no reflorestamento é necessário um trabalhador para cada quinze hectares plantados, e em áreas de cultivos agrícolas trinta trabalhadores;
- as florestas plantadas retiram nutrientes de que necessitam e ocasionam o empobrecimento do solo;
- baixa qualidade nutricional da serrapilheira o que não permite sua rápida decomposição; devido a pobreza do substrato, torna-se desfavorável o crescimento microbiano.

Efeitos favoráveis dos reflorestamentos:

- reduz o efeito estufa - cada árvore de eucalipto pode seqüestrar até 20 kg de gás carbônico por ano; um hectare de floresta jovem seqüestra, em média, 35 toneladas de CO₂ por ano;
- modificam as propriedades do solo, a condutividade hidráulica, aumenta a aeração, a capacidade de infiltração e diminui a erosão;
- geração de empregos diretos e indiretos;
- reduz o desmatamento de florestas nativas, diminuindo a pressão nos sistemas naturais;
- eleva as condições de fertilidade do solo e podem elevar a quantidade de serrapilheira e húmus no solo;
- econômico: participam no recolhimento de tributos e taxas, como ICMS, taxas florestais e impostos estaduais.

De fato, os efeitos ocasionados pelas florestas plantadas não são consensuais e causam polêmicas que estão longe do fim. Assim, pesquisas científicas que visam confirmar ou desmistificar os impactos dessas florestas sobre os recursos hídricos são importantes para orientar e estabelecer regras sobre o uso do solo.

Neste contexto, Almeida *et al.* (2003) realizaram um estudo comparativo entre a dinâmica da água em florestas de eucalipto e em florestas da mata atlântica ombrófila densa. Foram feitas medições específicas de componentes do ciclo da água no sistema solo-planta-atmosfera no período compreendido entre 1995 a 2001. Os resultados obtidos através do estudo realizado

por esses autores mostraram que, na mata atlântica, cerca de 24% do total de chuvas foram interceptados pelas folhas e evaporado. Em florestas de eucalipto o índice foi cerca de 11%. Sabe-se que o índice de área foliar da mata atlântica é o dobro do verificado em florestas de eucalipto. Diante disso, observou-se que em florestas plantadas mais água da chuva alcança o solo, e dessa forma, causa outros dois efeitos: mais água de chuva pode estar disponível nas reservas do solo, como também maior volume de chuva alcançará os lençóis freáticos. Lima *et al.* (2006) também afirmam que uma floresta de eucalipto estimula a maior infiltração d'água no solo em detrimento do escoamento superficial, o que tende a elevar o lençol freático.

De outro modo, essa água escoará superficialmente sobre o solo, aumentando a erosão. No entanto, se o eucalipto é plantado em áreas de solo degradado ou sem nenhuma cobertura vegetal, é esperada uma melhoria na densidade e capacidade de aeração do solo, bem como aumento do húmus. (DAVIDSON, 1985).

Mello *et al.* (1998), realizaram um estudo comparativo sobre o comportamento das raízes de eucalipto plantado por meio de semente e através de estacas (clones). Esses pesquisadores concluíram que as raízes não ultrapassaram a profundidade de 1,4 metros, independente da origem do material. Assim, pode se afirmar que o eucalipto não irá alcançar o lençol freático, exceto se implantados em áreas baixas ou próximas a cursos d'água onde o lençol freático pode ter contato direto com a superfície.

Sinteticamente, os trabalhos realizados por Almeida *et al.* (2003), afirmam que o regime hídrico em áreas de mata atlântica comparado a plantações de eucalipto não apresentam diferenças significativas, com exceção dos períodos de estiagem, quando o eucalipto utiliza mais reservas de água do solo em nível superficial, enquanto a mata atlântica utiliza reservatórios subterrâneos localizados em níveis mais profundos.

Os possíveis impactos das florestas plantadas sobre a quantidade de água nas microbacias podem ser mais ou menos agressivos e estão sujeitos às condições hidrológicas que prevalecem na região. Dessa forma, a disponibilidade natural de água, no que se refere ao balanço entre a precipitação média e a demanda evapotranspirativa, torna-se relevante para que o possível efeito das florestas plantadas seja verificado, observando as diferentes escalas da sustentabilidade hidrológica.

É importante ressaltar que a busca do manejo sustentável dessas florestas deve considerar suas características, inerentes às múltiplas dimensões e de múltiplas escalas, e também deve

incorporar a análise dos impactos hidrológicos potenciais de forma mais sistêmica, conforme as disponibilidades hídricas que prevalecem na região.

2.3 Disponibilidades hídricas na bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica está sujeita às influências do ambiente e às variações sofridas no transcorrer do tempo que alteram sua disponibilidade hídrica em escalas espacial e temporal. A disponibilidade nos mananciais depende da vazão natural do rio e dos parâmetros de qualidade.

Machado (2002) explica que a disponibilidade hídrica representa a quantidade de água disponível na natureza para ser utilizada para as necessidades antrópicas e para o equilíbrio ambiental dos ecossistemas. A sua alteração é influenciada pelos mais variados usos que podem provocar desde a escassez relativa, absoluta ou até o seu desaparecimento por completo. Uma região pode ter a sua disponibilidade hídrica determinada a partir do cálculo entre a quantidade de água que entra e pelo volume de água que sai ou é retirada. Desse modo, as entradas são originadas a partir das precipitações, e as saídas ocorrem a partir de eventos de evapotranspiração, escoamentos, captação e infiltração.

Dessa forma, a bacia hidrográfica consiste em um sistema hídrico dinâmico que tem como saída o deflúvio variando sazonal e espacial e as entradas originadas através das precipitações. Assim, a disponibilidade hídrica pode ser entendida como o total dessa vazão, à medida que parte é utilizada pelas atividades humanas e outra é mantida na bacia para manutenção da integridade do sistema ambiental, garantindo vazões mínimas de referência (CRUZ, 2001).

Dessa forma, o conhecimento dos efeitos ocasionados pela implantação dos reflorestamentos e pelas demais alterações no uso do solo são importantes na gestão dos recursos hídricos para quantificação e qualificação da magnitude dos impactos nos sistemas hidrológicos, de uma determinada região e/ou bacia. Assim, deve ser uma prioridade considerar as incertezas relativas ao futuro das disponibilidades hídricas na gestão da bacia hidrográfica (CRUZ, 2001).

2.4 Modelos ambientais hidrológicos

Atualmente, diversos modelos hidrológicos estão disponíveis, no estudo da hidrologia para avaliação ambiental em diferentes atividades de análise, projeto, planejamento, previsão de variáveis e avaliação das práticas efetivas de manejo do uso do solo. Os modelos exibem um

grande potencial quanto à capacidade em representar a realidade dos fenômenos naturais e auxiliar a gestão dos recursos hídricos (MACHADO *et al.*, 2003). Diante disso, os modelos apresentam a possibilidade de prever o comportamento hidrológico, avaliar os impactos e entender os processos resultantes das modificações que o meio pode sofrer. Assim, um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, possibilitando o entendimento dos processos que envolvem o ciclo da água.

De maneira geral, os modelos hidrológicos consideram o ciclo hidrológico e os fluxos no território da bacia hidrográfica como unidade de planejamento, para avaliação de parâmetros como quantidade, qualidade da água, transporte e produção de sedimentos, nutrientes, crescimento vegetal, entre outros.

Nesse caso, os modelos hidrológicos conferem um grande diferencial na avaliação dos sistemas naturais e da conectividade funcional hídrica nos ecossistemas. Desse modo, eles vêm se tornando um instrumento importante para os estudos e pesquisas ambientais envolvendo a ciência da hidrologia e os aspectos relativos às interações que só podem ser vislumbrados através do equacionamento e da modelagem (RENNÓ e SOARES, 2000).

Tucci (1998) afirma que os modelos hidrológicos são instrumentos empregados objetivando representar a dinâmica dos processos que ocorrem no âmbito da bacia hidrográfica, sendo presumíveis as consequências das diferentes práticas de gestão em relação aos cenários futuros. Portanto, os modelos tornam possível a reprodução e a simulação do comportamento de uma bacia hidrográfica.

Singh e Woolhiser (2002) destacaram algumas aplicações usando modelos hidrológicos para o planejamento de práticas visando à conservação do solo, gerenciamento de sistemas de irrigação, restauração de várzeas, cursos d'água, sistemas de prevenção de cheias, reabilitação de reservatórios degradados, avaliação de qualidade e da quantidade de água além da previsão das demandas sobre os recursos hídricos.

Também neste contexto, Machado *et al.* (2003) dizem que o uso de modelos hidrológicos conferem diversos benefícios quanto às aplicações nos estudos ambientais sobre o comportamento hídrico de uma bacia hidrográfica além de antecipar e prever efeitos decorrentes das intervenções humanas. Eles ampliam a capacidade de entendimento dos diferentes processos hidrológicos que envolvem o ciclo da água no ambiente da bacia. Além disso, a utilização desses modelos proporciona a redução de aporte financeiro necessário e economia de tempo para se verificar questões relacionadas às alterações físicas, biológicas e

antrópicas em uma bacia hidrográfica. De outro modo, a análise dos aspectos relacionados às mudanças da cobertura vegetal, como impactos sobre a vazão, erosão, entre outros, sem o uso de modelos em uma bacia experimental² demandaria tempo considerável, recurso financeiro e pessoal habilitado para avaliar todos os fenômenos hidrológicos e seus efeitos (SANTOS, 2009).

Contudo, pode-se dizer que a falta ou escassez de informações bem como a disponibilidade desses dados em escalas espacial e temporal apropriadas aos estudos podem inviabilizar o uso desses modelos. Além disso, a dimensionalidade de dados que descrevem a diversidade biótica e física dos sistemas naturais deve ser compatível com a realidade dos fenômenos envolvidos (MACHADO *et al.*, 2003).

As premissas fundamentais da modelagem hidrológica consistem na representação, através do equacionamento e das relações matemáticas, que envolvem os processos do ciclo hidrológico consideradas como variáveis do sistema ambiental: chuva, interceptação, evaporação, transpiração, infiltração e os escoamentos. Segundo Paiva (2008), diversos modelos têm sido desenvolvidos para simular os processos entre as entradas como, por exemplo, a precipitação na bacia e as respostas como percolação, escoamento superficial e produção de sedimentos.

Segundo os trabalhos de Mulligan (1967), Singh (1995), Tucci (1998), Rennó e Soares (2000) e Silva (2005), os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Eles salientam que a classificação não é excludente, assim um modelo pode possuir diferentes classificações para cada discretização do fenômeno, variável ou parâmetro. Assim, considerando estas classificações, as características dos principais tipos de modelos em cada classe são mostradas na Tabela 1.

² Bacia Experimental – é a instrumentalização de uma bacia hidrográfica com instalação de equipamentos e construção de estruturas para mensuração de parâmetros hidro-meteorológicos, tais como: estação agro-hidro-climatológica, limnígrafos, pluviógrafos, confecção de vertedouros, instalação de réguas limnimétricas, a fim de realizar medição de dados fluviométricos, pluviométricos e coletas de amostras de água em seções de controle da bacia como monitoramento de fontes hídricas, rios, açudes, poços etc. Essa instrumentalização auxilia a conhecer os aspectos referentes ao comportamento do ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica, podendo as condições naturais serem alteradas para se estudar os efeitos dessas modificações no ciclo hidrológico (SETTI, 1996).

Tabela 1 – Classificação e tipologia dos modelos hidrológicos.

| Classificação | Tipos | Descrição |
|---|--------------------------------|--|
| Quanto à representação do sistema | Físico | Representam o sistema através de uma reprodução em uma escala reduzida, como modelos reduzidos de obras hidráulicas, ou construídos na mesma escala do objeto de estudo, a exemplo de protótipos de teste. |
| | Análogo ou Matemático | Valem-se da analogia das equações referentes a diferentes fenômenos, para modelar o sistema e representar mais conveniente os processos desejados. Modelos matemáticos representam a natureza do sistema através de equações matemáticas. |
| Quanto à distribuição temporal das variáveis e parâmetros | Estático ou Permanente | Quando as variações temporais não são consideradas. |
| | Dinâmico ou Transitório | Quando existem variações na escala temporal. Os modelos dinâmicos podem ainda ser classificados em discretos e contínuos. Conforme Tucci (1998) um modelo é discreto quando as mudanças de estado ocorrem em intervalos discretos. Um modelo contínuo considera a continuidade dos fenômenos no tempo. |
| Quanto à representação do sistema, a distribuição espacial das variáveis e parâmetros | Distribuído | Tem por característica representar a heterogeneidade dos fatores que influenciam o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica. Assim, modelos desse tipo consideram a variabilidade espacial e temporal dos elementos. No entanto, na prática, a falta de dados de campo ou experimentais podem impedir a formulação desse tipo de modelo. A qualidade do modelo distribuído é avaliada pela capacidade em representar melhor a variabilidade espacial do sistema, sujeito as condições das variáveis de entrada, como a precipitação. Um modelo distribuído pode apresentar resultados praticamente iguais ao de um modelo concentrado, quanto ao ajuste dos valores simulados aos observados, no entanto, somente o modelo distribuído permite estudar a variabilidade do comportamento físico de diferentes partes do sistema. |
| | Concentrado | Representa a bacia como um todo, sem possibilidade de divisão. Geralmente são expressos por equações diferenciais ordinárias e não considera a variabilidade espacial dos processos, dados de entrada, condições do entorno e características geométricas da bacia. As variáveis de entrada e saída são representativas de toda a área da bacia, considerando somente o tempo como variável independente. |
| Quanto ao comportamento das variáveis ao longo do tempo | Determinístico | Não considera a probabilidade na sua formulação, gerando sempre uma mesma saída (com condições iniciais iguais) para um mesmo valor de entrada. |
| | Estocástico | A saída do modelo é uma variável aleatória e, portanto, possui uma distribuição probabilística, enfatizando a dependência do tempo e do espaço das variáveis hidrológicas no modelo (RAUDKIVI, 1979). Portanto, quando a chance de ocorrência das variáveis for levada em consideração, e o conceito de probabilidade é introduzido na formulação do modelo, o processo e o modelo são considerados estocásticos. |
| Quanto ao relacionamento entre as variáveis | Conceitual | Representa aproximadamente a física dos processos hidrológicos. Apesar desta limitação, de acordo com Rennó e Soares (2000), estes modelos geralmente são mais complexos que os empíricos, pois procuram descrever todos os processos que envolvem o fenômeno estudado, mesmo usando muitas vezes relações empíricas entre variáveis. |
| | Empírico | Também conhecido como caixa-preta, é aquele onde se ajusta os valores calculados aos dados observados, através de funções sem relação alguma com os processos físicos, baseado em análises estatísticas, como métodos de correlação e análise de regressão. |

Segundo Tucci (1998), os processos de simulação de um modelo, são fundamentalmente divididos em três fases:

- i) **calibração** – é a fase em que os parâmetros devem ser determinados, conhecida como fase de estimativa ou ajuste;
- ii) **validação ou verificação** – é a simulação do modelo com os parâmetros estimados em que se verifica a validade do ajuste realizado;

- iii) **simulação** – é a previsão originada do comportamento do sistema, através da alimentação do modelo com parâmetros ajustados; o objetivo é a quantificação e qualificação das respostas sob diferentes entradas.

Uma etapa importante antecedente às fases da modelagem é a análise de sensibilidade. Ela precede os processos de simulação e o seu objetivo está fundamentalmente em verificar a gama de parâmetros que influenciam as variáveis envolvidas no processo que governam as respostas sobre a saída do modelo.

2.4.1 Análise de sensibilidade

A Análise de Sensibilidade é o estudo de como um modelo responde quantitativa e qualitativamente a diferentes variações nas informações que o alimenta. Portanto, a análise de sensibilidade estuda as relações entre os fluxos de informações que entram e que saem do modelo. Por conta disso, permite verificar a natureza da relação de dependência entre os resultados simulados e as incertezas existentes nos dados de entrada usados na modelagem.

A análise de sensibilidade tem como principal objetivo investigar como um modelo computacional responde a variações nos valores dos parâmetros. A análise de sensibilidade permite identificar os parâmetros que influem significativamente nos resultados, ao tempo em que, torna possível verificar o reflexo das incertezas dos valores dos parâmetros nos resultados simulados.

Desse modo, a análise da sensibilidade é uma etapa importante preliminar à calibração do modelo. É um processo desenvolvido para restringir o número de parâmetros a serem otimizados e tem como meta obter um ajuste adequado entre os dados simulados e verificados com as condições reais. Essa etapa comporta a otimização dos parâmetros permitindo ao modelo uma melhor aproximação às condições observadas. A análise de sensibilidade é importante para identificar e classificar os parâmetros que têm impacto significativo sobre as saídas dos modelos (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008; SALTELLI *et al.*, 2000). Dessa forma, a verificação dos parâmetros mais sensíveis é essencial para responder questões como: onde focar os esforços na coleta de dados, qual o grau de cuidado a se tomar na estimativa dos variáveis e qual a relevância relativa de vários parâmetros (CHO e LEE, 2001).

2.4.2 Calibração e validação da modelagem ambiental

A calibração e a validação do modelo são as etapas subsequentes à avaliação de sensibilidade. A calibração em si, pode ser determinada como o processo de alteração dos valores dos parâmetros, dentro de um intervalo permitido. Essa etapa serve para a obtenção de um ajuste adequado do modelo que replique as condições antecipadamente conhecidas do processo natural modelado (VIESSMAN e LEWIS, 2003).

Para isso, é necessária a utilização de uma série temporal de dados aferidos em dois períodos, um para calibração e outro para verificação do modelo. No período de calibração os parâmetros de entrada do modelo são variados até se obter um ajuste razoável. Para o período de validação do modelo, os parâmetros obtidos no período de calibração são empregados para executar o modelo e seu ajuste é analisado (NEITSCH *et al.*, 2009b; ARNOLD *et al.*, 2000).

2.4.3 Avaliação da eficiência

A avaliação da eficiência do processo de modelagem consiste na aplicação de métodos estatísticos com a finalidade de testar os resultados das etapas de calibração e os obtidos na etapa de validação. Dessa forma, essas duas séries são comparadas utilizando-se métodos gráficos, como hidrogramas e retas de regressão, ou de análise estatística, como o Teste de Student, Coeficiente de Massa Residual (CMR) e Coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) (LUBITZ, 2009).

Dentre estes métodos o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE), é um dos métodos estatísticos mais usados em modelos hidrológicos, pois permite descrever quantitativamente a precisão dos resultados do modelo. Em outras palavras este método avalia o ajuste e a eficiência preditiva de modelos hidrológicos.

Além do COE outro método muito utilizado é o coeficiente de massa residual (CMR). Este método indica quando o modelo superestima valores mínimos ou subestima os valores de pico simulados. Dessa forma, a associação desses métodos permite avaliar de forma abrangente, tanto o comportamento do pulso hidrológico como avaliar os limiares mínimos e máximos desse comportamento.

2.4.4 Simulação

A simulação se vale de procedimentos heurísticos e muitas vezes simplificadores. Embora não simplistas esses procedimentos envolvem a substituição de questões complexas por outras de

solução mais adequada a fim de encontrar respostas viáveis. Ainda que imperfeitas, são muito valiosas para o planejamento ambiental, projeção do comportamento, mudanças e gestão de sistemas ambientais (SILVA, 2010). De acordo com Silberstein (2006), o uso da simulação reúne o arcabouço do conhecimento e explora suas implicações em relação ao comportamento do sistema. Por isso, ela constitui uma ferramenta capaz para testar séries de dados e checar as inconsistências para preencher as lacunas das informações; explorando diferentes cenários tendenciais. Segundo Saloranta (2005), os algoritmos construídos para simulação são usados para nortear, informar e prover previsões consubstanciadas na capacidade que eles possuem de organizar, sintetizar e apresentar informações baseadas tanto na epistemologia quanto em hipóteses e no empirismo. Portanto, quando se comparam os resultados obtidos em simulações com os dados e observações medidas em campo, obtêm-se uma melhor compreensão e também uma descrição matemática mais representativa dos processos envolvidos. Desse modo, a simulação consiste na previsão determinada pelo comportamento do sistema, através da alimentação do modelo com parâmetros ajustados, para avaliação das respostas sob diferentes entradas.

2.5 O modelo ambiental *Soil and Water Assessment Tool*

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo hidrológico de base física e parâmetros distribuídos. Suas variáveis dependem do tempo e/ou espaço e permitem uma avaliação continuada dos fenômenos hidrológicos envolvidos. O modelo SWAT é um *software* de domínio público, aberto e seu código fonte está disponível aos seus usuários. Seu desenvolvimento iniciou em meados de 1996 para apoio no planejamento da conservação do solo e da água, pelo serviço de pesquisa do departamento de agricultura norte americano – *United States Department of Agriculture* - USDA (BALDISERA, 2005).

O SWAT foi concebido para estimar os impactos das práticas de manejo sobre o balanço hídrico, produção de sedimentos e uso de pesticidas em bacias de diferentes dimensões que variam com as classes de solos, uso e cobertura vegetal e as condições de manejo durante longos períodos de tempo. O modelo opera geralmente em intervalo de tempo diário, sendo possível uma resolução sub-diária para a simulação contínua de vários anos (ARNOLD *et al.*, 1998). Também inclui procedimentos para descrever como concentrações de CO₂, precipitação, temperatura e umidade interferem no crescimento das plantas, na evapotranspiração e na geração de vazões, entre outras variáveis, e investigações que envolvem impactos relativos às alterações climáticas (ABBASPOUR *et al.*, 2009).

Portanto, o modelo permite que um número distinto de processos físicos sejam simulados no ambiente da bacia hidrográfica com o objetivo de avaliar os impactos provenientes das alterações no uso do solo sob diferentes variáveis do ciclo hidrológico, escoamento superficial, escoamento subterrâneo, produção de sedimentos, nutrientes e qualidade da água (SOUZA *et al.*, 2009). Segundo Neitsch *et al.*, (2009a), as equações do modelo SWAT buscam descrever as interações e o comportamento das variáveis no ciclo da água e os efeitos dessa relação nos processos ambientais na bacia hidrográfica.

A alimentação do modelo SWAT é feita com informações de fácil acesso, disponíveis em bancos de dados públicos de agências governamentais. O modelo é computacionalmente eficiente e permite simular os efeitos em longos períodos (>100 anos) de forma contínua e discretizada (MACHADO, 2002). Isso possibilita a percepção dos impactos ambientais que só são possíveis de serem avaliados após longos períodos de tempo. Assim, o modelo apresenta inúmeras possibilidades de simulação de cenários, podendo realizar análises qualitativas e ou quantitativas (UZEIKA, 2009). O SWAT requer informações específicas sobre clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e das práticas de gerenciamento do solo que são efetivas ao longo da bacia de interesse. Esse conjunto de variáveis constitui bases importantes no processo de modelagem para fidelidade na descrição dos fenômenos hidrológicos que ocorrem na bacia. Com esses atributos, o modelo se torna indicado para simular os processos físicos associados ao movimento da água, ao movimento dos sedimentos, ao crescimento da vegetação, ao ciclo de nutrientes, entre outros (NEITSCH *et al.*, 2009a).

Entretanto, devido à grande quantidade de variáveis utilizadas pelo SWAT, esse fator pode ser inicialmente visto como uma desvantagem ou um dificultador. Porém, para bacias com pouco ou nenhum monitoramento e, devido às dificuldades na calibração dos modelos, quanto melhor o detalhamento dos fenômenos envolvidos, maior será a garantia da obtenção de bons resultados no processo de modelagem (LUBITZ, 2009).

As variáveis básicas de entrada do modelo SWAT são séries históricas de precipitação, radiação solar, temperaturas (máxima, média e mínima), velocidade do vento e umidade relativa do ar. Além disso, o modelo também requer como entrada, planos de informações contendo os usos e a cobertura vegetal, hidrografia, unidades pedológicas (mapa de solos), e modelo digital do terreno (MDT). O esquema da hierarquização dos dados de entrada e os procedimentos básicos para o funcionamento do modelo SWAT são apresentados na Figura 1.

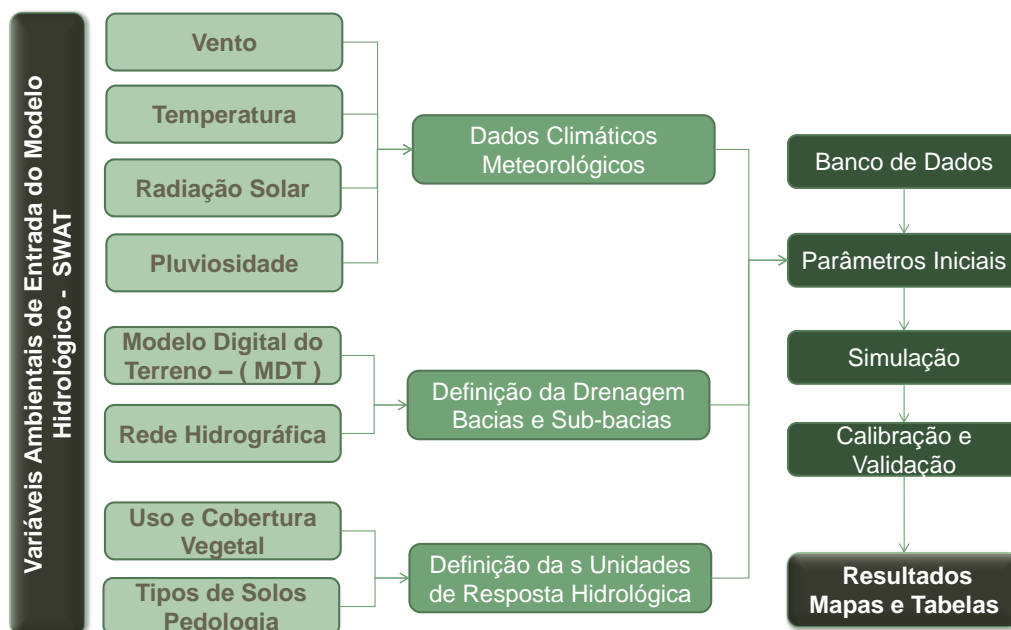


Figura 1 – Fluxograma de funcionamento do modelo SWAT.
 Fonte: NEITSCH *et al.*,(2009a).

De acordo com Neitsch *et al.* (2009b) o modelo está dividido em oito componentes principais sendo destacados a hidrologia, clima, sedimentação, temperatura do solo, crescimento da vegetação, nutrientes, pesticidas e práticas agrícolas.

Devido à característica do modelo em representar a heterogeneidade dos fatores que influenciam o comportamento hidrológico e de considerar a variabilidade espacial e temporal dos elementos que compõem a bacia hidrográfica, o modelo permite estudar a variabilidade do comportamento físico em diferentes partes do sistema. Desse modo, o modelo SWAT divide a bacia em sub-bacias baseado no Modelo Digital do Terreno representando as condições topográficas de declive e do relevo, associando informações pedológicas e sobre o uso e a cobertura vegetal. Dessa maneira, o modelo mantém os parâmetros espacialmente distribuídos na bacia como um todo e com características homogêneas. As sub-bacias são divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU, do inglês *Hydrological Response Units*). Essas unidades representam as compartimentações hidromorfológicas, configuradas tecnicamente como unidades estratégicas de gestão com possibilidade de subdivisão em centenas a milhares de células, representando uma sub-bacia, microbacia ou uma pequena área. Portanto, essa compartimentação reflete adequadamente os fluxos de energia e as interações que governam os fenômenos hidrológicos, pois reúnem combinações únicas de uso do solo, cobertura vegetal, classes de solo e declividade, o que possibilita o modelo refletir diferenças localizadas na vazão, escoamento superficial, percolação, fluxo lateral sub-superficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração, dentre outras condições

hidrológicas para diferentes usos e solos. Assim, segundo Arnold *et al.* (1998), essas características podem aumentar a precisão das predições e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia.

Contudo, as HRU não interagem entre si, sendo que as respostas de cada HRU como escoamento, vazão, sedimentos e nutrientes são calculadas separadamente e então somadas para encontrar a carga total da sub-bacia. A cada sub-bacia deve ser associado um canal de escoamento. A criação das HRU pode ser controlada, sendo possível criar HRU únicas para cada sub-bacia a partir da combinação de características dominantes do relevo, pedologia e cobertura do solo, ou ainda, a criação de HRU múltiplas, a partir de limiares estabelecidos pelo pesquisador.

As simulações hidrológicas modeladas pelo SWAT na bacia são destacadas em duas fases:

- I. fase terrestre do ciclo hidrológico, a qual controla a quantidade de água, de sedimentos, de nutrientes e pesticidas carregadas para o canal principal em cada sub-bacia;
- II. fase de propagação da água no ciclo hidrológico, a qual pode ser definida como o movimento de água, de sedimentos, de nutrientes e de pesticidas através da rede de canais da bacia hidrográfica para a saída.

O modelo SWAT representa o balanço hídrico localmente considerando a divisão espacial das HRU. Assim, elas são empregadas como a base de cálculo para o balanço hídrico. Deste modo, os processos para a modelagem do ciclo hidrológico incluem a simulação da vazão, escoamento superficial, escoamento sub-superficial, evaporação, infiltração, absorção de água pelas plantas, fluxo lateral e percolação para os aquíferos profundos e superficiais.

Sinteticamente os processos básicos relacionados à geração de vazões do modelo SWAT podem ser visualizados no fluxograma da Figura 2.

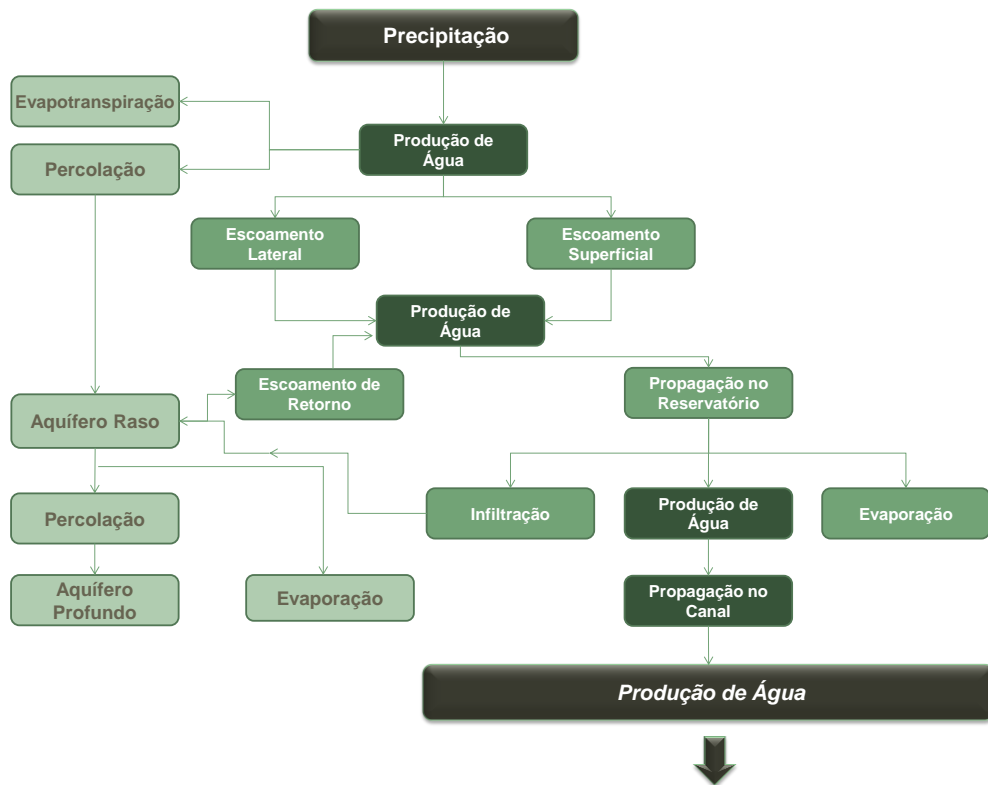


Figura 2 – Fluxograma da produção de água modelada pelo SWAT.
 Fonte: Modificado de KING *et al.* (1996).

A equação no modelo SWAT que determina a produção de água superficial na bacia hidrográfica é baseada na formulação do balanço hídrico expressa na Equação 1:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (1)$$

na qual SW_t é a quantidade final de água no solo, t é o tempo (dias), R_i é a precipitação (mm), Q_i é o escoamento superficial (mm), ET_i é a evapotranspiração (mm), P_i é a percolação (mm), e QR_i é o fluxo de retorno (mm).

O modelo SWAT oferece três métodos para o cálculo da evapotranspiração potencial: Hargreaves, Priestley-Taylor e Penman-Monteith. O método escolhido é o Penman-Monteith (1965) que melhor se adaptou às condições da bacia devido à disponibilidade das informações. Ele requer séries históricas de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento sendo expressa pela Equação 2:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (2)$$

na qual λE é a densidade do fluxo de calor latente ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), E é a taxa de evaporação profunda (mm d^{-1}), Δ é a rampa da curva pressão-temperatura do vapor de saturação, de/dT ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), H_{net} é a radiação líquida ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), G é a densidade do fluxo de calor à superfície ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), ρ_{air} é a densidade do ar (kg m^{-3}), c_p é o calor específico à pressão constante ($\text{MJ kg}^{-1} ^\circ\text{C}^{-1}$), e_z^0 é a pressão do vapor de saturação do ar à altura z (kPa), e_z é a pressão do vapor de água do ar à altura z (kPa), γ é a constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), r_c é a resistência do dossel vegetativo (s m^{-1}), e r_a é a resistência de difusão da camada de ar (s m^{-1}).

Devido ao fato desse método incorporar um número maior de variáveis, ele oferece melhores resultados, por isso, foi escolhido para todas as simulações. Neste trabalho é observado o uso de dados horários, pois médias diárias podem não refletir a realidade das distribuições diurnas de velocidade do vento, umidade e radiação, haja vista que o cálculo da evapotranspiração potencial através da equação de Penman-Monteith faz melhores estimativas nestas condições (NEITSCH *et al.*, 2009b).

Para o cálculo da evapotranspiração atual toda a água armazenada no dossel é removida, sendo a demanda evaporativa remanescente dividida entre a vegetação e o solo. Por padrão, quando há evaporação do solo, o SWAT faz a distribuição entre as camadas, de forma que, 50% da demanda evaporativa seja extraída dos primeiros 10 mm do solo e 95% seja extraída dos primeiros 100 mm. No modelo SWAT um coeficiente de compensação de evaporação do solo, *ESCO*, permite a alteração dessa distribuição entre as camadas para que se possa extrair maior demanda evaporativa das camadas mais profundas do solo.

O cálculo do escoamento superficial é obtido através do método Curva Número (CN) (USDA-SCS, 1972), baseado no parâmetro CN, permitindo determinar a retenção superficial potencial. O valor de CN é uma função do grupo hidrológico e do uso e da ocupação do solo. O escoamento superficial é expresso pela Equação 3:

$$Q = \frac{(P - 0,2.S)^2}{P + 0,8.S} \quad (3)$$

na qual Q é o escoamento superficial diário (mm), P é a precipitação diária em (mm) e S é a retenção potencial na superfície do solo (mm). Esta expressão é válida para $P \geq 0,2S$.

2.6 Aplicações do modelo *Soil and Water Assessment Tool*

Trabalhos envolvendo o modelo SWAT e a simulação de diferentes cenários de uso e ocupação do solo ainda são restritos. A nível mundial vários estudos estão sendo realizados para simular, analisar e quantificar os impactos das mudanças do uso da terra nos processos hidrológicos e ambientais. A modelagem tem sido a principal ferramenta para realizar esses estudos, trazendo resultados satisfatórios, com constantes aprimoramentos. Assim, na última década, alguns dos trabalhos envolvendo modelagem e análise dos impactos futuros, decorrentes das mudanças do uso do solo e os reflexos nos recursos hídricos foram realizados a âmbito nacional e são descritos a seguir.

Lino (2009) utilizou o modelo SWAT para simular cinco diferentes cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Preto, localizada em Santa Catarina. Os objetivos foram verificar os efeitos mediante a mudança de uso e cobertura do solo bem como da operação dos reservatórios na dinâmica hidrossedimentológica. Os cenários simulados foram: Cenário 1 - uso e cobertura atual; Cenário 2 - mata nativa; Cenário 3 - agricultura; Cenário 4 reflorestamento; e Cenário 5 - uso e cobertura atual sem reservatórios. Os resultados mostraram que, o Cenário 3 (agricultura) apresentou taxas maiores de escoamento superficial, vazão e produção de sedimentos. E o maior impacto na redução do escoamento superficial e da produção de sedimentos foi verificado através da substituição do uso e cobertura atual do solo (Cenário 1) pela mata nativa (Cenário 2).

Outro estudo em que se utilizou do SWAT foi desenvolvido por Blainski *et al.* (2010), para a simulação de diferentes cenários de uso. O autor avaliou a influência das atividades agrícolas sobre a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Rio Araranguá no estado de Santa Catarina. Os cenários simulados foram: uso atual, com predominância da rizicultura nas áreas agrícolas, substituição da agricultura por reflorestamento; e remoção da cobertura vegetal das áreas agrícolas. Os resultados demonstraram que a vazão média diária anual foi maior no cenário com solo exposto, sendo esse aumento atribuído à redução da infiltração de água no solo e ao aumento do escoamento superficial. Entretanto, apesar desses resultados, esse cenário foi o que teve o maior o número de dias em que a vazão diária simulada (Q_{sim}) permaneceu abaixo da mínima em 95% do tempo (Q_{95}). O cenário com reflorestamento apresentou a menor ocorrência de Q_{sim} inferior a Q_{95} , sugerindo uma menor regularização de vazão ao longo do ano.

Machado (2002), realizou uma análise envolvendo cenários alternativos, através da aplicação do modelo SWAT para simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, em Piracicaba - SP. Dois cenários foram simulados: Cenário 1 - o uso atual foi mantido em uma faixa de mata ciliar de 30 m em toda a extensão dos cursos d'água e de 50 m ao redor das nascentes, de acordo com o Código Florestal; Cenário 2 - como as pastagens ocupavam 30,9 % da área da bacia, nas encostas mais íngremes, com alto potencial erosivo, as áreas de pastagem foram substituídas por vegetação florestal. As simulações dos dois cenários foram comparadas com as condições do cenário atual em termos de produção de sedimentos. Como resultado obteve-se uma redução de 94,0 % na produção de sedimentos com a substituição da pastagem por vegetação nativa (Cenário 2). No Cenário 1, a redução foi de 10,8 %.

Estudos realizados por Blainski *et al.* (2010), na bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, Santa Catarina, tiveram como objetivo avaliar a distribuição da produção de sedimentos e vazão para diferentes cenários agrícolas. Os cenários estudados foram uso atual, reflorestamento com mata nativa, agricultura - plantio convencional e agricultura - plantio direto. Os resultados obtidos demonstraram que o cenário reflorestamento apresentou as menores perdas de solo por erosão hídrica. Em cenários de cultivo agrícolas, sob plantio convencional e agricultura sob plantio direto, as perdas de solo aumentaram consideravelmente. Os cenários de uso atual e reflorestamento com mata nativa apresentaram maiores vazões médias anuais do que os cenários agricultura - plantio convencional e agricultura - plantio direto.

Durães (2010), em seu trabalho, caracterizou e avaliou o estresse hídrico na bacia do Rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos do uso e ocupação do solo, utilizando o SWAT modelo hidrológico distribuído. Dentre os cenários simulados, ele considerou as condições primitivas em termos de uso do solo, reconhecendo a existência de apenas dois biomas Mata Atlântica e Cerrado. E no cenário de uso atual ele considerou as outorgas de usos da água contabilizadas e o volume total de água outorgado, retirando esse valor da vazão calibrada pelo modelo. Foi verificado no cenário de condições primitivas, biomas Mata Atlântica e Cerrado, que o comportamento da bacia tendeu a um aumento em termos de produção de água e à redução do escoamento superficial em 382%, comparado com o cenário atual de uso.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Neste capítulo, há uma breve descrição da área de estudo, a partir da caracterização da bacia hidrográfica do rio Pará e sua localização, destacando-se as suas principais características ambientais, físicas, climáticas e morfológicas, bem como a caracterização dos detalhes geomorfológicos e litoestatigráficos, além dos domínios fitogeográficos que compõem a bacia.

3.1 Localização

A bacia hidrográfica do Rio Pará está localizada na porção centro-oeste de Minas Gerais. Suas cabeceiras estão situadas na Serra das Vertentes, próximas ao povoado de Hidelbrando, município de Resende Costa – MG; adjacente ao divisor norte da cabeceira do Rio Brumado. A área da bacia tem uma extensão de 12.300 Km² apresentando uma altitude média de 800 m. O talvegue apresenta extensão total de cerca de 210 km, desenvolvendo-se desde a altitude 600 metros até 1340 metros. A bacia insere como uma das áreas mais importantes que compõem a cabeceira da bacia do Rio São Francisco da qual é afluente pela margem direita. O clima é caracterizado por um regime tropical austral que abrange 38 municípios. A bacia está situada na posição geográfica do retângulo envolvido pelas coordenadas UTM, Fuso 23, Hemisfério Sul, Sistema Geodésico SAD 69 (South American Datum 1969), E=458.351,58m e N=7.876.171,74m e E=580.954,69m e N=7.699.462,22m. Na Figura 3 é apresentado um mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Pará – MG.

mês mais seco é inferior a 60 mm e também inferior a $100-P/25$, sendo P a precipitação média anual. Este clima predomina na região norte da bacia.

- **Cwa** - Clima temperado chuvoso (mesotérmico com inverno seco e verão chuvoso). A temperatura do mês mais frio é inferior a 18° e do mês mais quente superior a 22° C. O mês mais seco tem precipitação inferior à décima parte da precipitação do mês mais chuvoso. Este tipo de clima é predominante na bacia hidrográfica do Rio Pará, existente em toda a grande área central.
- **Cwb** – Clima temperado chuvoso (mesotérmico), também chamado subtropical de altitude. Difere do tipo de clima Cwa unicamente por ser a temperatura do mês mais quente inferior a 22° C, tendo, portanto, verão fresco. Esse tipo de clima predomina na região sul da bacia.

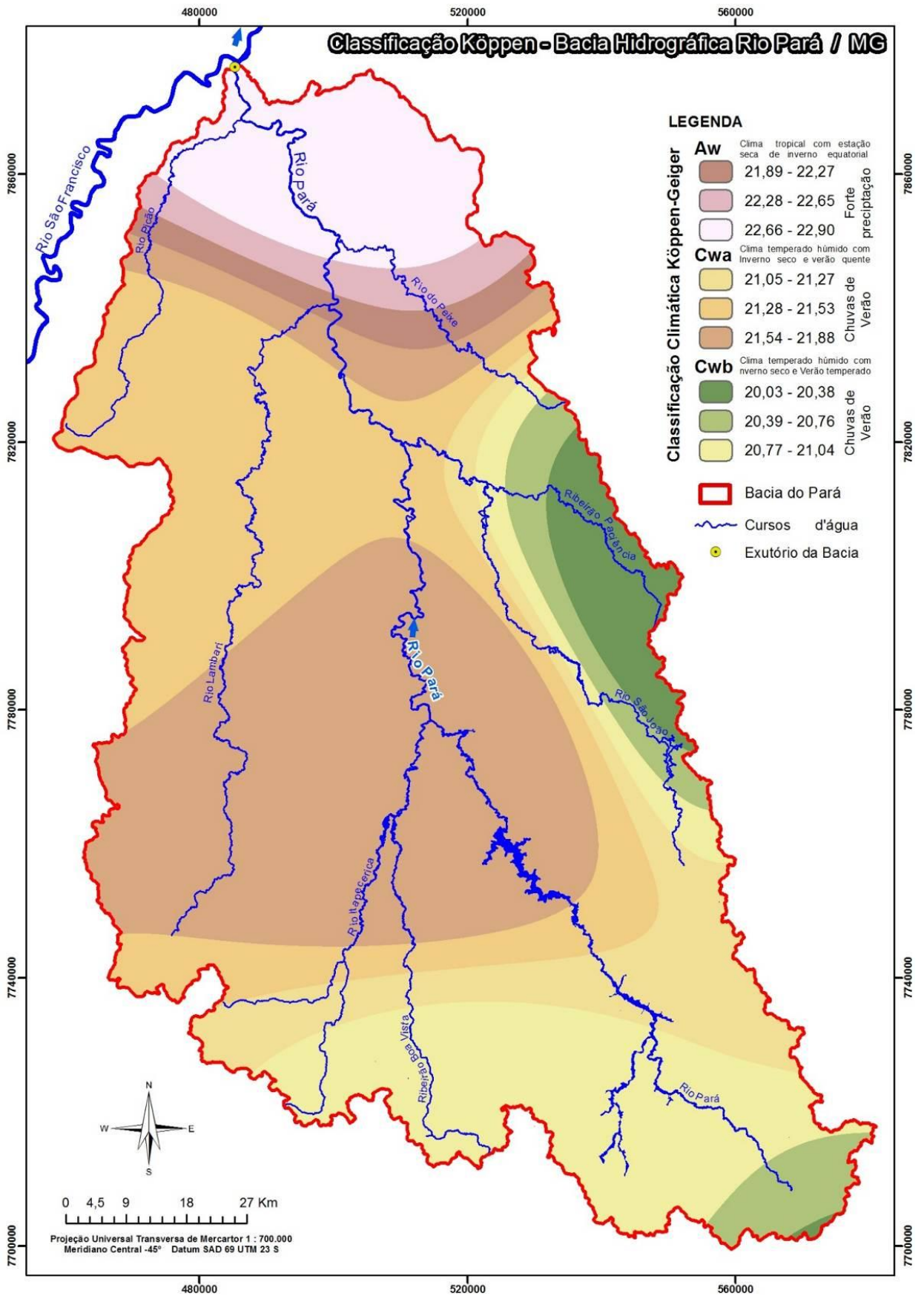


Figura 4 – Classificação climática de Köppen predominantes na bacia do Rio Pará – MG.

3.3 Geomorfologia

A drenagem principal da bacia do Rio Pará possui uma antiguidade expressiva, conforme atestam as numerosas gargantas de superimposição, através das quais os cursos d'água cortam transversalmente estruturas dobradas e truncadas por erosão. Essas estruturas foram expostas pela atuação de processos erosivos em períodos geológicos mais recentes, em decorrência da formação generalizada de amplas depressões-vales. Somente depois de consolidar essa etapa da evolução do relevo regional é que se configurou uma topografia marcadamente condicionada por dobramentos pré-cambrianos (ALMEIDA, 1977; CETEC 1983a).

A bacia está localizada na porção meridional do Cráton São Francisco, em complexos metamórfico, composta por terrenos granito-gnáissicos arqueana, sucessões do tipo *greenstone belt* arqueanas, rochas metassedimentares paleoproterozóicas e coberturas sedimentares plataformais neoproterozóicas (CPRM, 2010). Na Figura 5 são apresentadas as feições geológicas e os detalhes litoestruturais geomorfológicos na área da bacia do rio Pará.

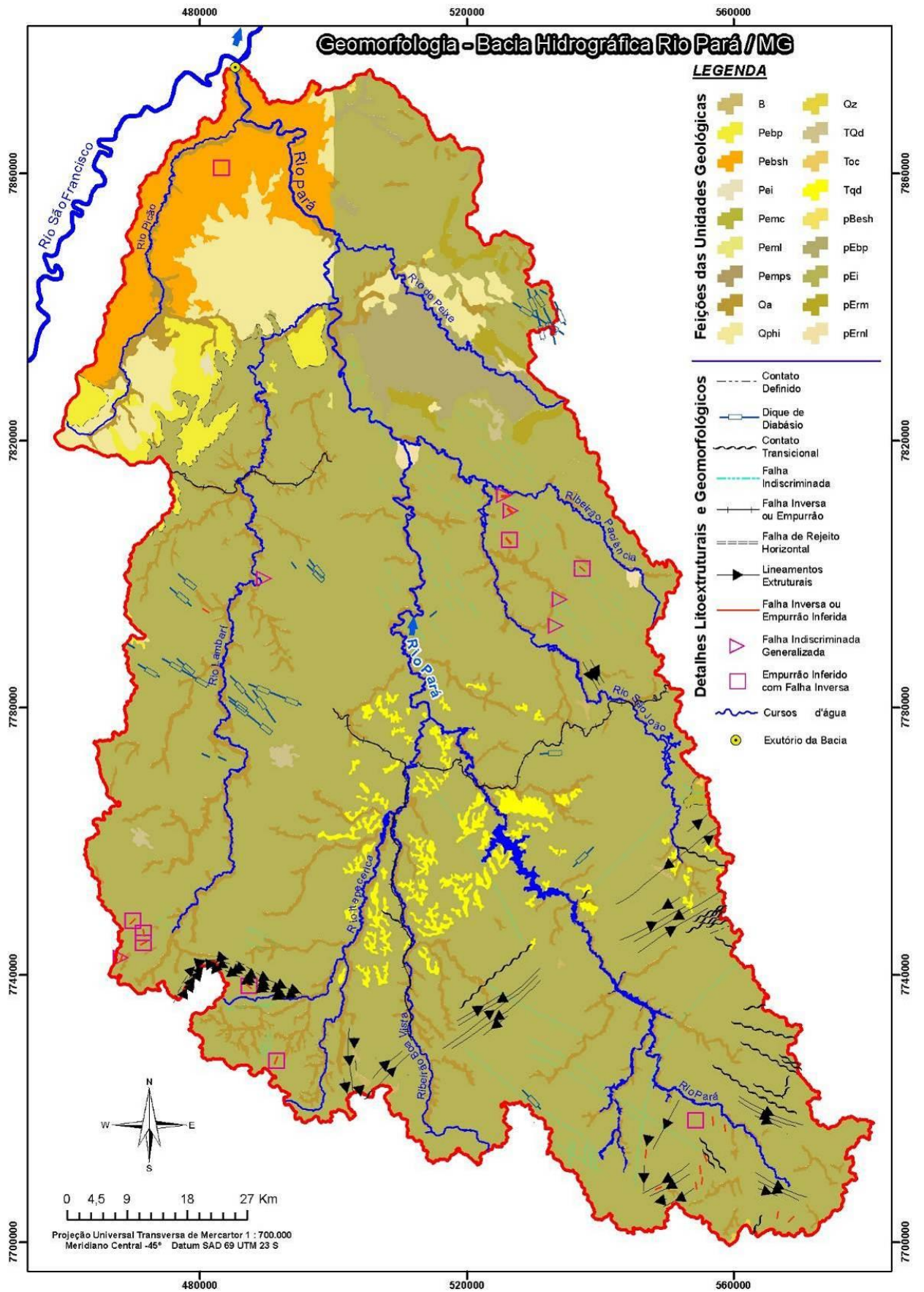


Figura 5 – Geomorfologia e litoestatigrafia da bacia hidrográfica do Rio Pará – MG.

3.4 Pedologia

As classes de solos presentes na bacia do rio Pará são bastante diversificadas por causa dos processos que produzem as modificações que ocorrem no solo devido à atuação dos fatores de formação do solo. A ação mais ou menos pronunciada de um ou mais desses processos gerais conduz aos chamados processos específicos de formação do solo. São caracterizados como processos específicos de formação de solos, aqueles em que ocorre atuação destacada de um ou mais dos processos gerais de adição, remoção, translocação ou transformação de formação do solo. Os principais processos mais intensos predominantes na bacia e específicos de formação do solo são: latossolização, argissolização, hidromorfismo e a salinização.

Dentre estes principais processos segundo o (CETEC, 1983a) na bacia do rio Pará ocorrem às associações descritas a seguir acompanhadas pelas características técnicas dos grupamentos de solos da bacia hidrográfica de acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos (EMBRAPA, 2006):

Associação de solos aluviais eutróficos + solos hidromórficos, relevo plano: Por definição, esses solos se desenvolvem apenas nas planícies aluvionais, em depósitos recentes de origem fluvial. Na parte central da bacia, os solos aluviais, por oferecerem melhor condição de umidade, são um dos mais importantes para a região, não só pelo uso com diversas culturas sob irrigação como, também, pelas culturas anuais, como milho, feijão e áreas de pastagens. É importante ressaltar que esses solos, pelos terrenos que ocupam, estão sujeitos a riscos de inundação. Predominantemente, a ocorrência desta unidade pedológica encontra-se restrita às margens de cursos d'água, formando faixas mais ou menos estreitas e, algumas vezes, descontínuas (CETEC, 1983a).

I - Solos Aluviais

Compreendem solos pouco desenvolvidos, planos, resultantes de deposições fluviais recentes, e apresentam apenas um horizonte superficial A diferenciado sobre camadas estratificadas, sem que haja entre elas qualquer relação pedogenética. As características morfológicas variam muito, principalmente em função das naturezas dos sedimentos depositados, apresentando-se sob diferentes aspectos com relação à textura, coloração, estrutura e consistência (EMBRAPA, 2006).

Associação de cambissolos + argissolos e solos litólicos de relevo ondulado: Os cambissolos predominantes na unidade pedológica da bacia destacam-se por apresentarem

solos pouco profundos ou rasos com grande pedregosidade superficial, constituída predominantemente por cascalhos, calhaus e matações de quartzo que, na maioria das vezes, se encontram distribuídos apenas na superfície do solo. Em virtude de ocorrerem em regiões mais secas, em terrenos bem drenados, a vegetação original é do tipo cerrado arbustiva aberta, com algumas áreas de afloramento rochoso cobertura pouco efetiva no provimento de matéria orgânica naturalmente adicionada ou incorporada ao solo, resultando no desenvolvimento de um horizonte A, de pouca espessura, geralmente claro, com teor de carbono relativamente baixo (CETEC, 1983a).

II -Cambissolos

São solos que apresentam horizonte B incipiente (horizonte câmbico) subjacente a um horizonte A proeminente, moderado ou fraco, ou A chernozêmico, neste caso, sobrejacente a um B incipiente com saturação com bases inferior a 50% ou, ainda, os solos que não apresentam horizontes diagnósticos e outros que não apresentam horizontes A turfoso ou proeminente (EMBRAPA, 2006).

Associações de latossolo + cambissolo, distrófico e húmicos, e álico de relevo ondulado:

Estes solos são geralmente profundos, permitindo ótima retenção de umidade e ocorrem normalmente em relevo plano, nos topos aplainados e dissecados interioranos. Os latossolos na região da bacia apresentam diferentes gradações e, muitas vezes, a diferença entre eles são bastante sutis, sendo necessário a descrição de perfis e em alguns casos, análise física (CETEC, 1983a).

III- Latossolos

São solos altamente intemperizados, profundos e bem drenados, constituídos predominantemente por sesquióxidos, minerais de argila do tipo 1:1 (caulinita) e quartzo. Os óxidos de ferro livres contribuem para a agregação das partículas de silte e argila, fazendo com que esses solos sejam bem arejados e friáveis, com ótimas propriedades físicas. Entretanto, a baixa atividade das argilas silicatadas e dos óxidos de ferro fazem com que sejam, em geral, deficientes em nutrientes. O perfil do solo apresenta seqüência de horizontes A, B e C com pequena diferenciação entre eles. A textura pouco varia com a profundidade, uma vez que não apresenta horizonte sub-superficial de acúmulo de argila. Estes solos são divididos em subclasses, de acordo com a cor e o teor de Fe_2O_3 , textura do horizonte B,

caráter álico e saturação com bases. De modo geral são pobres em nutrientes e ricos em alumínio, com exceção do LR-e. A Capacidade de Troca Catiônica - CTC³ é baixa nos Latossolos vermelho amarelos de textura média (LV-1, LV- 2, LV- 3 e LV- 4) e moderada a alta nos demais (EMBRAPA, 2006).

Associações de argissolos + solos litólicos, distróficos e álicos com relevo ondulado:

Compreendem solos de propriedades heterogêneas, de drenagem boa à moderada e variam de muito profundos a rasos. Ocupam situações topográficas com relevo suave ondulado e fortemente ondulado, respectivamente. O relevo mais suave, encontra-se nos topos; já os de relevo fortemente ondulado ocorrem nas encostas e feições dissecadas, em áreas com sedimentos pouco espessos sobre rochas diversas (CETEC, 1983a).

IV - Solos Argissolos

São solos com horizonte B textural, não hidromórficos, com individualização clara de horizontes decorrente da acentuada diferença em textura, cor e estrutura, tendo seqüência de horizontes A (A1, A2 e/ou A3), Bt e C, normalmente com transição abrupta ou clara do horizonte A para o Bt. São moderadamente profundos a profundos, com cores desde vermelho até amarelo no horizonte Bt. Geralmente a textura varia bastante em profundidade devido à presença de um horizonte subsuperficial de acúmulo de argila. De modo generalizado ocorrem em relevo ondulado dissecado, textura variável desde média até argilosa ou muito argilosa, profundidade efetiva desde moderada até muito alta, pedregosidade ausente exceto no PV-6, drenagem moderada ou boa. As características químicas são muito variadas, sendo em geral pobres em nutrientes, apresentando baixa saturação com alumínio no horizonte A e alta no horizonte B. A unidade PE é a única que apresenta boas condições para todos os parâmetros químicos considerados (EMBRAPA, 2006).

Associação de solos litólicos + cambissolos e afloramentos de rocha com relevo ondulado

a montanhoso: Trata-se de solos de drenagem imperfeita, profundidade efetiva geralmente pequena, com ou sem pedregosidade superficial. Estes solos são rasos, pouco evoluídos, com horizonte superficial A ausente diretamente sobre a camada R (rocha consolidada). Ocupam várias situações topográficas, sendo comuns nas áreas movimentadas, serras e serrotes,

³ A capacidade de troca catiônica (CTC) refere-se a quantidade total de cátions que um solo, ou algum de seus constituintes, pode adsorver e trocar a um pH específico. E a capacidade de partículas sólidas trocarem íons positivamente carregados com uma solução presente no solo. Esta capacidade é utilizada como uma medida de fertilidade nos solos, ou seja, a capacidade de retenção de nutrientes.

encostas de vales e, menos frequentemente, em áreas aplainadas, e se originam de rochas diversas, como gnaisses, granitos, micaxistos e quartzitos, entre outras (CETEC, 1983a).

V - Solos Litólicos

A principal característica desses solos é a pequena espessura do “solum” (inferior a 40 cm) e a ausência ou pequena expressão de horizonte diagnóstico de subsuperfície. Apresentam horizonte A diretamente em contato com a rocha (A, R), sobre horizonte C de pequena espessura (A, C, R) ou sobre horizonte B incipiente. Devido a sua imaturidade, apresentam geralmente teores elevados de minerais primários menos resistentes ao intemperismo e minerais de argila do grupo das esmectitas, proporcionando altos valores de capacidade de troca de cátions. A textura é bastante variada e estreitamente relacionada com a natureza do substrato. São bastante limitados para atividades agrícolas, principalmente devido à pequena espessura do perfil que restringe o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Apresentam um relevo acidentado, que é outro agravante à suas utilizações agrícolas por dificultar as atividades mecanizadas (EMBRAPA, 2006).

Estas formações, de forma mais resumida, podem ser observadas na Figura 6.

3.5 Domínios fitogeográficos

A cobertura vegetal predominante na sub-bacia é típica do bioma cerrado, caracterizada pela existência de um estrato arbustivo com árvores espaçadas, retorcidas, em geral dotadas de cascas grossas e suberosas e de raízes profundas e pela existência de um estrato herbáceo-graminoso (OLIVEIRA FILHO, 2006). Entretanto, essa vegetação encontra-se, em grande parte, perturbada e degradada pela atividade pastoril, que é praticada de forma extensiva. Outro fator de degradação da vegetação é a ocupação urbana, mediante parcelamento do solo. Observa-se ao longo de alguns cursos d'água e de vários trechos às margens do talvegue do Rio Pará formações de matas galerias (SCOLFORO *et al.*, 2006).

Os atributos constituintes da paisagem na bacia desse rio são marcados por faixas fitogeográficas reveladas por grande biodiversidade devido ao processo evolutivo e da relação intrínseca com a evolução geológica.

4 METODOLOGIA

Este trabalho compreende a aplicação do modelo hidrológico SWAT para a simulação de diferentes cenários no ambiente da bacia hidrográfica do Rio Pará. Assim, o modelo foi alimentado com as variáveis físicas e climáticas que representam as condições ambientais da bacia. Em seguida, foi realizada a análise de sensibilidade pelo método LH-OAT (sub-seção 2.4.1), sendo então o modelo calibrado e validado usando dados observados representando as condições reais do comportamento hidrológico e avaliada a eficiência da modelagem através de métodos estatísticos de COE e CMR (sub-seção 2.4.3). Após essas etapas, foi realizada a simulação de quatro cenários de uso e ocupação do solo por meio da transformação das informações de uso e ocupação do solo atual em cenários de cobertura original e de reflorestamento com espécies de eucalipto em diferentes unidades pedológicas.

As etapas da metodologia do trabalho proposto estão ilustradas na Figura 7, sendo descritas e explicadas em seguida.

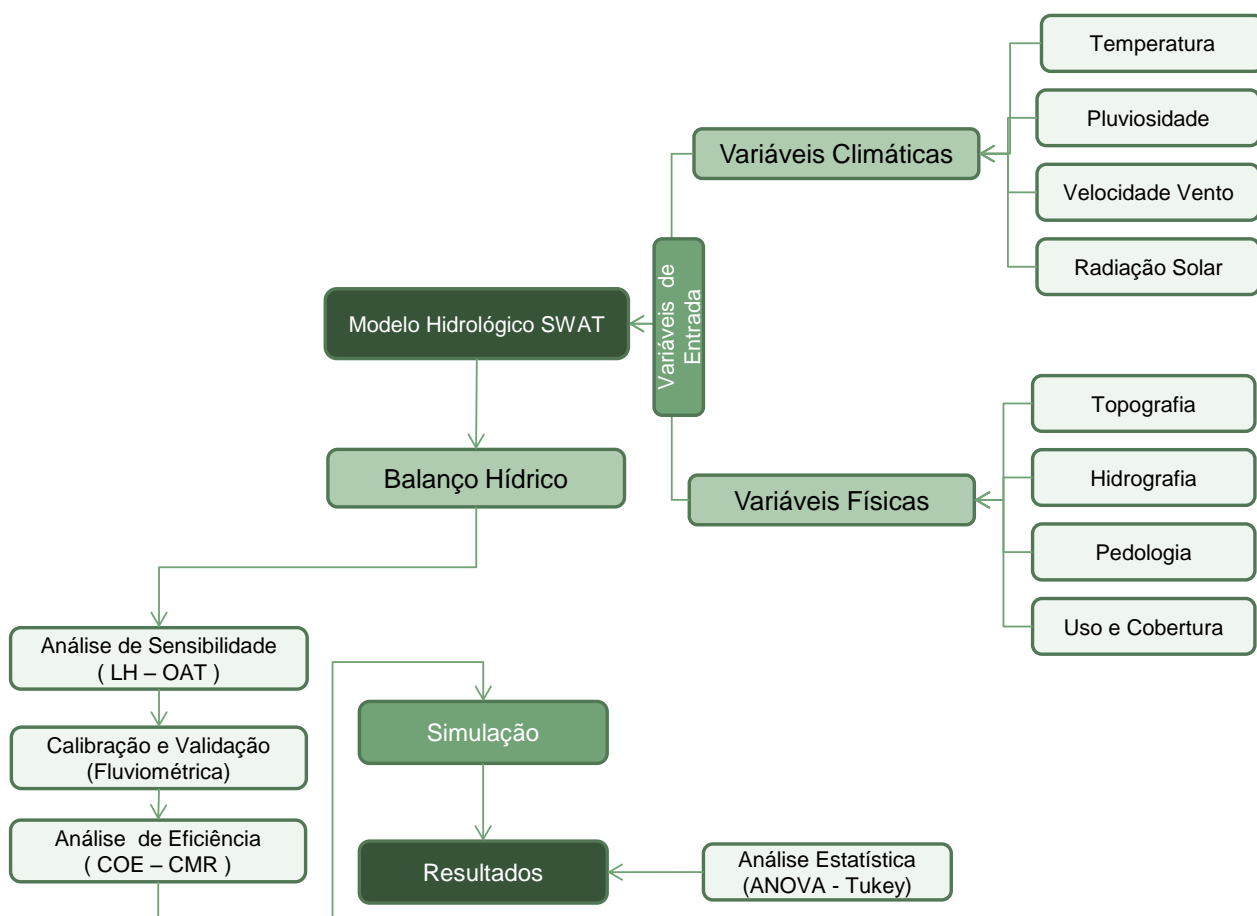


Figura 7 – Fluxograma das etapas do trabalho.

4.1 Variáveis de entrada do modelo

Conforme abordado na Seção 2 – Sub-Seção 2.6, para a utilização do modelo hidrológico SWAT são necessários dados de entrada correlacionados com as características físicas e climáticas da bacia hidrográfica. Esses dados de entrada são inseridos com o auxílio da plataforma de geoprocessamento ESRI-ArcInfo® (Sistema de Informações Geográficas – SIG). Esses dados são organizados em planos de informações espaciais em formato *raster* (mapas) e dados tabulares que são usados como variáveis de entrada para as equações do modelo SWAT.

Os dados de entrada necessários para alimentar o modelo SWAT compreendem informações que representam as características físicas da bacia relativas à topografia, rede de drenagem, tipos de solos (pedologia) e cobertura vegetal. Além disso, o modelo também, requer informações climáticas com localização geográfica das estações meteorológicas com series históricas diárias ou sub-diárias sobre o clima. Esse conjunto de dados compreende séries de precipitação, temperatura máxima, média e mínima, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar.

Esses dados são adquiridos e formatados, para realização da etapa subsequente da calibração e a validação considerando dados das condições reais do comportamento hidrológico da bacia do rio Pará.

4.1.1 Variáveis climáticas

A base de dados meteorológicos utilizados na alimentação do modelo SWAT é constituída pelas variáveis climáticas de radiação solar (Kj/m^2), precipitação pluviométrica (mm), temperaturas máxima, média e mínima ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m/s). Os dados climatológicos utilizados no trabalho foram cedidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET nos termos do convênio nº D05/081/2008, de seis de novembro de 2008.

As estações de monitoramento climático geradoras dos dados hidrometeorológicos, fontes dos dados sub-diários de radiação solar, precipitação, pluviométrica, temperaturas máxima, média e mínima, umidade relativa média do ar e velocidade média do vento, estão localizadas na área geográfica de influência da bacia hidrográfica do Rio Pará e em suas proximidades. O INMET forneceu dados de 15 estações, cujas posições geográficas estão relacionadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Estações de monitoramento hidrometeorológicas

| Estação | Altitude (m) | Latitude S | Longitude W |
|------------------|--------------|------------|-------------|
| Bom Despacho | 695,00 | 19° 43' | 45° 22' |
| Divinópolis | 788,35 | 20° 10' | 44° 52' |
| Florestal | 748,76 | 19° 52' | 44° 25' |
| Oliveira | 966,50 | 20° 41' | 44° 49' |
| Pompeu | 690,91 | 19° 13' | 45° 00' |
| Barbacena | 1126,00 | 21° 15' | 43° 46' |
| Lavras | 918,84 | 21° 45' | 45° 00' |
| Patos de Minas | 940,28 | 18° 31' | 46° 26' |
| Ouro Branco | 1072,17 | 20° 30' | 43° 42' |
| Belo Horizonte | 915,00 | 19°56' | 43° 56' |
| Bambuí | 661,27 | 20° 02' | 46° 00' |
| Curvelo | 672,00 | 18° 45' | 44° 27' |
| Ibirité | 814,54 | 20° 01' | 44° 03' |
| Sete Lagoas | 732,00 | 19° 28' | 44° 15' |
| São João Del Rei | 991,00 | 21° 18' | 44° 16' |

Fonte: INMET

A partir dessa rede de monitoramento foram obtidos os dados climatológicos, meteorológicos e hidrológicos utilizados como entrada do modelo e na obtenção do conjunto de parâmetros climáticos. As séries históricas requeridas pelo modelo são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Média da série histórica entre 1980 a 2012, dos parâmetros climáticos para a bacia hidrográfica do Rio Pará requeridos pelo modelo SWAT.

| Parâmetro | Jan | Fev | Mar | Abr | Mai | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez |
|-----------|-------|--------|--------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|--------|
| TMPMX | 31 | 28,8 | 28,4 | 31,2 | 29 | 27,5 | 27,2 | 28,6 | 30,5 | 31,4 | 30,6 | 29,4 |
| TMPMN | 19,9 | 18,5 | 16,2 | 18,1 | 15,1 | 12,1 | 11,4 | 13,3 | 13,3 | 18,2 | 19,4 | 19,8 |
| TMPSTDM | 3,4 | 9 | 9,6 | 2,5 | 2,4 | 2,2 | 3,2 | 3,3 | 3,5 | 3,7 | 3,8 | 3,3 |
| TMPSTDMN | 1,1 | 5,4 | 7,4 | 2,6 | 2,8 | 2,4 | 2,5 | 2,6 | 6,3 | 2,5 | 1,9 | 1,4 |
| PCPMM | 269,2 | 185 | 223,5 | 48 | 30,5 | 8,7 | 16 | 17,3 | 290,9 | 70,4 | 120,3 | 232,8 |
| PCPSTD | 19,44 | 15,22 | 22,19 | 10,48 | 10,68 | 7,81 | 7,58 | 9,27 | 25,84 | 11,58 | 12,54 | 13,41 |
| PCPSKW | 1,754 | 1,537 | 1,043 | 1,706 | 1,413 | 2,690 | 2,456 | 1,732 | 0,131 | 2,462 | 1,459 | 1,518 |
| PR_W1 | 0,271 | 0,244 | 0,203 | 0,134 | 0,103 | 0,047 | 0,053 | 0,052 | 0,09 | 0,17 | 0,259 | 0,287 |
| PR_W2 | 0,711 | 0,722 | 0,603 | 0,355 | 0,19 | 0,273 | 0,4 | 0,308 | 0,739 | 0,467 | 0,611 | 0,783 |
| PCPD | 15,2 | 13,2 | 10,5 | 5,2 | 3,5 | 1,8 | 2,5 | 2,2 | 7,7 | 7,5 | 12,1 | 17,7 |
| RAINHHMX | 80,40 | 125,00 | 141,98 | 52,35 | 125,00 | 75,30 | 29,23 | 125,00 | 48,00 | 65,20 | 37,95 | 114,35 |
| SOLARAV | 17,26 | 18,98 | 17,63 | 12,35 | 10,25 | 7,15 | 7,76 | 10,37 | 10,67 | 11,80 | 16,95 | 18,06 |
| DEWPT | 19,87 | 20,17 | 19,96 | 17,70 | 13,48 | 12,71 | 11,72 | 12,90 | 13,81 | 15,85 | 16,55 | 18,40 |
| WDAV | 1,21 | 1,20 | 1,14 | 1,03 | 1,19 | 0,96 | 1,05 | 1,27 | 1,55 | 1,51 | 1,67 | 1,56 |

Fonte: INMET

As siglas dos parâmetros da Tabela 3 correspondem a:

TMPMX: média das temperaturas máximas diárias a cada mês (°C);

TMPMN: média das temperaturas mínimas diárias a cada mês (°C);

TMPSTDMX: desvio padrão das temperaturas máximas diárias a cada mês (°C);

TMPSTDMN: desvio padrão das temperaturas mínimas diárias a cada mês (°C);

PCPMM: média da precipitação mensal total para o período (mm);

PCPSTD: desvio padrão das precipitações a cada mês (mm/dia);

PCPSKW: coeficiente Skew para a precipitação diária a cada mês;
PR_W1: probabilidade de um dia úmido seguir um dia seco no mês;
PR_W2: probabilidade de um dia úmido seguir um dia úmido no mês;
PCPD: média do número de dias com precipitação no mês;
RAINHHMX: precipitação máxima para meia hora de chuva em todo o período de registro para o mês (mm);
SOLARAV: média da radiação solar diária para cada mês (MJ/m².dia);
DEWPT: média das temperaturas diárias de ponto de orvalho a cada mês (°C);
WNDNAV: média das velocidades de vento diárias para cada mês (m/s).

4.1.2 Variáveis físicas

Os dados referentes às informações espaciais georeferenciadas utilizados na modelagem hidrológica e requeridos pelo modelo SWAT são os descritos a seguir.

4.1.2.1 Modelo digital do terreno (MDT) e rede hidrográfica

Para a obtenção do MDT final foi utilizada uma imagem de altitudes (modelo digital de elevação) Aster GDEM com resolução espacial de 30 m. Esse modelo foi refinado utilizando o algoritmo *Topo To Raster*, implementado no ArcInfo 10.1, agregando ao modelo digital de elevação informações de curvas de nível, rede hidrográfica, pontos cotados, depressões, limites de lagos e bacias obtidos por meio das informações contidas nas cartas topográficas digitalizadas do Sistema Cartográfico Nacional (SCN) e editadas pelo IBGE, em escala 1:50.000. Esse procedimento transforma o MDT original em um MDEHC (Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente), eliminando feições espúrias e possíveis erros decorrentes do processo de aquisição e geração do modelo de terreno original cujo objetivo consiste na eliminação de inconsistências e melhoria da acurácia do modelo nas operações de geoprocessamento subsequentes. O MDEHC resultado dessa operação é apresentado na Figura 8.

A técnica usada no algoritmo *Topo To Raster* consiste na aplicação de métodos de interpolação com o objetivo específico de converter dados vetoriais através de um modelo digital de elevação do terreno em um modelo digital de elevação hidrologicamente consistente - MDEHC. O método utiliza as técnicas de interpolação local, como a ponderação pelo inverso da distância, sem perder a continuidade superficial dos métodos de interpolação global, como Krigagem e Splines (FERNANDES FILHO *et al.*, 2010).

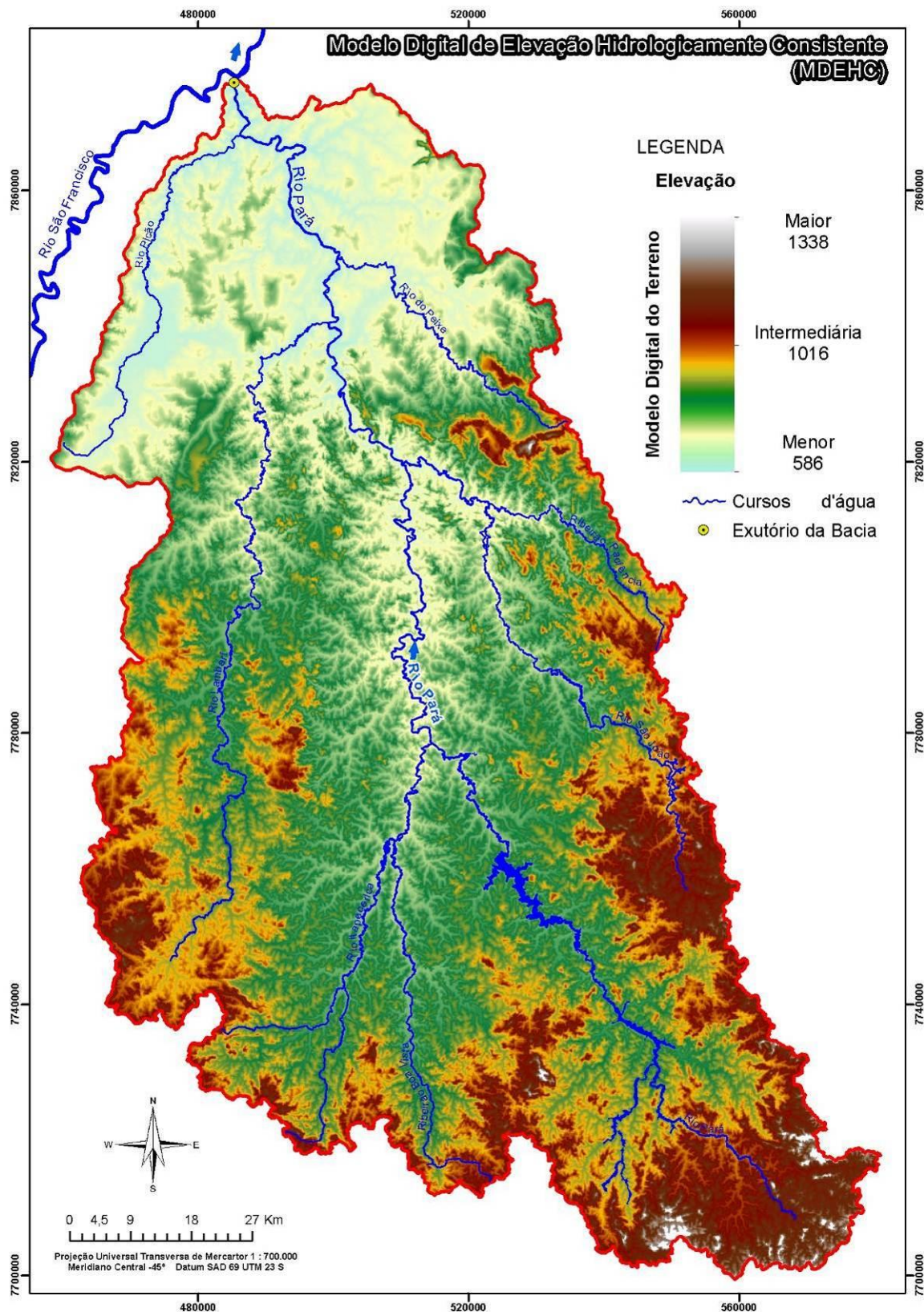


Figura 8 – Modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDHEC) da bacia do Rio Pará - MG.

4.1.2.2 Mapa de uso e cobertura vegetal

Para confecção do mapa de uso e cobertura do solo atual da bacia do rio Pará, foram aplicados métodos de classificação e reconhecimento de padrões nas imagens orbitais do sensor TM/Landsat 5, adquiridas em 19/07/2012, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Foram utilizadas as bandas espectrais da radiação azul (0.45-0.52 μm), vermelho (0.63-0.69 μm) e infravermelho próximo (0.76-0.90 μm), todas com resolução espacial de 30 m. O registro e correção geométrica das imagens usou como referência uma ortoimagem do satélite GeoEye, adquirida em 12/07/2010, com resolução espacial de 50 cm na banda pancromática. Na Figura 9 são apresentadas, de modo esquemático, as etapas desse processo.

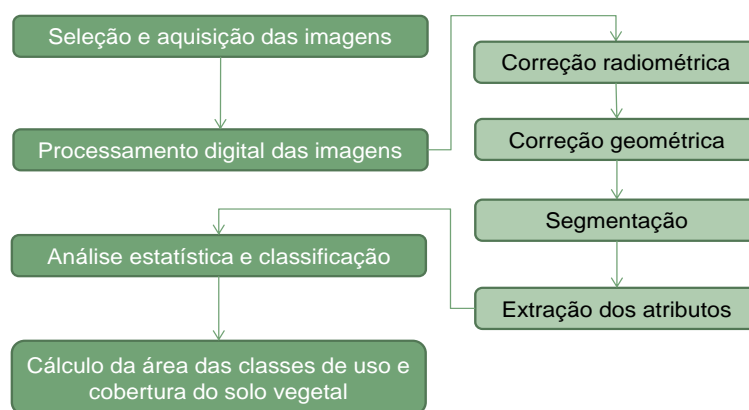


Figura 9 – Fluxograma da geração do mapa de uso e ocupação do solo.

O método de classificação aplicado na geração do mapa de uso e cobertura do solo utilizou o algoritmo de Bhattacharya que contempla uma classificação supervisionada por regiões. Na Figura 10 é apresentado o resultado dessas etapas onde foram mapeadas as principais classes das fisionomias do bioma cerrado. O cerrado sentido restrito, campo cerrado e campo rupestre correspondentes à vegetação típica da região recobrem apenas 18,12% da sua área original. As matas de galeria, outra fitofisionomia típica, ocupam uma área de 12,81%. As áreas de floresta estacional somam juntas 16,01%. Os corpos hídricos ocupam menos de 0,5% da área e outras classes de uso representam 14,59%. As pastagens introduzidas pelas atividades agropecuárias têm a maior porcentagem e recobrem 38,05%.

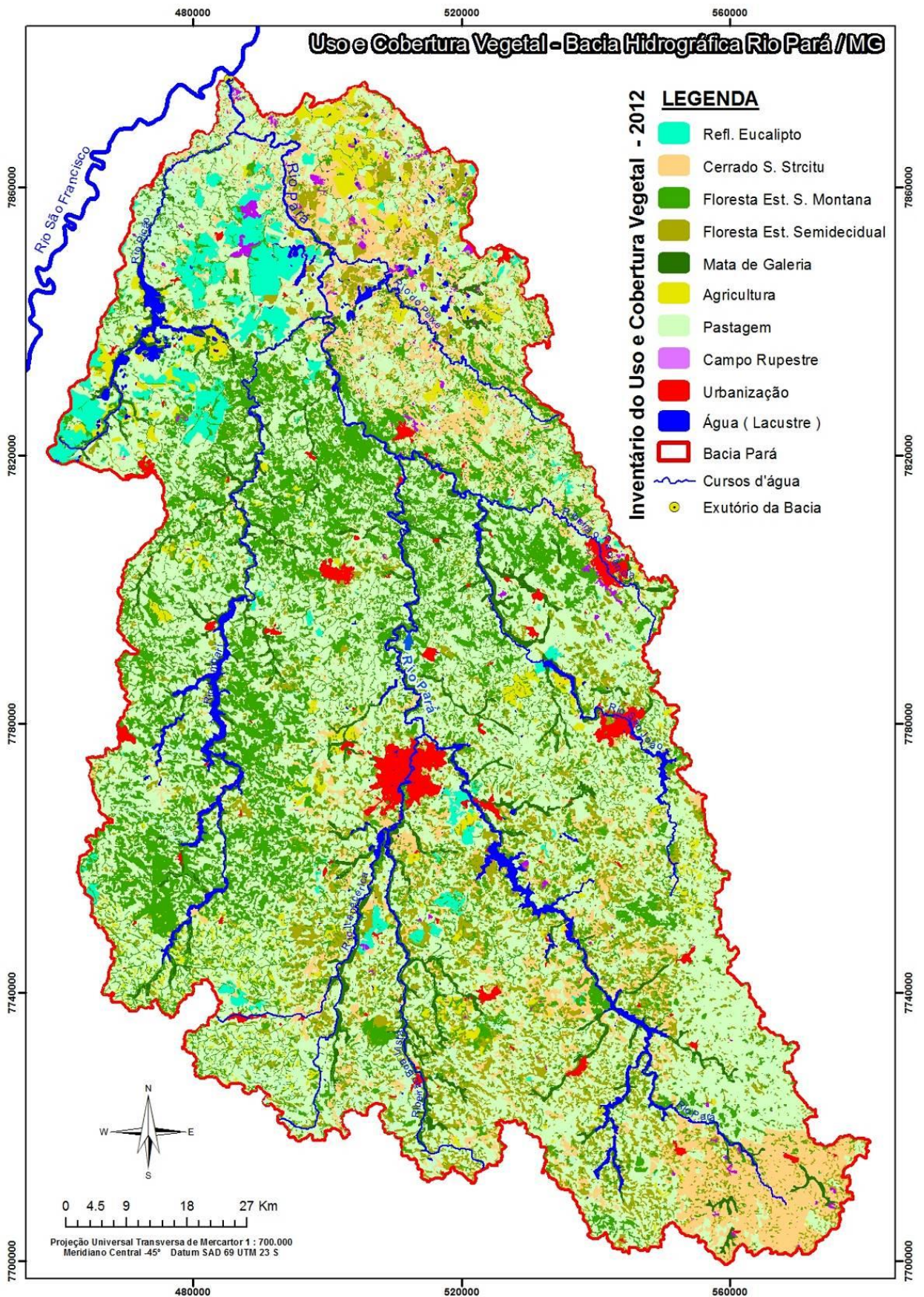


Figura 10 – Mapa do uso e cobertura vegetal da bacia do Rio Pará – MG.

Na Tabela 4 são apresentadas as áreas cobertas pelas diferentes classes de uso e ocupação do solo atual na bacia do rio Pará.

Tabela 4 – Distribuição das classes de uso e ocupação do solo e fitofisionomias vegetais.

| Uso e cobertura | Áreas do Uso Atual | |
|----------------------------------|--------------------|---------------|
| | (Km ²) | (%) |
| Agricultura | 576,48 | 4,69 |
| Água (Lacustre) | 51,13 | 0,42 |
| Campo Rupestre | 112,62 | 0,92 |
| Cerrado Sentido Restrito | 911,25 | 7,41 |
| Floresta Estacional S. Montana | 2224,11 | 18,1 |
| Floresta Estacional Semidecidual | 950,53 | 7,73 |
| Mata de Galeria | 1575,9 | 12,8 |
| Pastagem | 4680,42 | 38,1 |
| Reflorestamento | 923,37 | 7,51 |
| Urbanização | 294,19 | 2,39 |
| Total | 12300,00 | 100,00 |

4.1.2.3 Classes de solos

As informações relativas aos tipos de solos da bacia hidrográfica do Rio Pará estão agrupadas em 5 grandes classes que compõem a cobertura pedológica na área da bacia. As características de cada grupamento de solo encontrado na bacia e sua descrição, segundo Koffler (1993) são apresentadas no Anexo A.

As classes de solos encontradas na bacia são: latossolos (38,60%), argissolos (32,17%), cambissolos (18,60%), aluviais (8,07%), e litólicos (2,56%). Os quantitativos dessas classes são apresentados na Tabela 5, a distribuição espacial e outros detalhes podem ser visualizados na Figura 11.

Tabela 5 – Classes de solos presentes na bacia do Rio Pará.

| Classes Generalizadas das Unidades Pedológicas (Solo) | Área (Km ²) | Área (%) |
|---|-------------------------|---------------|
| Cambissolos | 2288,40 | 18,60 |
| Latossolos | 4747,76 | 38,60 |
| Solos Aluviais | 992,71 | 8,07 |
| Solos Litólicos | 314,56 | 2,56 |
| Solos Argissolos | 3956,84 | 32,17 |
| Total | 12300,00 | 100,00 |

Fonte: CETEC (1983b).

O detalhamento das características dos parcelamentos foi obtido do projeto de “Uso e ocupação do solo da Bacia do Alto São Francisco”, desenvolvido no período de 1980 a 1982 pelo CETEC. Neste estudo, foram identificadas 46 unidades de solos, cujas descrições são apresentadas no Anexo A. O detalhamento contém o levantamento discretizado das unidades pedológicas que foram extraídas de 4 cartas digitais, georreferenciadas, articuladas com delimitação dos polígonos existentes na área da Bacia realizado através do “Sistema de Apoio à Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Pará – Alto São Francisco” (Figura 11).

4.2 Análise de sensibilidade

O SWAT possui uma ferramenta de análise de sensibilidade dos parâmetros. Essa ferramenta realiza a análise combinando-se os métodos *Latin Hypercube* – LH e *One-factor-At-a-Time* – OAT (VAN GRIENSVEN, 2005).

O *Latin Hypercube* é baseado na simulação de Monte-Carlo, através de um método de amostragem estratificada. Este método permite uma estimativa eficiente das estatísticas de saída eliminando a necessidade de inúmeras simulações. Na amostragem estratificada uma amostra (x_1, x_2, \dots, x_n) de dimensão N é gerada a partir de uma distribuição acumulada dos valores iniciais dos parâmetros. Essa amostragem é também designada como pseudoaleatória uma vez que os números aleatórios são gerados por meio de um processo determinístico. Nesse processo, a amplitude de cada parâmetro é dividida em n faixas, e então o modelo faz uma combinação randômica dos parâmetros, sendo que cada faixa é testada uma única vez. A amostra estratificada tem como propósito cobrir todo o espaço de amostragem dos valores iniciais dos parâmetros. Assim, uma grande vantagem do método de Monte Carlo é a combinação lógica da calibração, análise de sensibilidade e de incerteza dentro de uma única estrutura.

O método *One-factor-At-a-Time* promove a alteração de apenas um parâmetro a cada simulação, permitindo que as mudanças sejam atribuídas unicamente ao parâmetro alterado. A combinação desses métodos permite a identificação dos parâmetros mais sensíveis e facilita a etapa de calibração.

Segundo Arnold *et al.* (2000), o modelo SWAT é sensível a diversas variáveis relacionadas às variáveis físicas e climáticas. Arnold *et al.* (2000) e Machado (2002), relatam que o modelo SWAT é sensível a mais de 100 variáveis relacionadas à vegetação, manejo do solo, pedologia, clima, aquíferos, canal e reservatório. Os parâmetros que comumente apresentam maior sensibilidade são os descritos no manual do modelo SWAT (NEITSCH *et al.*, 2009b).

As principais variáveis que apresentam maior sensibilidade quanto à vegetação, manejo do solo, pedologia (solos), clima, aquíferos, canal e reservatório, utilizados na modelagem deste trabalho estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6 – Principais variáveis de maior sensibilidade relacionadas à vegetação, manejo do solo, pedologia, clima, aquíferos, canal e reservatório.

| Parâmetros | Descrição |
|-------------------|--|
| ALPHA_BF: | fator do fluxo de base, ou constante de recessão: taxa na qual a água subterrânea retorna ao rio (dias); |
| CAN_MX: | máximo armazenamento do dossel (mm); |
| CN2: | curva número (os valores de CN são diferentes para cada classe de uso e ocupação do solo); |
| ESCO: | fator de compensação de evaporação do solo; |
| GW_DELAY: | tempo de atraso de águas subterrâneas (dias); |
| GWQMN: | profundidade de água subterrânea requerida para que o retorno do fluxo ocorra (mm); |
| GW_REVAP: | variável que controla a quantidade de água que se move do aquífero para a zona de raízes; |
| LAT_TIME: | tempo de retorno do fluxo lateral (dias); |
| RCHRG_DP: | fração de percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo; |
| REVAP_MN: | profundidade de água no aquífero para que ocorra percolação (mm); |
| SLSUBBASIN: | comprimento de rampa médio para a sub-bacia, adotado como sendo o mesmo valor utilizado para o comprimento de rampa do escoamento lateral (m); |
| SOL_K | condutividade hidráulica saturada (mm/h); |
| SURLAG: | coeficiente de atraso do escoamento superficial. |
| BLAI: | máximo índice de área foliar potencial. |

Fonte: NEITSCH *et al.* (2009b)

4.3 Calibração e verificação da modelagem pelo *Soil and Water Assessment Tool*

Neste trabalho, a etapa de calibração e validação da modelagem, foi realizada para os dados de vazão da bacia do rio Pará. Os dados fluviométricos utilizados nesta etapa correspondem ao período entre 1980 a 2012. Esses dados foram separados em dois conjuntos de períodos distintos, sendo um conjunto utilizado na calibração da vazão realizada com os dados de janeiro de 1980 a dezembro de 1995 e o outro conjunto utilizado na etapa de verificação da vazão, realizada com os dados de janeiro de 1996 a dezembro de 2012.

A série histórica relativa aos dados de vazão foi obtida através do sistema de monitoramento de recursos hídricos gerenciado pela Agência Nacional de Águas (ANA). O ponto que forneceu estes dados corresponde à estação de monitoramento 40450001, denominada Porto Pará, sendo operada atualmente pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), sob concessão do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Essa estação está localizada próxima ao exutório da bacia hidrográfica do Rio Pará, abrangendo uma área de drenagem de 12.095 km². As informações dessa estação correspondem aos dados medidos de vazão que caracterizam o estado real observado da produção de água na bacia. Desse modo, esses dados foram utilizados para calibrar e validar os dados de vazão simulados pelo modelo SWAT e para caracterizar o deflúvio da bacia e a regionalização nas sub-bacias do Rio Pará.

De posse dos resultados da análise de sensibilidade foi possível conhecer e alterar os parâmetros mais sensíveis e executar a próxima etapa do modelo SWAT, nesse caso a calibração manual. A calibração do modelo SWAT foi realizada especificamente neste estudo para o balanço da água como resposta na vazão. A calibração é um processo importante, pois os parâmetros são ajustados sistematicamente no modelo até que se consiga replicar uma simulação do desempenho hidrológico similar ao comportamento do ciclo hidrológico real observado.

4.4 Avaliação da eficiência

A avaliação do desempenho nas etapas de calibração e validação do modelo foi verificada utilizando-se o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) e o coeficiente de Massa Residual (CMR) conforme descrito na – Sub-seção 2.53.

O COE é expresso pela Equação 4:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_{cal})^2}{\sum_t^n (E_{ob} - E_m)^2} \quad (4)$$

na qual: E_{ob} é o valor observado, E_{cal} é o valor calculado, e E_m é a média da série de valores observados no período. O valor observado é o valor medido do evento hidrológico estudado que pode ser escoamento superficial ou lateral, vazão, precipitação, etc. O valor calculado é o valor obtido do evento simulado no processo de validação da modelagem. O COE varia de infinito negativo até o valor máximo de 1, que representa a eficiência máxima.

Além do COE foi utilizado também o coeficiente de massa residual (CMR), que indica quando o modelo superestima (valores negativos) ou subestima (valores positivos) dos valores simulados. O CMR é expresso pela Equação 5:

$$CMR = \frac{\sum_{i=1}^n E_{obs} - \sum_{i=1}^n E_{cal}}{\sum_{i=1}^n E_{obs}} \quad (5)$$

na qual E_{obs} é o valor observado e E_{cal} é o valor calculado.

Os resultados dessa análise são apresentados e discutidos no Capítulo 5 – Seção 5.1.

4.5 Simulação (cenários de uso do solo)

Os cenários simulados foram estabelecidos através da transformação do plano de informação de uso e ocupação do solo que evolui ao longo do tempo para cenários de diferentes usos. O cenário de cobertura original (I) foi obtido a partir do mapeamento pedológico realizado pelo CETEC (1983b) que apresenta a informação da cobertura vegetal nativa correspondente em cada unidade pedológica. O cenário de uso atual (II) foi obtido por meio da classificação de imagens orbitais Landsat 5. Os cenários de reflorestamentos foram originados a partir do uso atual mediante alteração de 30% da área da bacia nas duas unidades pedológicas de latossolos (III) e de solos argissolos (IV) para áreas ocupadas por espécies de eucalipto.

Desse modo, em relação à classificação de uso e de ocupação atual do solo na bacia, 99,69% da área foi alterada para os usos considerados nos cenários **I, III e IV**. Somente a classe pertencente à água que corresponde a 38,13 km² e equivalente a 0,32% da área total da bacia, foi mantida em todos os cenários das simulações. Os valores correspondentes as áreas de cada cobertura vegetal nos respectivos cenários são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Áreas de cada uso e cobertura vegetal dos cenários modelados na bacia do Rio Pará – MG.

| Uso e Cobertura do Solo | Original | | Uso Atual | | Reflorestamento Latossolo | | Reflorestamento Argissolo | |
|--|-----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------------------|---------------|---------------------------|---------------|
| | Km ² | % | Km ² | % | Km ² | % | Km ² | % |
| Agricultura | 0 | 0 | 576.48 | 4.69 | 572.48 | 4.65 | 573.21 | 4.66 |
| Água (Lacustre) | 50.06 | 0.40 | 51.13 | 0.42 | 51.13 | 0.42 | 51.13 | 0.42 |
| Campo Rupestre | 160.13 | 1.30 | 112.62 | 0.92 | 112.62 | 0.92 | 112.6 | 0.92 |
| Cerrado Sentido Restrito | 3330.46 | 27.07 | 911.25 | 7.41 | 851.25 | 6.92 | 828.32 | 6.73 |
| Floresta Estacional Semidecidual Montana | 4924.11 | 40.03 | 2224.11 | 18.08 | 2187.02 | 17.78 | 2183.02 | 17.75 |
| Floresta Estacional Semidecidual | 1683.21 | 13.68 | 950.53 | 7.73 | 823.54 | 6.70 | 846.13 | 6.88 |
| Mata de Galeria | 2152.03 | 17.49 | 1575.9 | 12.81 | 1496.84 | 12.17 | 1509.99 | 12.28 |
| Pastagem | 0 | 0 | 4680.42 | 38.05 | 2220.42 | 18.05 | 2210.9 | 17.97 |
| Reflorestamento | 0 | 0 | 923.37 | 7.51 | 3690.51 | 30.00 | 3690.51 | 30.00 |
| Urbanização | 0 | 0 | 294.19 | 2.39 | 294.19 | 2.39 | 294.19 | 2.39 |
| Área Total | 12300 | 100.00 | 12300 | 100.00 | 12300 | 100.00 | 12300 | 100.00 |

Os parâmetros utilizados para cada tipo de uso de solo, e cobertura vegetal adotados são aqueles indicados nos manuais do modelo SWAT, apresentados por Winchell *et al.* (2010) e Neitsch *et al.* (2009b). Esses cenários de uso do solo foram avaliados e comparados com o cenário de uso e ocupação do solo atual da bacia do Rio Pará, no período compreendido entre 2013 e 2032. Assim, foram considerados os seguintes cenários:

- **Cenário I:** denominado cenário de original, considera que o uso na bacia é correspondente a fitofisionomias típicas dos biomas cerrado e mata atlântica (Figura 12);

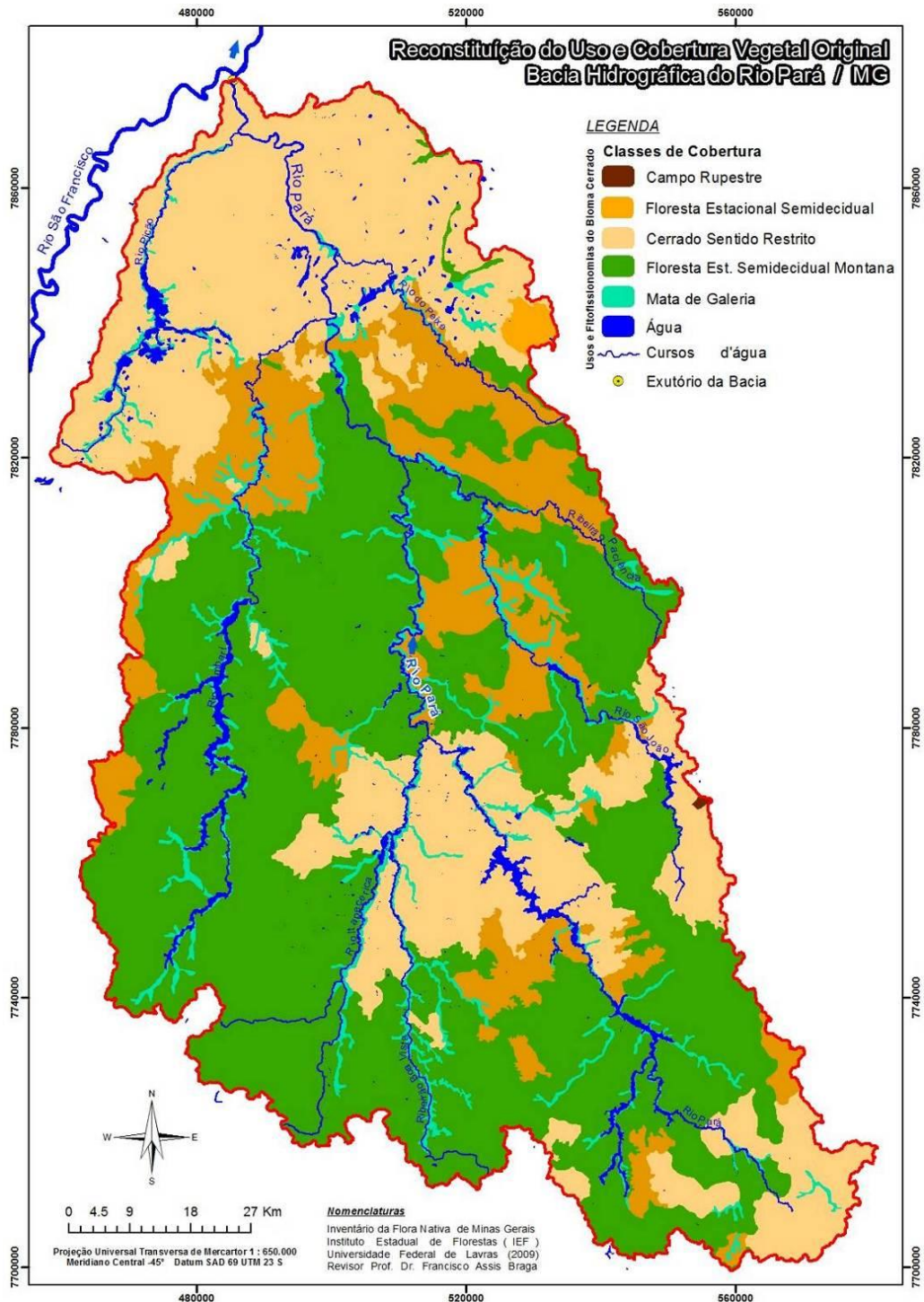


Figura 12– Cenário de uso e cobertura vegetal original da bacia do rio Pará – MG.

- **Cenário II** – denominado cenário de uso e ocupação atual (ou calibração) (Figura 13);

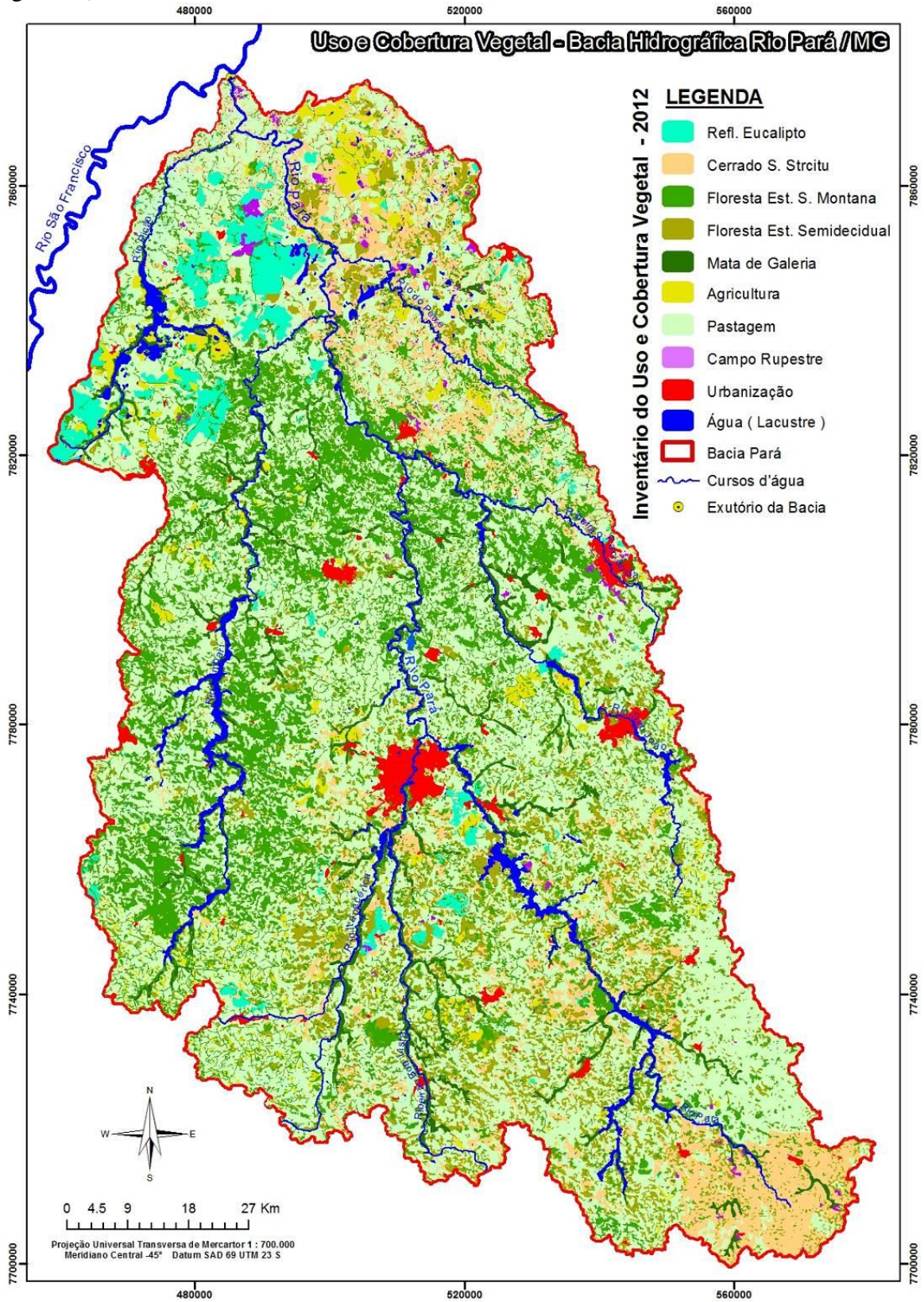


Figura 13 – Cenário de uso e cobertura vegetal atual da bacia do Rio Pará – MG.

- **Cenário III:** denominado cenário de reflorestamento em latossolo, considera que a bacia foi 30% reflorestada por *Eucalyptus sp* em áreas de latossolos (Figura 14);

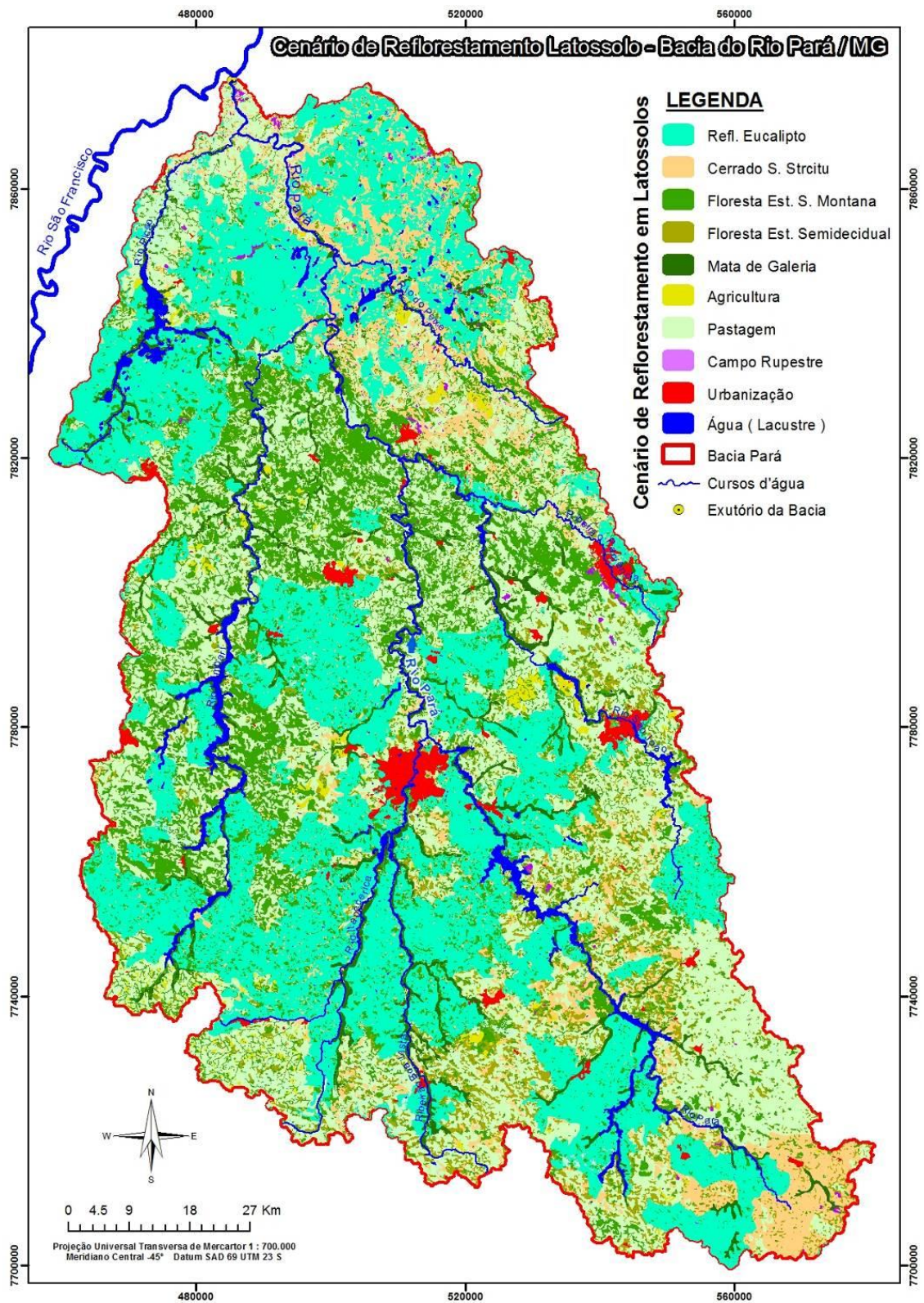


Figura 14 – Cenário de reflorestamento em áreas de latossolos na bacia do rio Pará – MG.

- **Cenário IV:** denominado cenário de reflorestamento argissolo, considera que a bacia foi 30% reflorestada por *Eucalyptus sp* em áreas de solos argissolos (Figura 15).

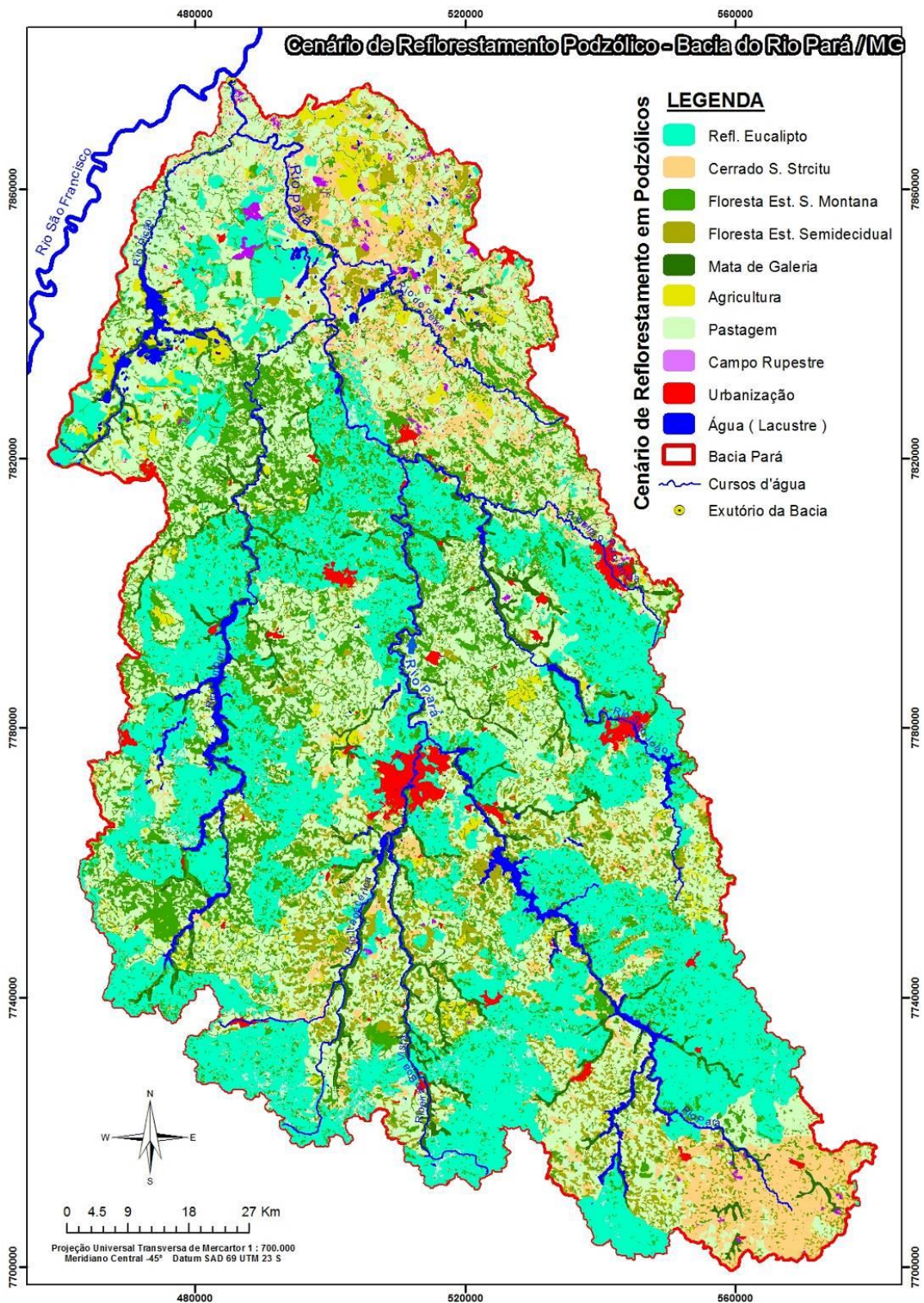


Figura 15 – Cenário de reflorestamento em áreas de solos argissolos na bacia do rio Pará – MG.

4.6 Análise estatística dos dados

Para análise estatística dos dados existem inúmeros métodos de agrupamento, que se distinguem pelo tipo de resultado a ser fornecido e pelas diferentes formas de definir a proximidade entre um indivíduo e um grupo já formado ou entre dois grupos quaisquer. O teste aglomerativo para comparação múltipla ANOVA, de Tukey proposto em 1953, visa à separação de médias de tratamentos em grupos distintos, através da minimização da variação dentro do grupo e maximização da variação entre eles (MAGALHÃES, 2010). Assim, devido à ausência de ambiguidade desse método, os resultados podem ser facilmente interpretados. (VIEIRA, 1989).

A partir do teste ANOVA de Tukey são fornecidos parâmetros estatísticos sobre amostragem dos tratamentos dentre eles, a Soma dos Quadrados, Grau de Liberdade (df), Quadrado Médio, teste Fisher-Snedecor (F) e a probabilidade de significância (Sig.). Dentre esses, parâmetros alguns trazem indicativos descritivos importantes sobre a estatística dos tratamentos.

O Grau de liberdade (df) é definido pelo número de determinações independentes da dimensão da amostra e do número de parâmetros estatísticos a serem avaliados na população. Dessa forma, o df constitui um estimador significativo do número de categorias independentes num teste particular ou experiência estatística. Nele, encontram-se mediante a satisfação da fórmula $n-1$, onde n é o número de elementos na amostra que também podem ser representados por $k-1$ onde k é o número de grupos, quando se realizam operações com grupos e não com sujeitos individuais.

Em complementação, o teste Fisher-Snedecor ou simplesmente teste F, permite verificar se duas ou mais populações, apresentam valor igual para o parâmetro variância. Assim, a estatística dada por F é usada para decidir entre rejeitar ou não-rejeitar a diferença entre os tratamentos dado pelo quociente entre as estimativas das variâncias. Assim, sob a hipótese da diferença, este quociente tem distribuição F, com n_1 e n_2 graus de liberdade, ou seja, a distribuição de probabilidades da estatística F depende dos números de graus de liberdade n_1 e n_2 . A conclusão do teste é feita mediante a comparação do valor de F com o valor de F tabelado = () $n_1.n_2/F = n, n \alpha$. Se $\geq \Rightarrow \text{tab } F$, rejeita-se a diferença de F ao nível α de probabilidade. Caso contrário não se rejeita a diferença. Neste contexto, o (Sig.) dado pela probabilidade de significância auxilia na identificação do valor p da ANOVA em função de

$p < 0,001$, quando rejeita-se a hipótese de igualdade das médias dos grupos, ou quando $p > 0,001$ aceita-se a hipótese de igualdade das médias.

Contudo, para testar a magnitude das diferenças é usado o teste de Tukey que permite testar qualquer variância, entre as médias dos tratamentos, mas que, não permite comparar grupos entre si. Este teste baseia-se na Diferença Mínima Significativa (DMS) (CARNEIRO, 2010). Portanto, a estatística do teste Tukey é dada de forma independente do teste F, assim é possível que, mesmo sendo significativo o valor de F calculado, não se encontrem diferenças significativas entre as variâncias das médias (GOMES, 1987).

Desse modo, para verificar as diferenças entre os cenários simulados, os resultados foram avaliados através de análise de variância e teste de agrupamento ao nível de 5% com (α) de 0.05 de significância para comparação das médias. O teste corresponde a uma confiança de 95% ($1-\alpha$) para verificar se as médias de vazões são estatisticamente diferentes. Assim, foi utilizado o modelo da análise de ANOVA de Tukey e teste de agrupamento ajustado aos dados através de regressão linear. As análises estatísticas foram feitas pelo software SPSS (NIE *et al.*, 1970; FIELD, 2009), considerando como tratamentos a série de 20 anos dos grupos correspondentes aos 4 cenários simulados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esta seção apresenta os resultados e a discussão referentes às etapas de análise de sensibilidade dos parâmetros, calibração e validação, análise de eficiência da modelagem, simulações referentes ao comportamento hidrológico nos cenários de uso atual, uso e cobertura vegetal original e reflorestamentos em diferentes unidades pedológicas.

5.1 Análise de sensibilidade dos parâmetros, calibração e validação do modelo

A análise de sensibilidade realizada no SWAT pelo método *LH-OAT*, classifica os parâmetros que podem ser ajustáveis de acordo com o grau de impacto sobre a variável hidrológica do modelo influenciada pelo parâmetro. A sensibilidade relativa é considerada baixa quando a faixa de valores é igual ou maior a 0 e menor que 0,05. Se a faixa de valores é igual ou maior a 0,05 e menor que 0,2, a sensibilidade relativa é considerada média. Se a faixa de valores é maior ou igual a 0,2 e menor que 1,0 a sensibilidade relativa é considerada alta. A sensibilidade é muito alta quando a faixa de valores é maior ou igual a 1,0.

Na Figura 16 é apresentado um gráfico do resultado hierarquizado da análise de sensibilidade dos parâmetros realizada para a bacia do rio Pará.

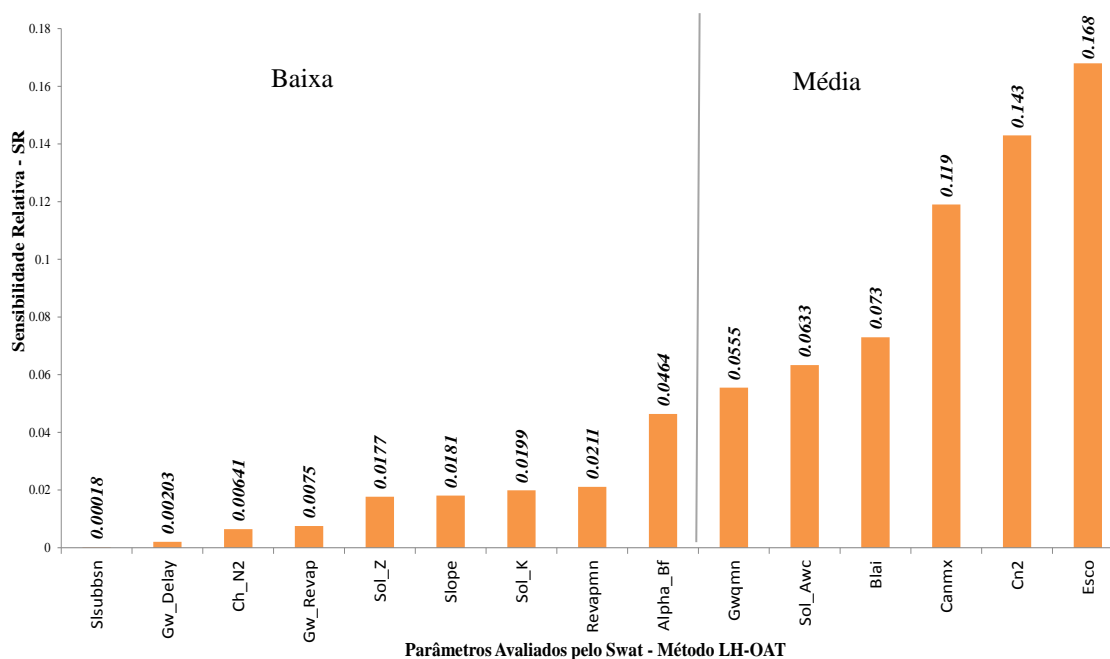


Figura16 – Sensibilidade dos parâmetros do modelo – pelo método *LH-OAT*.

O conhecimento dos parâmetros mais sensíveis permitiu que eles fossem ajustados na etapa de calibração, de forma que o modelo representasse o comportamento do sistema hidrológico da bacia mais próximo possível da realidade observada. A descrição simplificada e a ordem de cada parâmetro na hierarquia são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Descrição simplificada e ordem hierárquica de cada parâmetro.

| | Ordem | Parâmetro | Descrição |
|-------------------------|-------|-----------|---|
| Importância Hierárquica | 1º | Esco | - Coeficiente de compensação da evaporação no solo |
| | 2º | Cn2 | - Curva Número |
| | 3º | Canmx | - Interceptação máxima da vegetação |
| | 4º | Blai | - Índice máximo de área foliar potencial |
| | 5º | Sol_Awc | - Capacidade de água disponível no horizonte do solo |
| | 6º | Gwqmn | - Profundidade do aquífero raso para escoamento de base |
| | 7º | Alpha_Bf | - Constante de recessão do escoamento |
| | 8º | Revapmn | - Profundidade de água no aquífero para que ocorra percolação (mm); |
| | 9º | Sol_K | - Condutividade hidráulica saturada |
| | 10º | Slope | - Declividade |
| | 11º | Sol_Z | - Condutividade hidráulica saturada |
| | 12º | Gw_Revap | - Coeficiente que controla o fluxo de água da zona saturada para não saturada |
| | 13º | Ch_n2 | - Coeficiente de rugosidade do canal principal |
| | 14º | Gw_Delay | - Tempo de recarga do aquífero |
| | 15º | Slsubbsn | - Comprimento da vertente |

Os parâmetros mais sensíveis para as condições iniciais na bacia do Rio Pará foram Esco, Cn2, Can_Max, Blai e Sol_Awc, conforme Figura 16 e Tabela 8. Os demais parâmetros apresentaram uma sensibilidade relativa baixa. Segundo Neitsch *et al.* (2009b), em estudos de vazão, o parâmetro Cn2, deve ser preferencialmente um dos primeiros parâmetros a ser alterado buscando obter um melhor ajuste entre a vazão observada e a simulada, seguido pelos parâmetros Sol_Awc e Esco e, para o fluxo de base as variáveis Alpha_Bf, Canmx, Gw_Delay, Gw_Revap e Sol_K.

O conhecimento dos parâmetros mais sensíveis facilita a etapa de calibração na busca de um valor representativo das condições ambientais e dos fenômenos hidrológicos efetivamente observados na bacia do Rio Pará. Assim, no processo de calibração das vazões os parâmetros foram alterados conforme descrição a seguir:

Inicialmente foi feito o ajuste do parâmetro Esco que representa o coeficiente de compensação da evaporação no solo. Esse parâmetro está relacionado com o processo de evapotranspiração e sua função consiste no controle e na distribuição das taxas evaporativas entre as camadas superficiais, intermediárias e mais profundas do solo, de acordo com a estrutura de cada tipo pedológico. O valor do parâmetro representativo das características hidráulicas para cada tipo de solo resultou em um valor médio ajustado em torno de 0,168.

O parâmetro Cn2 representa a função da permeabilidade do solo e as condições prévias de umidade do solo até a sua saturação. O Cn2 está relacionado com os processos de infiltração e escoamento superficial e o ajuste adequado foi obtido em 0,143.

O parâmetro BLAI, representa o índice máximo da área foliar potencial e por isso influencia sensivelmente o parâmetro Canmx. Esse por sua vez, interfere nos processos de infiltração, escoamento e evapotranspiração, através da interceptação da chuva pelas copas da vegetação que reduz a energia erosiva das gotas armazenando parte dessa água no dossel. Assim, a representatividade das condições de infiltração, escoamento e evapotranspiração na bacia do Rio Pará resultou nos valores de 0,119 e 0,073, respectivamente para estes dois parâmetros.

Os processos de percolação, evaporação e a dinâmica da água subterrânea são influenciados pelo parâmetro Sol_Awc, o qual controla a quantidade de água disponível no solo para a vegetação através da diferença entre a capacidade de campo - CC e o ponto de murcha permanente - PMP⁴. Na bacia do Rio Pará o valor ideal foi ajustado em 0,0633.

O parâmetro Alpha_Bf foi estabilizado em 0,0464. Esse parâmetro exerce influência direta nos valores fluviométricos mais baixos na bacia, sendo um importante indicativo nos estudos de vazão mínima e períodos de estiagem.

A dinâmica da água subterrânea é influenciada pelo parâmetro Gw_Delay que apresenta alta sensibilidade na calibração de vazões, tendo em vista que ele controla o tempo de recarga do aquífero e o escoamento de base. O seu valor foi parametrizado em 0,00203. Outro parâmetro também relacionado à dinâmica da água subterrânea na bacia é o GW_REVAP o qual governa o fluxo de água da zona saturada para as camadas mais superficiais do solo, cujo valor foi configurado em 0,0075.

A declividade média da bacia é representada pelo parâmetro Slope. Este parâmetro tem influência sobre a taxa de escoamento de pico, fluxo lateral, produção de sedimentos e escoamento superficial. O valor de ajuste desse parâmetro foi obtido em 0,0181.

A condutividade hidráulica é controlada pelo parâmetro Sol_K, o qual está diretamente ligado aos processos de percolação, fluxo lateral e pela dinâmica da água subterrânea, ou seja, ele exerce influência sobre o movimento da água no solo e, por isso, é altamente dependente das características físicas do solo, sobretudo das informações provenientes do levantamento pedológico. Ainda, devido às variações espaciais e à dimensão das escalas do levantamento pedológico o valor para a condutividade hidráulica é definido em função das unidades pedogenéticas, pois não se obtém um valor de condutividade para toda a bacia. Portanto, esse

⁴ O ponto de murcha permanente (PMP) é o teor de umidade no qual a vegetação não consegue mais retirar água do solo. A capacidade de campo (CC) é a capacidade máxima do solo em reter água, acima da qual ocorrem perdas por percolação de água no perfil ou por escoamento superficial. Esses fatores são variáveis em função da classe pedológica.

parâmetro é dependente das propriedades locais regionalizadas pelo modelo nas unidades de resposta hidrológica.

Com os parâmetros de calibração ajustados o modelo foi executado produzindo o hidrograma apresentado na Figura 17.

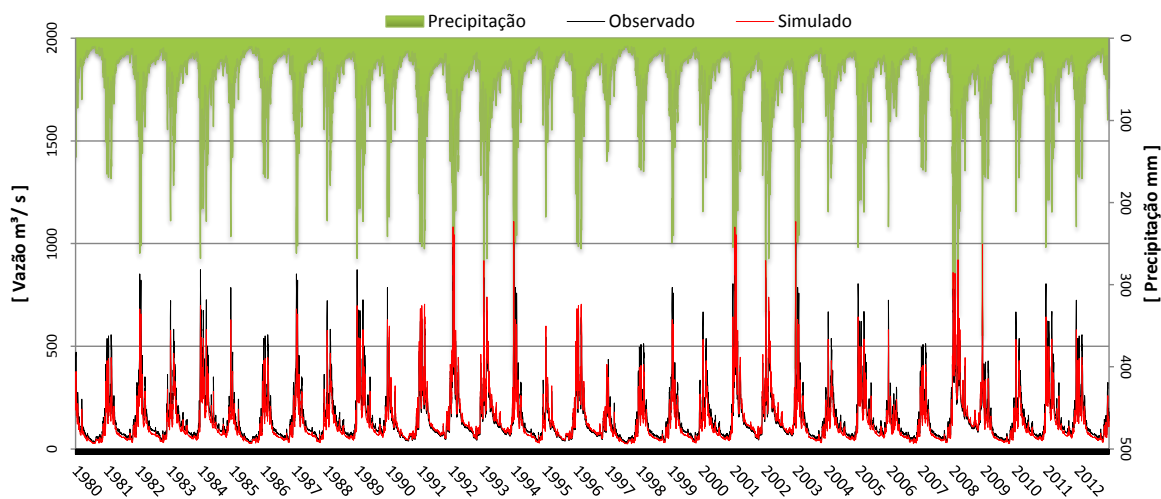


Figura 17 - Hidrograma da vazão diária: simulada e observada do período.

No hidrograma da Figura 17 verifica-se que o modelo realizou a previsão adequadamente, tanto para os valores de pico como para os valores mínimos de escoamento de base, respondendo proporcionalmente às taxas de precipitação observadas na bacia. A comparação entre os valores da vazão observada e os valores simulados permite concluir que a calibração do modelo foi satisfatória, apresentando uma projeção fiel em relação aos dados de fluviometria observados em campo pelo sistema de monitoramento da Agência Nacional de Águas.

5.2 Análise de eficiência da modelagem

Após o processo de calibração, para avaliar o desempenho e analisar a eficiência do ajuste do modelo foram utilizados o Coeficiente de Massa Residual (CMR) e o Coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE). Os resultados desses indicadores estatísticos para os dados diários e mensais de vazão são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Parâmetros de avaliação de desempenho e eficiência do ajuste do modelo.

| Parâmetro | Indicadores para os dados de vazão | |
|-----------|------------------------------------|--------|
| | Diária | Mensal |
| COE | 0,757 | 0,793 |
| CMR | 0,0057 | 0,0059 |

A diferença entre os valores diário e mensal do CMR foi pequena, o que representa um alto grau de correlação entre os dados. Essa aproximação indica a eficácia obtida na modelagem mostrando correspondência significativa entre os dados reais da vazão observada e os valores simulados, de acordo com Willmott *et al.* (1985) e BRITO *et al.* (2009). Na análise do COE, os indicadores do coeficiente de vazão diária e mensal apresentaram os valores 0,757 e 0,793, respectivamente, para cada intervalo. Na literatura sobre esse assunto é sugerido que um bom ajuste do modelo no processo de calibração deve produzir valores para o COE no intervalo entre 0,7 e 0,8 (KRYSANOVA *et al.*, 1998; KOLAHCHI e JALALI, 2006). Portanto, o resultado da análise de eficiência para os dados de vazão obtidos pelo COE foi satisfatório.

5.3 Avaliação dos cenários de uso e cobertura vegetal

As análises sobre o comportamento hidrológico na bacia do rio Pará, foram realizadas com o intuito de avaliar os aspectos relativos às diferentes práticas de uso e cobertura vegetal, particularmente quanto aos efeitos da implantação de reflorestamentos com espécies de *Eucalyptus sp* em larga escala. Desse modo, buscou-se avaliar as influências da cobertura vegetal e das unidades pedológicas sobre a produção de água na bacia, bem como as respostas na vazão, conforme os cenários estabelecidos na Seção 4 – Sub-Seção 4.7. Assim, os resultados e as discussões contemplam a simulação dos quatro cenários de uso e ocupação do solo (cenário original, uso atual, reflorestamento em áreas de latossolo e de solos argissolos), analisando os dados de vazão nos cenários e a comparação entre eles.

A série simulada foi realizada para o período de 20 anos, entre 2013 a 2032, para avaliação dos efeitos dos diferentes cenários sobre o comportamento da vazão. Os resultados do período indicam uma estreita influência exercida pela cobertura vegetal, marcadamente pelos usos da terra de acordo com as características que são predominantes na região da bacia onde são implantados os reflorestamentos. Os resultados demonstram que os efeitos hidrológicos têm maior impacto na variação da vazão em função do porte da vegetação influenciada pelas taxas de interceptação e evapotranspiração. Além disso, fatores físicos como declividade e os tipos de solos são aspectos importantes que atuam a nível local, sendo responsáveis pelas variações nas taxas de escoamento, infiltração e armazenamento de água no perfil do solo disponível às plantas, conseqüentemente influenciando o regime de vazões. As Tabelas 10 e 11 mostram estes resultados que são discutidos em detalhes a seguir.

Tabela 10 – Valores de vazão (m³/s) no período simulado para os cenários de uso e cobertura.

| Ano | Precipitação (mm) | Vazão (m³/s) | | | | | | | |
|--------------|-------------------|--------------------|--------------|----------------------|--------------|----------------------------|--------------|---------------------------|--------------|
| | | Cenário I Original | Variação (%) | Cenário II Uso Atual | Variação (%) | Cenário III Refl.Latossolo | Variação (%) | Cenário IV Refl.Argissolo | Variação (%) |
| 2013 | 1550 | 208,99 | 89,75 | 232,86 | 100 | 190,27 | 81,71 | 176,54 | 75,81 |
| 2014 | 1344 | 181,21 | 91,86 | 197,26 | 100 | 161,58 | 81,91 | 149,90 | 75,99 |
| 2015 | 1400 | 188,76 | 91,43 | 206,45 | 100 | 169,38 | 82,04 | 157,14 | 76,12 |
| 2016 | 1669 | 225,03 | 89,34 | 251,89 | 100 | 204,88 | 81,34 | 190,09 | 75,47 |
| 2017 | 1752 | 236,22 | 88,93 | 265,63 | 100 | 221,72 | 83,47 | 205,75 | 77,46 |
| 2018 | 1854 | 249,97 | 84,68 | 295,21 | 100 | 246,36 | 83,45 | 229,76 | 77,83 |
| 2019 | 1604 | 216,27 | 89,50 | 241,64 | 100 | 202,78 | 83,92 | 177,96 | 73,65 |
| 2020 | 1116 | 150,47 | 92,74 | 162,25 | 100 | 129,93 | 80,08 | 120,52 | 74,28 |
| 2021 | 1282 | 172,85 | 92,30 | 187,27 | 100 | 150,88 | 80,57 | 139,96 | 74,74 |
| 2022 | 1199 | 161,66 | 92,04 | 175,64 | 100 | 140,35 | 79,91 | 130,19 | 74,12 |
| 2023 | 1392 | 187,68 | 91,26 | 205,65 | 100 | 168,58 | 81,97 | 156,41 | 76,06 |
| 2024 | 1363 | 183,77 | 91,69 | 200,42 | 100 | 164,73 | 82,19 | 152,99 | 76,33 |
| 2025 | 1120 | 151,01 | 89,34 | 169,03 | 100 | 130,54 | 77,23 | 120,29 | 71,16 |
| 2026 | 1493 | 201,30 | 89,34 | 225,33 | 100 | 183,27 | 81,33 | 167,40 | 74,29 |
| 2027 | 1403 | 189,17 | 89,34 | 211,75 | 100 | 169,92 | 80,25 | 153,67 | 72,57 |
| 2028 | 1321 | 177,58 | 91,85 | 193,33 | 100 | 158,81 | 82,14 | 147,03 | 76,05 |
| 2029 | 1426 | 191,69 | 93,89 | 204,16 | 100 | 171,44 | 83,97 | 151,48 | 74,20 |
| 2030 | 1200 | 161,31 | 92,55 | 174,30 | 100 | 141,38 | 81,11 | 130,44 | 74,84 |
| 2031 | 1250 | 168,03 | 92,37 | 181,90 | 100 | 148,38 | 81,57 | 136,17 | 74,86 |
| 2032 | 1322 | 177,71 | 92,29 | 192,56 | 100 | 159,94 | 83,06 | 143,86 | 74,71 |
| Média | 1403 | 189,03 | 90,56 | 208,73 | 100 | 170,76 | 81,81 | 156,88 | 75,16 |

Tabela 11 – Série histórica do período simulado relativos à média anual das variáveis do balanço hídrico entre os cenários analisados (mm.ano⁻¹)

| I | Ano | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Média |
|-----------------------|-------------------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Cob.Original | Precipitação | 1550 | 1344 | 1400 | 1669 | 1752 | 1854 | 1604 | 1116 | 1282 | 1199 | 1392 | 1363 | 1120 | 1493 | 1403 | 1321 | 1426 | 1200 | 1250 | 1403 |
| | Evapotranspiração | 687,9 | 596,5 | 621,4 | 740,8 | 777,6 | 822,9 | 711,9 | 495,3 | 569,0 | 532,2 | 617,8 | 605,0 | 497,1 | 662,6 | 622,7 | 586,3 | 632,9 | 532,6 | 554,8 | 622,7 |
| | Vazão | 534,7 | 462,8 | 484,6 | 580,8 | 614,0 | 655,5 | 558,6 | 386,8 | 447,0 | 419,7 | 489,2 | 472,5 | 393,4 | 515,0 | 483,8 | 451,4 | 490,2 | 412,1 | 429,4 | 486,8 |
| | Vazão (%) | 34,5 | 34,4 | 34,6 | 34,8 | 35,0 | 35,4 | 34,8 | 34,7 | 34,9 | 35,0 | 35,1 | 34,7 | 35,1 | 34,5 | 34,5 | 34,2 | 34,4 | 34,3 | 34,4 | 34,6 |
| II | Ano | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Média |
| Uso Atual | Precipitação | 1550 | 1344 | 1400 | 1669 | 1752 | 1854 | 1604 | 1116 | 1282 | 1199 | 1392 | 1363 | 1120 | 1493 | 1403 | 1321 | 1426 | 1200 | 1250 | 1403 |
| | Evapotranspiração | 630,4 | 546,6 | 569,4 | 678,8 | 712,6 | 754,1 | 652,4 | 453,9 | 521,4 | 487,7 | 566,2 | 554,4 | 455,5 | 607,3 | 570,6 | 571,1 | 571,5 | 571,9 | 572,3 | 581,0 |
| | Vazão | 598,7 | 507,1 | 530,8 | 647,6 | 682,9 | 759,0 | 621,2 | 417,1 | 481,5 | 451,6 | 528,7 | 515,3 | 434,6 | 571,6 | 541,8 | 491,9 | 524,9 | 448,1 | 467,7 | 536,1 |
| | Vazão (%) | 38,6 | 37,7 | 37,9 | 38,8 | 39,0 | 40,9 | 38,7 | 37,4 | 37,6 | 37,7 | 38,0 | 37,8 | 38,8 | 38,3 | 38,6 | 37,2 | 36,8 | 37,3 | 37,4 | 38,1 |
| III | Ano | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Média |
| Refl.Latossolo | Precipitação | 1550 | 1344 | 1400 | 1669 | 1752 | 1854 | 1604 | 1116 | 1282 | 1199 | 1392 | 1363 | 1120 | 1493 | 1403 | 1321 | 1426 | 1200 | 1250 | 1403 |
| | Evapotranspiração | 930,8 | 807,1 | 840,7 | 1002,3 | 1052,1 | 1113,4 | 963,3 | 670,2 | 769,9 | 692,6 | 804,0 | 787,3 | 646,9 | 862,4 | 810,4 | 811,0 | 811,6 | 812,1 | 812,7 | 840,7 |
| | Vazão | 489,2 | 415,4 | 435,5 | 526,7 | 570,0 | 633,4 | 521,3 | 334,0 | 387,9 | 360,8 | 435,2 | 423,5 | 335,6 | 471,2 | 436,8 | 408,3 | 440,8 | 363,5 | 381,5 | 439,0 |
| | Vazão (%) | 31,6 | 30,9 | 31,1 | 31,6 | 32,5 | 34,2 | 32,5 | 29,9 | 30,3 | 30,1 | 31,3 | 31,1 | 30,0 | 31,6 | 31,1 | 30,9 | 30,9 | 30,3 | 30,5 | 31,1 |
| IV | Ano | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Média |
| Refl.Argissolo | Precipitação | 1550 | 1344 | 1400 | 1669 | 1752 | 1854 | 1604 | 1116 | 1282 | 1199 | 1392 | 1363 | 1120 | 1493 | 1403 | 1321 | 1426 | 1200 | 1250 | 1403 |
| | Evapotranspiração | 955,4 | 828,4 | 862,9 | 1028,8 | 1079,9 | 1142,8 | 988,7 | 687,9 | 790,2 | 739,0 | 858,0 | 840,1 | 690,4 | 920,3 | 864,8 | 865,4 | 866,0 | 866,6 | 867,3 | 880,5 |
| | Vazão | 453,9 | 385,4 | 404,0 | 488,7 | 529,0 | 590,7 | 457,5 | 309,9 | 359,8 | 334,7 | 402,1 | 393,3 | 309,3 | 430,4 | 395,1 | 378,0 | 389,4 | 335,4 | 350,1 | 403,3 |
| | Vazão (%) | 29,3 | 28,7 | 28,9 | 29,3 | 30,2 | 31,9 | 28,5 | 27,8 | 28,1 | 27,9 | 28,9 | 28,9 | 27,6 | 28,8 | 28,2 | 28,6 | 27,3 | 27,9 | 28,0 | 28,6 |

5.4 Avaliação estatística dos dados de vazão

Na Tabela 12 é apresentado um resumo dos resultados do procedimento para comparar os tratamentos (variáveis independentes) através da análise de variância ANOVA com um fator de comparação múltipla.

Tabela 12 - Análise de variância para os dados de vazão.

| Fonte de variação | Soma dos Quadrados | df | Quadrado Médio | F | Sig. |
|-------------------|--------------------|----|----------------|--------|------|
| Entre Grupos | 30393,308 | 3 | 10131,103 | 11,192 | .000 |
| Nos grupos | 68794,170 | 76 | 905,186 | | |
| Total | 99187,477 | 79 | | | |

O resultado da análise de variância ANOVA por meio do teste F indica que existe diferença significativa entre tratamentos. Contudo, para avaliar a magnitude destas diferenças foi utilizado o teste de comparações múltiplas de Tukey, cujo resultado para comparação entre as vazões é apresentado na Tabela 13:

Tabela 13 – Teste de médias dos dados de vazão (m³/s) para os grupos em subconjuntos homogêneos com tamanho de amostra de média harmônica igual a 20.

| Cenário | N | Subconjunto para alfa = 0,5 | | | |
|----------------------------|----|-----------------------------|--------|--------|--------|
| | | a | b | c | d |
| Reflorestamento: Argissolo | 20 | 156,87 | | | |
| Reflorestamento: Latossolo | 20 | | 170,75 | | |
| Cobertura Vegetal Original | 20 | | | 189,03 | |
| Cobertura de Uso Atual | 20 | | | | 208,72 |

* valores de mesma letra correspondem a grupos com médias estatisticamente iguais

O resultado apresentado na Tabela 15 demonstra que as médias de vazão não se agrupam, ou seja, elas diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade conforme o agrupamento dos subconjuntos de alfa = 0,5.

O resultado do teste de médias indica que a maior vazão ocorre no cenário atual, decrescendo para o cenário original e deste para os dois cenários de reflorestamento. Porém ainda, ocorrendo diferenças significativas entre as médias consideradas pelo teste de agrupamento de médias de ANOVA de Tukey. A distribuição dos tratamentos e o intervalo de confiança das médias podem ser observados na Figura 18.

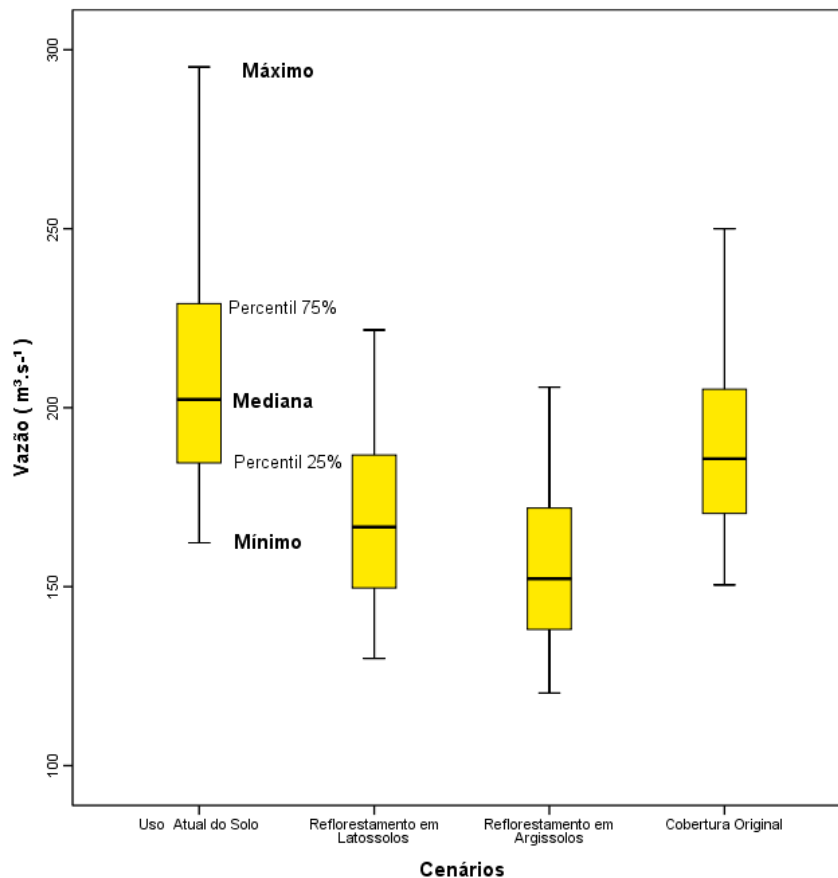


Figura 18 – Distribuição dos tratamentos e intervalo de confiança das médias dos dados de vazão (m³/s).

Observando o gráfico de Box-plot (Figura 18) pode-se notar como as variáveis estão distribuídas em relação à homogeneidade dos dados, valores de tendência central, valores máximos e mínimos e valores atípicos. Quando a caixa (box) é muito “pequena”, significa que os dados são muito concentrados em torno da mediana, e se a caixa é “grande”, significa que os dados são mais heterogêneos.

5.5 Análise das simulações e avaliação dos efeitos sobre a vazão

A comparação entre os cenários modelados permite verificar os efeitos hidrológicos decorrentes das alterações do uso do solo e da cobertura vegetal como consequência na produção de água (vazão) da bacia do Rio Pará. Os resultados desses cenários demonstram que as variações na demanda hídrica no período de simulação são influenciadas por diversos fatores, especialmente pela cobertura vegetal e pelas diferentes unidades pedológicas nas áreas de implantação dos reflorestamentos.

O cenário de cobertura vegetal original apresentou uma produção hídrica $50,63 \text{ mm.ano}^{-1}$ menor que o cenário de uso atual, que corresponde a um aumento em 9,43% do consumo para esse tipo de cobertura. Esse incremento no consumo pode ser justificado pela diferença da cobertura vegetal que no cenário de uso atual possui uma grande área coberta por pastagem ($4.680,42 \text{ km}^2$), equivalente a 38,1% da área da bacia. Essa cobertura, proporcionalmente de menor porte, apresenta uma menor perda por evapotranspiração e maior escoamento para a rede de drenagem, proporcionando maiores valores de deflúvio.

Além disso, a vegetação original em relação à pastagem, intercepta mais água no dossel e transpira mais que a vegetação rasteira (gramíneas, predominantes no cenário atual), conforme indicam os estudos de Bacellar (2005). Somado a isso, a vegetação nativa da cobertura original possui sistema radicular mais profundo, que permite explorar maior volume de solo, conseqüentemente transpirar e consumir mais da reserva de água do perfil do solo conforme atestam os resultados obtidos por Calder (1998).

Segundo Calder (1998), a componente evapotranspiração nas florestas é normalmente superior à da vegetação de menor porte, variando sazonalmente nas estações úmidas, em função do aumento do transporte de vapor de água, devido à superfície aerodinamicamente mais rugosa de suas copas; e nas estações secas, adquirindo águas das reservas do solo, devido ao sistema radicular maior e melhor desenvolvido que alimenta esse transporte para transpiração através das trocas de vapor d'água com a atmosfera.

Ainda neste contexto, Zhang *et al.* (1999) dizem que a diferença entre a evapotranspiração de áreas com gramíneas e floresta cresce em função do índice pluviométrico. A esse propósito, Cheng *et al.* (2002) apontam que normalmente as componentes infiltração e evapotranspiração têm suas magnitudes relativas com maiores valores para floresta e menores para gramíneas, corroborando com os resultados deste estudo.

De acordo com os estudos realizados por Bruijnzeel (1990), Lima (1993, 2006, 2010), Arcova *et al.* (1998) e Santana (2010) os valores médios de evapotranspiração para espécies de eucaliptos variam de 638 a 898 mm.ano^{-1} . Para áreas de cerrado o valor encontrado é uma média entre 554 a 569 mm.ano^{-1} . (LIMA, 1993, 2006 e 2010; SANTANA, 2010). Para áreas de pastagens e gramíneas, a evapotranspiração apresenta uma variação maior com valores entre 182 a 437 mm.ano^{-1} (ANDRADE, 2009; FEITOSA, 2012; OLIVEIRA, 1998; ZHANG *et al.* 1999;

SANTANA, 2010). Esses resultados, consolidados na literatura, auxiliam na compreensão dos resultados obtidos no presente trabalho da bacia do Rio Pará.

Os cenários ocupados com áreas de reflorestamento apresentaram os maiores valores de consumo hídrico, variando de acordo com a unidade pedológica. Esse comportamento indica que as diferentes características dos tipos de solos, tais como a textura, estrutura, porosidade, composição e a declividade exercem influência sobre o comportamento do deflúvio. De maneira geral, esses cenários apresentaram os maiores valores de demandas hídricas, com incremento de 97,62 e 133,31 mm.ano⁻¹, correspondendo a um aumento de consumo da ordem de 18,19% e 24,84%, para os cenários de reflorestamento latossolo e reflorestamento argissolo respectivamente.

Neste contexto, esses resultados indicam que espécies de rápido desenvolvimento, como os eucaliptos utilizados nos reflorestamentos, tendem a consumir mais água do que espécies de crescimento mais lento, como é o caso das fisionomias do cerrado (LIMA, 1993; ZHANG *et al.*, 1999). Desse modo, as variações percebidas na vazão podem ser creditadas à maior evapotranspiração dos eucaliptos corroborando com resultados encontrados na literatura (KUCZERA, 1987; JAYASURIYA *et al.*, 1993; VERTESSY *et al.*, 1995, 2001; ROBERTS *et al.*, 2001).

Segundo Best *et al.* (2003), a evapotranspiração é o componente mais importante do ciclo hidrológico, pois sua magnitude normalmente supera, em muito, a de outros componentes, como recarga, escoamento superficial e variação da umidade do solo, justificando assim esses resultados.

De outro modo, a localização das áreas de reflorestamentos em diferentes unidades pedológicas evidencia a correlação dos componentes que atuam localmente, tais como relevo, geologia e características estruturais do gradiente textural do solo, em função das variações morfológicas que exercem influência substancial sobre a produção de água na bacia.

O cenário IV (reflorestamento em regiões de solos argissolos) apresentou uma demanda de 35,68 mm.ano⁻¹, maior que o cenário III (reflorestamento em latossolo). Esse comportamento pode ser explicado devido à maior declividade dos argissolos nessas unidades pedológicas, o que acarreta maior perda pelos processos de escoamento superficial e subsuperficial diretos. Os argissolos

ocupam áreas mais declivosas em relação aos latossolos que ocupam a porção mais suave do relevo da paisagem. Portanto, a infiltração nos latossolos tende a ser maior do que nos argissolos. Além disso, a classe de solos argissolos apresentam gradiente textural entre os horizontes⁵ A e B, o que favorece o escoamento subsuperficial, pela declividade associada ao gradiente textural onde o horizonte B é menos permeável que o A e a água tende a escoar sobre ele subsuperficialmente. Esses resultados sugerem que a composição da cobertura vegetal por reflorestamentos de eucalipto atuam como um mecanismo redutor da velocidade de escoamento direto e facilitador da infiltração conforme citado por Pritchett, (1979).

Os resultados reforçam que o tipo de uso e a cobertura vegetal, associada às características pedológicas, têm um papel importante como elementos responsáveis nas variações da produção de água. Tucci e Clarke (1997) atribuem grande importância para a vegetação no balanço de energia e no fluxo de volumes de água.

A análise da bacia do Rio Pará aponta que a magnitude da produção é diferenciada em virtude das características locais, como os diferentes tipos de solos, que podem maximizar ou atenuar os efeitos hidrológicos. Desse modo, verifica-se que as unidades pedológicas também influenciam na amplitude dos resultados dependentemente de características estruturais do solo. Para Hewlett (1982), a resposta hidrológica é, em geral, controlada principalmente pelos solos e pela geologia e menos pela cobertura vegetal, em especial nas grandes bacias.

Neste contexto, o resultado obtido no estudo da bacia do Rio Pará alinha-se com os trabalhos desenvolvidos por Swank e Miner (1968), Putuhena e Cordery (2000) e Vertessy *et al.* (2001), onde observou-se que o maior impacto na redução do escoamento superficial foi obtido pela substituição da cobertura com espécies de cerrado por *Eucalyptus sp.* Neste mesmo sentido, Garcia *et al.* (2006) também obtiveram resultados semelhantes em seus experimentos, na bacia do Rio Corumbataí – SP. Eles verificaram uma diminuição na vazão média anual no cenário de reflorestamentos quando comparado ao cenário de mata nativa típica de cerrado.

⁵ Os horizontes do solo são camadas verticais no perfil. Um perfil de solo generalizado é um tanto simplificado composto geralmente por quatro divisões principais, que além do **R** (Rocha Consolidada) e do **E**, compreendem os horizontes **O**, **A**, **B** e **C**.

Assim, os resultados de menor vazão em áreas com vegetação típica de cerrado podem ser explicados pela infiltração mais elevada, menor taxa de evapotranspiração, povoamento mais denso e menor índice de área foliar. Esses fatores proporcionam a elevação nos níveis de estocagem de água no solo, a qual gera escoamento subterrâneo e, portanto, interfere no processo de percolação responsável pela manutenção do escoamento fluvial nos períodos de estiagem.

Desse modo, os resultados também corroboram com os obtidos por Almeida e Soares (2003), onde a bacia com vegetação nativa, composta de floresta Ombrófila Densa (mata atlântica) apresentou vazão inferior a da bacia reflorestada com *Eucalyptus grandis*. Este resultado pode ser explicado pela maior área foliar da mata atlântica que é o dobro, comparada com plantações de eucalipto e devido a isso proporciona maiores taxas de evapotranspiração e, conseqüentemente, incrementa as perdas pelo perfil capilar. Portanto, é de se esperar, que em áreas de cobertura vegetal com maior área foliar haja também uma maior influência determinada pelas perdas por evapotranspiração e, conseqüentemente, redução nos valores de vazão.

5 CONCLUSÃO

A metodologia empregada com o uso do modelo hidrológico SWAT - *Soil and Water Assessment Tool*, possibilitou simular satisfatoriamente a dinâmica da produção de água, dentro das limitações de dados existentes e de espaço restrito aos cenários propostos, possibilitando analisar os efeitos das alterações no uso do solo sobre a vazão da bacia hidrográfica do Rio Pará.

A alteração de uso do solo da condição original para a condição de uso atual, com predomínio de pastagem, ocasionou aumento de 9,44% na produção de água anual da bacia estudada.

A simulação de implantação de reflorestamentos extensivos com eucaliptos, em área correspondente a 30% do total da bacia, reduziu significativamente a vazão, em relação à condição de vegetação original e à situação de uso atual.

Comparando-se a simulação de reflorestamentos sobre argissolos ou latossolos, verificou-se efeito mais pronunciado de redução na vazão de reflorestamentos sobre solos argissolos, corresponde a 19,19% e 24,84% respectivamente em relação às vazões atuais.

Portanto, verifica-se que as análises e discussões produziram inferências muito úteis para reforçar o grande potencial de aplicações de modelos hidrológicos e para incentivar o uso de ferramentas de modelagem como o *Soil and Water Assessment Tool*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS (ABRAF). **Anuário estatístico ABRAF 2013 ano base 2012**. Brasília: 2013. 148p.
- ABBASPOUR, K. C.; FARAMARZI, M.; GHASEMI, S. S.; YANG H. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran, **Water Resources Research.**, Isfahan, v. 45, p. 41-65, october 2009.
- ALMEIDA, F. F. M. O cráton do São Francisco. **Revista Brasileira Geociências**, Paraná, v. 7, n.1 p. 349-364, dezembro 1977.
- ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica). **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, 2003.
- ANDRADE, R. G.; BATISTELLA, M.; AMARAL, T. B.; MENEZES, S. J. M. C. **Análise preliminar da variabilidade espacial da evapotranspiração de pastagens com o uso de imagens orbitais**. Viçosa: UFV, 2009. 1-5p.
- ARCOVA, F. C. S.; LIMA, W. P.; CICCIO, V. Balanço hídrico de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, São Paulo. **Revista Instituto Florestal**, v. 10, n. 1, p. 39-51, 1998.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Temple, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, v. 227, p. 21-40, 2000.
- AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L.; PORTO, M. F. A. Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, RS, v. 3, n. 1, p. 21-52, 1998.
- BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. 2005. 132 p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, 2005.
- BACELLAR, L. A. P. **O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas**. Ouro Preto: Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, 2005.39 p.
- BATES, C. G.; HENRY, A. J. Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. **Monthly Weather Review**, 1928. Supplement 30: p.1-79.
- BEST, A.; ZHANG, L.; MCMAHON, T.; WESTERN, A.; VERTESSY, R. A critical review of paired catchments studies with reference to seasonal flows and climatic variability. MDBC Publicação 11/03. **Murray-Darling Basin Comission**, Canberra, Australia. 2003.
- BLAINSKI, E.; GARBOSSA, L. H. P.; MALUTTA, S. Aplicação do modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para a simulação da perda de solo e da disponibilidade hídrica

em uma bacia hidrográfica não instrumentada. In: X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2010, Fortaleza, **Anais do X Simpósio De Recursos Hídricos do Nordeste**, 2010. 11p.

BRAGA, F. A.; SANTIAGO, A. F. **Áreas de preservação permanente e reserva legal: aspectos jurídicos e ecológicos**. In: Mauro Henrique Nogueira Guimarães de Abreu. (Org.). *Ciências Ambientais: uma abordagem multidisciplinar*. 1 ed. Belo Horizonte: Silveira, 2007, v.1 , p. 9-43.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, v. 5, n.3540, p.157.16 set. 1965. Seção 1, pt.1.

BRASIL. Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, v. 1, p.18 .09 jan. 1997. Seção 1, pt.1.

BRITO, A. S.; LIBARDI, P. L.; MOTA, J. C. A.; MORAES, S. O. Desempenho do tensiômetro com diferentes sistemas de leitura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 17-24, 2009.

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**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist forest and the effects of conversion: a state of knowledge review**, Free University, Amsterdam, 1990. 224p.

CALDER, I. R. **Water-resources and land-use issues Sri Lanka**. Sri Lanka International Water Management Institute. 33, p1998.

CARNEIRO, A. P. S.; RIBEIRO-JÚNIOR, J. I.; SANTOS, N. T.; MARTINS FILHO, S. **Departamento de Estatística – Estatística Experimental**. UFV: 2010 / vol. II, 214 p.

CARVALHO, L. M. T; SCOLFORO, J. R. S. **Monitoramento da flora nativa 2005-2007**. In: Inventário Florestal de Minas Gerais. Lavras: UFLA, 2006. Vol.1, p. 1-24.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARÁ (CBH-Pará). **Plano diretor da bacia hidrográfica do Rio Pará**, Alto São Francisco – Minas Gerais. Caracterização dos Recursos Hídricos, Minas Gerais, 2006. 441p.

CHATTOPADHYAY, N., HULME, M. **Evaporation and potential evapotranspiration in under conditions of recent and future climate change**. *Agricultural and forest and meteorology*. V.87, 1997.14 p.

CHECCHIA, T. E.; RODRIGUES, T. B.; SCHRÖDER, P. H.; CORREA, A. C. S. Avaliação dos efeitos das modificações da cobertura da terra na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica de Pimenta Bueno, Rondônia. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Centro Oeste, 2007, Cuiabá. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

CHENG J. D.; LIN, L. L.; LU, H. S. Influence of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. **Forest Ecology and Management**, Fort Collins, Colorado, v. 165, n.1-3, p. 11-28, 15 July 2002.

CHO, S. M.; LEE, M. W. Sensitivity considerations when modeling hydrologic processes with digital elevation model. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 4, p. 931-934, 2001.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 270 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Programa Geologia do Brasil** Projeto Sete Lagoas – Abaeté – MG. Belo Horizonte: CPRM, 2010. 160 p.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 206-217, 2003.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. 2001. 189 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Instituto de Pesquisas Hidráulicas (UFRS-IPH), Porto Alegre, 2001.

DAVIDSON, J. **Setting aside the idea that eucalyptus are always bad**. UNDP/ FAO project Bangladesh BGD/79/017, 1985.

DURÃES, M. F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do Rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 147 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2010.

DYHR-NIELSEN, M. Hydrological effect of deforestation in the Chao Phraya basin in Thailand. In: **International Symposium on Tropical Forest Hydrology and Application**. Chiangmai, Thailand, 11-14 june, 1986. 12p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Brasília: EMBRAPA, 2006. 286 p.

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

FEITOSA, D. G; HERNADES, F. B. T, FRANCO, R. A. M; TEIXEIRA, A. H. C. **Evapotranspiração real para diferentes coberturas vegetais no noroeste paulista em período seco**. São Paulo: Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2012. p. 1-6.

FERNANDES FILHO, E. I.; SOUZA, E. **Modelo de elevação, bacias hidrográficas, atributos do terreno e interpoladores**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa (UFV), 2010. 117 p.

FIELD, A. **Descobrendo a estatística utilizando o SPSS**. São Paulo: Artmed, 2009. 688 p.

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**, v. 26, p. 577- 582, 2001.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). **Diagnóstico ambiental do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 1983a. 158 p.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC)- Setor de Recursos de Solos. **Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais- SOLOS** - Belo Horizonte, 1983b. p. 46.

GARCIA, G.J.; GAMERO, H.G.; GARCIA, L.B.R.; VETTORAZZI, C.A.; KROENERT, R.; VOLK, M.; LAUCH, A.; MEYER, B. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balaço e qualidade de água na bacia do Rio Corumbataí – SP. **HOLOS Environment**. Rio Claro, v.6, n.02, p.118-137, 2006

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: Undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, v. 380, p. 473-480, 2010.

GREEN, C. H.; VAN GRIENSVEN A. Autocalibration in hydrologic modeling: using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Journal of Environmental Modeling and Software**. v. 23, p. 422-434, 2008.

GOMES, F.P. Curso de estatística experimental. 12^a ed. São Paulo: Livraria Nobel, 1987. 467 p.

HADDELAND, I.; SKAUGEN, T.; LETTENMAIER, D. P. Hydrologic effects of land and water management in North America and Asia: 1700-1992. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1035-1045, 2007.

HEWLETT, J. D. **Principles of forest hydrology**. Athens: The University of Georgia, 1982. 183 p.

HIBBERT, A. R. Forest treatment effects on water yield. In: International Symposium Forest Hydrology, 1967, Oxford, Annals the International Symposium Forest Hydrology, 1967. 16p.

HOLECHEK, J. L.; PIEPER, R. D.; HERBEL, C. H. **Range Management, Principles and Practice**, Fifth Edition. Pearson Prentice Hall, p. 325-370; 379-385, 2004.

HUNDECHA, Y.; BÁRDOSSY, A. Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. **Journal of Hydrology**, v. 292, p. 281-295, 2004.

JAYASURIYA, M. D. A.; DUNN, G.; BENYON, R.; O'SHAUGHNESSY, P. J. Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus reignans*) dominated forests in south-east Australia. **Journal of Hydrology**, p. 345-367, 1993.

KING, K. W.; ARNOLD J. G.; WILLIAMS, J. R.; SCRINIVASAN R. **Soil and Water Assessment Tool-SWAT**. USDA, Agricultural Research Service, 1996. 450p.

KOFFLER, N. F. **Avaliação do uso da terra da bacia do Rio Corumbataí (SP) através de técnicas de georreferenciamento**. Relatório de Pesquisa, UNESP, Rio Claro, 1993.

KOKKONEN, T. S.; JAKEMAN, A. J.; YOUNG, P. C.; KOIVUSALO, H. J. **Predicting daily flows in ungauged catchments: model regionalisation from catchment descriptors at the Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina**. Hydrol. Process. 17, p. 2219-2238, 2003.

KOLAHCHI, Z.; JALALI, M. Simulating leaching of potassium in a sandy soil using simple and complex models. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 85, n. 1- 2, p. 85-94, 2006.

- KRYSANOVA, V.; MULLER-WOHLFEIL. D.; BECKER. A. Development and Test of Spatially Distributed Hydrological Water Quality Model for Mesoscale Watersheds. **Ecological Modeling**. v. 106, p. 261-289, 1998
- KUCZERA G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalyptus forest. **Journal of Hydrology**, p. 215-236, 1987.
- KURAJI, K. Time necessary for forest and water to come back. **Science Journal KAGAKU**, Tokyo, v.71, n.1, p.57-66, 2001.
- LANNA, A. E. **Gestão das águas**. Gestão de Recursos Hídricos do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Blumenau – SC: FURB, 2006. 80p. Apostila.
- LARSON, W.E.; LINDSTROM, M.J. ; SCHUMACHER, T.E. The role of severe storms in soil erosion: a problem needing consideration. **Soil Water Conser**. 52: p. 90-95, 1997.
- LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. São Paulo: EDUSP, 1993. 302 p.
- LIMA, W.P; ZAKIA, M. (Orgs.) **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RIMA, 2006. 226 p.
- LIMA, W. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Cadernos do Diálogo - Volume 1. Instituto Bioatlântica, Rio de Janeiro, 2010. 64 p.
- LINHARES, C. A. **Influência do desflorestamento na dinâmica da resposta hidrológica na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO**. 2006. 219 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2006.
- LINO, J. L. F. **Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Preto (SC) com o modelo SWAT**. 2009. 150 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2009.
- LUBITZ, E. **Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à bacia do Ribeirão Concórdia – Lontras, SC**. 2009. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau (FURB), Blumenau, 2009.
- MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Piracicaba, 2002. 152 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (USP-ESALQ), Piracicaba, 2002.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da Terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p. 727-733, 2003.
- MATEUS, R. S. **Modelo hidrológico da bacia hidrográfica da represa Guarapiranga – São Paulo, SP**. 2006. 154p. Dissertação (Mestrado em Geografia Física). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- MINAS GERAIS. Portaria IGAM nº 010, de 30 de dezembro de 1998. Regulamenta o processo de outorga de direito de uso de águas de domínio do Estado. **Diário do Executivo - "Minas Gerais"**, Belo Horizonte, MG. 23. Jan.1999.

MCLEAN, S. **Baseflow response to vegetation change, Glendhu State Forest, Otago, New Zealand.** 2001. 118 p. Dissertation (Master in Geography)– University of Otago, Dunedin, 2001.

MELLO, S. L.; GONÇALVES, J. L.; OLIVEIRA, L. E. G.; COMERCIO, J; JORGE, L. A.; SERRANO, M. I. P. **Características do sistema radicular em povoamentos de eucaliptos propagados por sementes e estacas.** Scientia Forestalis, Piracicaba, n. 54, p. 17-28, dez. 1998.

MONTEITH, J.L. Evaporation and environment: the state and movement of water in living organisms. **Symp. Soc. Exp. Biol.** 19, p. 205–234, 1965.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; GUANDIQUE, M. E. G.; MILDE, L. C. E.; GROppo, J. D.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 61-70, 2003.

MULLIGAN, M. Modelling catchment hydrology. In: **Environmental modelling: finding simplicity in complexity.** Ed. WAINWRIGHT, J.; MULLINGAN, M. 1967. cap.4, p.107-123.

NEITSCH, S. L. ARNOLD, J.A; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation** – Temple: Agricultural Research Service (USDA); Texas Agricultural Experiment Station (Texas A; M. University). 647p, 2009a.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KIRINY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and water assessment tool input/output file documentation version 2009.** Texas Water Resources. Institute Technical Report n° 365. Texas A & M Universty System-College Station, Maio, 2009b.

NIE, N. H.; Bent, D. H.; Hull, C. Hadlai. **SPSS: statistical package for the social sciences.** McGraw-Hill. 343 p. 1970.

NOTTER, B.; MACMILLAN, L.; VIRIROLI, D.; WEINGARTNER, R.; LINIGER, H. P. Impacts of environmental change on water resources in the Mt. Kenya Region. **Journal of Hydrology**, v. 343, p. 266-278, 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434 p.

OLIVEIRA FILHO, A. T. Scolforo, J. R.; Silva, C. P. de C. Definição e delimitação de domínios e subdomínios das paisagens naturais do estado de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T.(Ed.). **Mapeamento e Inventário da Flora e dos Reflorestamentos de Minas Gerais.** Lavras: UFLA, 2006. Cap. 1, p. 21-35.

OLIVEIRA, L. J. C., COSTA, M. H., LEITE, C. C. **Estimativa da evapotranspiração de diferentes coberturas do solo na bacia do Rio Tocantins por meio de análise de série histórica de variáveis hidroclimáticas e de uso do solo.** Manaus: INPA, 1998. p.1-12

PAIVA, F. M. L. **Estudo comparativo entre três modelos de base física na modelagem hidrossedimentológica em microbacias na região semi-árida paraibana.** 2008. 175 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, 2008.

- PRITCHETT, W.L. **Properties and Management of Forest Soils** . New York: John Wiley, 1979. 500 p.
- PUTUHENA, W.M.; CORDERY, I. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to Pinus radiata. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 100, p. 59-72, 2000.
- QUIMPO, R. G.; McNALLY, T. A. Regionalized flow duration for Philippines. In: **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 109, n. 4, p. 320-330. oct. 1983.
- RAUDKIVI, A. J. **Hydrology: an advanced introduction to hydrological processes and modelling**. Oxford; New York: Pergamon Press, 1979. 479p.
- RATTANAVIWATPONG, P.; RICHEY, J.; THOMAS, D.; RODDA, S.; CAMPBELL, B.; LOGSDON, M. Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. **Journal of Hydrology**, v. 334, p. 215-230, 2007.
- REICHERT J.M. SUZUKI, L.E.A.S; REINERT, D.J. **Compactação de solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos limites críticos e mitigação**. In: CERETTA, C.A.; SILVA, L.S.; REICHERT, J.M. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade brasileira de ciência do solo, v. 5, p. 49-134, 2007.
- RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. São José dos Campos: INPE, 2000. 60 p.
- ROBERTS, S.; VERTESSY R.A., GRAYSON R. B. 2001. Transpiration from eucalyptus sieberi (L. Johnson) forests of different age. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1-3, 2001, p.153-161.
- ROGICK, A. Efeitos ambientais do eucalipto. **Revista Ecologia e Desenvolvimento**, v. 5, n. 59, 1996, p. 38-41.
- SALORANTA, T. M. 2005. Highlighting the model code selection and application process in policy-relevant water quality modelling. *Ecological Modelling*. In: **Press. Corrected Proof**. 194:316–327.
- SALTELLI, A.; TARANTOLA, S.; CAMPOLONGO, F. Sensitivity analysis as na ingredient of modelling. **Statistical Science**. v. 12. n. 4, p. 377-395, 2000.
- SANTANA, O. A.; CUNIAT, G.; ENCINAS, J. I. **Contribuição da vegetação rasteira na evapotranspiração total em Diferentes ecossistemas do bioma cerrado, Distrito Federal**. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 269-281, abr.-jun., 2010.
- SANTIAGO, A. V. **Simulações dos efeitos da cobertura vegetal no balanço hídrico da bacia do rio Ji-Paraná, RO**. 2005. 70p. Tese (Doutorado em Agronomia) –Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (USP – ESALQ), Piracicaba, 2005.
- SANTOS, C. A. G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M.; SRINIVASAN, V. Influência do tipo da cobertura vegetal sobre a erosão no semi-árido paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 92-96, 2000.
- SANTOS, L. L. Modelos Hidráulicos-Hidrológicos: Conceitos e Aplicações. **RBGF- Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.2, n.03, p. 01-19, 2009.

- SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento e Inventário da Flora Nativa e dos Reflorestamentos de Minas Gerais**, Lavras: UFLA, 2006. 288p.
- SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. de **Inventário Florestal de Minas Gerais: Monitoramento dos Reflorestamentos e Tendências da Produção em volume, peso de matéria seca e carbono**, 2005 a 2007, Lavras: UFLA, 2008. 260p.
- SCOLFORO, J. R. S. **O mundo eucalipto: os fatos e mitos de sua cultura**. São Paulo: Mar de Ideias, 2008. 72 p.
- SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W.; MOSES, G.; MEHLOMAKULU, M.; SIMMERS, A. D. A. A reanalysis of the South African afforestation experimental data. WRC Report, n. 810, **Water Research Commission**, South Africa, 2000.
- SPOHR, R. B.; CARLESSO, R.; GALLÁRRETA, C. G.; PRÉCHAC, F. G.; PETILLO, M. G. Modelagem do escoamento superficial a partir das características físicas de alguns solos do Uruguai. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.1, p.74-81, jan-fev, 2009.
- SETTI, A. A. **A necessidade do uso sustentável dos recursos hídricos**. Brasília: IBAMA, 1996. 344p.
- SILBERSTEIN, R. P. Models are so good. Do we still need data? **Environmental Modelling & Software**. Vol. 21 p. 1340-1352, 2006.
- SILVA, L. R. S. da. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. 2010. 241 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília (UnB), Brasília-DF, 2010.
- SILVA, R. V. **Análise comparativa de três formulações do Topmodel na Bacia do Rio Pequeno – PR. 2005. 144 p.** Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental, programa de pós-graduação em Engenharia ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2005.
- SINGH, V.P. Watershed modeling. In: _____. **Computer Models of Watershed Hydrology**. 1 ed. Colorado: Water Resource Publications, 1995, p. 1 – 22.
- SINGH, V. P., WOOLHISER D. A. Mathematical modeling of watershed hydrology. American Society of Civil Engineer. **Journal of Hydrologic Engineering**/ july/august, 2002. 284 p.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA (SBS). **Área plantada de florestas para fins de produção, por região, unidades da Federação e Brasil em 2008**. Disponível em: <<http://www.sbs.org.br/estatisticas.htm>>. Acesso em: 11 Nov. 2009.
- SOUZA, R. M.; SANTOS, I; KOBİYAMA, M. **O modelo SWAT como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro**. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009. Campo Grande: ABRH, **Anais**, 2009.14p.
- SWANK, W. T.; MINER, N.H. Conversion of hardwood-covered watersheds to White Pine reduces water yield. **Water Resources Research**, v.4, p.947-954, 1968.
- TANG, Z.; ENGEL, B. A.; LIM, K. J.; PIJANOWSKI, B. C.; HARBOR, J. Minimizing the impact of urbanization on long term runoff. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, p. 1347-1359, 2005.

- TUCCI, C.E. M.; CLARKE, R.T. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2 n.1 Jan/Jun 1997, p. 135-152.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)/Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 1998. 669p.
- TUKEY, J. W., 1953. The problem of multiple comparisons. Unpublished manuscript. Princeton University. *The Annals of Statistics*, 2002, Vol. 30, No. 6, 1576–1594
- TWINE, T. E.; KUCHARIK, C. J.; FOLEY, J. A. Effect of land cover change on the energy and water balance of the Mississippi river basin. **Journal of Hydrometeorology**, v. 5, p. 640-655, 2004.
- UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **Managing Water under Uncertainty and Risk-** The United Nations World Water Development Report 4- Volume 1, 2012a, 405 p.
- UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. UNESCO). **Facing the Challenges** -The United Nations World Water Development Report 4- Volume 3, 2012b. 99 p.
- USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. **National Engineering Handbook Section 4 Hydrology**, chapters 4-10, 1972.
- UZEIKA, T. **Aplicação do Modelo SWAT para a Avaliação da Produção de Sedimentos em uma Pequena Bacia Rural**. 2009. 129 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento ambiental). UFRS-IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2009.
- VAN GRIENSVEN, A. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. Unpublished report. 2005. 48p.
- VERTESSY R.A., BENYON R.G., O’SULLIVAN S.K., GRIBBEN P.R. Relationships between stem diameter, sapwood area, leaf area and transpiration in a young mountain ash forest. **Tree Physiology**, p. 559-567, 1995.
- VERTESSY, R. A. The impacts of forestry on streamflows: a review. In: Croke, J; Lane, P. (eds) **Forest Management for Quality and Quantity**. Proceedings of the Second Forest erosion Workshop. Warburton, Australia: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, CSIRO Land and Water, 1999. p. 93–109.
- VERTESSY, R. A.; WATSON, F.G.R; O’SULLIVAN, S.K. Factors determining relations between stand age catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v.143, p. 13-26, 2001.
- VIANA, M. B. **O eucalipto e os efeitos ambientais do seu plantio em escala**. Brasília, 2004. 30 p.
- VIEIRA, S.; HOFFMANN, R. **Estatística experimental**. Editora Atlas, São Paulo, 1989, 179 p.
- VISSMAN, Jr. W.; LEWIS, G. L. **Introduction to hydrology**. Prentice Hall, Englewood Cliffs New Jersey, 2003. 612 p

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na região alto rio Grande a montante do reservatório de Camargos/CEMIG**. 2008. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

VOGUEL, R. M.; FENNESSEY, N. M. (1994). **Flow-duration curves. I: New interpretation and confidence intervals**. In: **Journal of Water Resources Planning and Management**, Vol. 120, n° 4, p. 485-504. Jul/Aug. 1994.

VON 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. **Transactions of the ASABE**, v. 50, p. 455-468, 2007.

WAHAB, A. A.; AMIM, M. S. M.; HALIM, G. A.; SHAFRI, H. Z. M.; THAMER, A. M.; WALEED, A. R. M.; AIMRUN, W.; EZRIN, M. H. The effect of development and land use change on rainfall-runoff and runoff-sediment relationships under humid tropical condition: Case study of Bernam watershed, Malaysia. **European Journal of Scientific Research**, v. 31, n. 1, p. 88-105, 2009.

WILK, J.; HUGHES, D. A. Simulating the impacts of land-use and climate change on water resource availability for a large south Indian catchment. **Hydrological Sciences**, v. 47, p. 19- 30, 2002.

WILLMOTT, C.J.; ACKLESON, S.G.; DAVIS, R.E.; FEDDEMA, J.J.; KLINK, K.M.; LEGATES, D.R.; O'DONNELL, J.; ROWE, C.M. Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 90, n. C5, p. 8995-9005, Sept. 1985.

WINCHELL, M; SRINIVASAN, R.; DI LUIZO, M.; ARNOLD, J. **ArcSwat Interface for Swat 2009- User's Guide**. Texas-USA .2010. 490 p.

ZHANG L., DAWES W.R., WALKER, G.R. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Australia, **Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology**, 1999. 42 p.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701- 708, 2001.

ANEXO A: Unidades pedológicas mapeadas na bacia do Rio Pará, CETEC (1983).

Tabela 14 - Discretização das 46 unidades de solos identificadas, na área da bacia.

| Classe | Descrição das Unidades Pedológicas, (Classes de Solos) | Área Km ² | Área (%) |
|--------|---|----------------------|----------|
| Ae1 | SOLOS ALUVIAIS EUTRÓFICOS A moderado textura indiscriminada fase floresta perenifólia de várzea relevo plano | 84,58 | 0,69 |
| Ae2 | SOLOS ALUVIAIS EUTRÓFICOS A moderado textura indiscriminada fase floresta perenifólia de várzea + SOLOS HIDROMÓRFICOS INDISCRIMINADOS fase campos de várzea ambos relevo plano (60-40%) | 838,14 | 6,81 |
| Ca17 | CAMBISSOLO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO + LATOSSOLO VERMELHO AMARELO todos ÁLICOS A MODERADO TEXTURA ARGILOSA FASE CERRADO RELEVO ONDULADO (40-30-30%) | 217,87 | 1,77 |
| Ca18 | CAMBISSOLO A moderado + SOLOS LITÓLICOS A fraco + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO A moderado todos ÁLICOS textura argilosa fase cerrado relevo ondulado (50-25-25%) | 459,13 | 3,73 |
| Ca3 | CAMBISSOLO ÁLICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo suave ondulado e ondulado | 108,25 | 0,88 |
| Ca7 | CAMBISSOLO + LATOSSOLO VERMELHO AMARELO ambos ÁLICOS A moderado textura argilosa fase cerrado relevo suave ondulado (70-30%) | 28,10 | 0,23 |
| Cd1 | CAMBISSOLO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase campo cerrado relevo forte ondulado | 47,74 | 0,39 |
| Cd4 | CAMBISSOLO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase floresta subperenifólia relevo forte ondulado (60-40%) | 458,67 | 3,73 |
| Cd5 | CAMBISSOLO fase cerrado/floresta subperenifólia ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa relevo ondulado (70-30%) | 569,73 | 4,63 |
| Cd6 | CAMBISSOLO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifólia relevo ondulado e forte ondulado (60-40%) | 326,56 | 2,65 |
| Cd7 | CAMBISSOLO relevo ondulado + SOLOS LITÓLICOS relevo forte ondulado ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado (70-30%) | 72,35 | 0,59 |
| LEa4 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO ALICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo plano e suave ondulado | 1175,74 | 9,56 |
| LEd10 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado + LATOSSOLO VERMELHO AMARELO HUMIDO ALICO ambos textura argilosa fase floresta caducifólia / cerrado relevo plano e suave ondulado (70-30%) | 9,15 | 0,07 |
| LEd12 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO + CAMBISSOLO ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifólia relevo ondulado (70-30%) | 11,23 | 0,09 |
| LEd2 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifólia relevo ondulado | 114,97 | 0,93 |
| LEd4 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifólia relevo suave ondulado | 2,38 | 0,02 |
| LEd5 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifólia relevo ondulado e forte ondulado | 7,04 | 0,06 |
| LEd6 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo suave ondulado | 432,82 | 3,52 |

Continuação Tabela 14 - Discretização das 46 unidades de solos identificadas, na área da bacia.

| Classe | Descrição das Unidades Pedológicas, (Classes de Solos) | Área Km² | Área (%) |
|---------------|--|----------------------------|-------------------|
| LEd7 | LATOSSOLO VERMELHO ESCURO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo ondulado e suave ondulado | 122,15 | 0,99 |
| LVd12 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo ondulado (70-30%) | 313,02 | 2,54 |
| LVd14 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO + CAMBISSOLO todos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo ondulado e forte ondulado (70-30-30%) | 3,93 | 0,03 |
| LVd2 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo suave ondulado | 123,84 | 1,01 |
| LVd3 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo suave ondulado e ondulado | 626,28 | 5,09 |
| LVd4 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo ondulado | 828,29 | 6,73 |
| LVd5 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo ondulado e forte ondulado | 145,42 | 1,18 |
| LVd6 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado | 37,20 | 0,30 |
| LVd7 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo ondulado | 137,04 | 1,11 |
| LVd8 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo suave ondulado | 615,15 | 5,00 |
| LVH1 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO HUMICO ALICO textura argilosa fase floresta superenifolia relevo suave ondulado | 32,70 | 0,27 |
| LVH2 | LATOSSOLO VERMELHO AMARELO HÚMICO ÁLICO textura argilosa fase cerrado relevo suave ondulado | 9,40 | 0,08 |
| AVa1 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO ALICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo ondulado | 83,20 | 0,68 |
| AVa3 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO textura argilosa + CAMBISSOLO textura siltosa ambos ALICOS A moderado fase floresta subperenifolia relevo ondulado (70-30%) | 218,40 | 1,78 |
| AVa4 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo ondulado + CAMBISSOLO textura siltosa fase cerrado relevo forte ondulado ambos ALICOS A moderado (70-30%) | 179,80 | 1,46 |
| AVd1 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo ondulado | 102,29 | 0,83 |
| AVd10 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO relevo forte ondulado + CAMBISSOLO relevo ondulado ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia (60-40%) | 1226,60 | 9,97 |
| AVd13 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO + CAMBISSOLO + SOLOS LITÓLICOS todos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo forte ondulado (40-30-30%) | 906,72 | 7,37 |

Continuação Tabela 14 - Discretização das 46 unidades de solos identificadas, na área da bacia.

| Classe | Descrição das Unidades Pedológicas, (Classes de Solos) | Área Km² | Área (%) |
|---------------|---|--------------------------------|-----------------------|
| AVd2 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo montanhoso | 98,53 | 0,80 |
| AVd3 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia relevo ondulado | 61,48 | 0,50 |
| AVd5 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO A moderado textura argilosa fase cerrado relevo ondulado | 298,50 | 2,43 |
| AVd7 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO + CAMBISSOLO ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo ondulado (70-30%) | 748,33 | 6,08 |
| AVd8 | ARGISSOLO VERMELHO AMARELO relevo ondulado + CAMBISSOLO relevo forte ondulado ambos DISTRÓFICOS A moderado textura argilosa fase floresta subperenifolia (60-40%) | 56,23 | 0,46 |
| Ra15 | SOLOS LITÓLICOS relevo montanhoso + CAMBISSOLO relevo forte ondulado ambos ALICOS A moderado textura indiscriminada fase campo + AFLORAMENTOS DE ROCHAS (40-30-30%) | 43,22 | 0,35 |
| Ra6 | SOLOS LITÓLICOS A fraco textura indiscriminada + CAMBISSOLO A moderado textura siltosa relevo forte ondulado e montanhoso (70 -30%) | 91,40 | 0,74 |
| Rd1 | SOLOS LITÓLICOS DISTRÓFICOS A fraco textura indiscriminada fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e montanhoso | 62,97 | 0,51 |
| Rd7 | SOLOS LITÓLICOS A fraco textura indiscriminada + CAMBISSOLO + ARGISSOLO VERMELHO AMARELO ambos A moderado textura argilosa todos DISTRÓFICOS fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado (40-30-30%) | 79,81 | 0,65 |
| Rd8 | SOLOS LITÓLICOS A fraco textura indiscriminada + CAMBISSOLO A moderado textura argilosa ambos DISTRÓFICOS fase cerrado/floresta subperenifolia relevo forte ondulado e montanhoso + AFLORAMENTOS DE ROCHAS (40-30-30%) | 84,16 | 0,68 |
| Total | | 12301 | 100 |

Fonte: CETEC (1983b).