



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE ARQUITETURA, ENGENHARIA E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS



**MODELAGEM DA VAZÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS SUSPENSOS
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO LOURENÇO/MT**

VANESA PONCE BALDERRAMA

Cuiabá-MT, Fevereiro de 2019.

**MODELAGEM DA VAZÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS SUSPENSOS
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO LOURENÇO/MT**

VANESA PONCE BALDERRAMA

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Recursos Hídricos da
Universidade Federal de Mato Grosso
para a obtenção do título de mestre em
Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Peter Zeilhofer

Cuiabá-MT, Fevereiro de 2019.

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

P792m Ponce Balderrama, Vanesa.
MODELAGEM DA VAZÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS
SUSPENSOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO
LOURENÇO/MT / Vanesa Ponce Balderrama. -- 2019
108 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Peter Zeilhofer.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto
de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-Graduação em Recursos
Hídricos, Cuiabá, 2019.
Inclui bibliografia.

1. Modelagem. 2. Vazão. 3. Transporte de sedimentos. 4. SWAT. I.
Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS
Avenida Fernando Corrêa da Costa, 2367 - - Boa Esperança - Cep: 78060900 - CUIABÁ/MT
Tel : (65) 3615-8764 - Email : nearh@ufmt.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO : "Modelagem da Vazão e Transporte de Sedimentos Suspensos na Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço/MT"

AUTOR : Mestranda Vanesa Ponce Balderrama

Dissertação defendida e aprovada em 27/02/2019.

Composição da Banca Examinadora:

Presidente Banca / Orientador	Doutor(a)	Peter Zeilhofer	
Instituição :	UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO		
Examinador Externo	Doutor(a)	CARLA CRISTINA CASSIANO	
Instituição :	UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO		
Examinador Externo	Doutor(a)	Mauricio Florencio Villazón Gomez	
Instituição :	UMSS		
Examinador Suplente	Doutor(a)	Ibraim Fantin da Cruz	
Instituição :	UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO		
Examinador Suplente	Doutor(a)	Vander Kaufmann	
Instituição :	FURB		

CUIABÁ, 26/02/2019.

DEDICATORIA

“Aos meus Pais, que sempre me incentivaram na área acadêmica, e me ensinaram desde muito cedo que tudo pode nos ser tirado, menos o nosso conhecimento”.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por todo o incentivo, amor, carinho e compreensão. Por serem sempre meu porto seguro, mas também o mastro que me faz manter a velas sempre abertas, rumo a novas conquistas.

Ao meu irmão Mauricio, que sem o seu apoio e compreensão não seria possível a minha estada em Cuiabá e a realização deste estudo.

Ao Julián por todo o apoio e companhia durante a minha estada em Brasil.

Ao Prof. Dr. Peter Zeilhofer por sua paciência extraordinária, compreensão, confiança e apoio, e por aceitar ser meu orientador mesmo quando já estava sobrecarregado de atividades.

Aos membros da banca da Qualificação: Profa. Dra. Carla Cassiano e Prof. Dr. Ibraim Fantin da Cruz pelas contribuições e discussões deste trabalho.

A meus professores e colegas do PPGRH, que ajudaram a tornar esse mestrado um período agradável e produtivo.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo auxílio financeiro concedido.

RESUMO

Muitos modelos matemáticos de predição de vazão e transporte de sedimentos apresentam um grande potencial para serem utilizados no planejamento dos recursos hídricos, pois através destes é possível estimar impactos causados pelas atividades agrícolas. Com base nessa premissa, utilizou-se o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) em uma bacia hidrográfica de uso predominantemente rural (22.199 km²) no sudeste do Estado de Mato Grosso-MT, para avaliar a sua aplicabilidade para simular a vazão e o transporte de sedimentos em suspensão. Para calibração e validação foram disponíveis medições de três estações fluviométricas e sedimentológicas (São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis). As simulações de vazão foram avaliadas por meio de análise visual dos hidrogramas e das curvas de permanência da vazão, e quantitativamente a partir do coeficiente de determinação (R^2), o índice de Nash-Sutcliffe (NSE), o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') e o Porcentagem de vies (PBIAS). Devido ao desempenho limitado da simulação mensal, com NSE entre -1,13 e -0,16, foi realizada análise de sensibilidade e calibração para o período (2004-2012) e validação (2013-2016), tornando os resultados satisfatórios para a Calibração o NSE de 0,46 à 0,64 e para a validação de 0,65 à 0,67. As simulações mensais dos sedimentos em suspensão representaram adequadamente o ciclo anual do transporte, porém com sub/super-estimativas entre 29,4 à 395,4 % para a simulação inicial, já na simulação após a calibração teve uma sub/superestimativa entre 5,5 e 152,5. Além disso foi gerado o mapa de produção de sedimentos para a Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço onde foram identificadas as áreas de maior produção de sedimentos (Campo Verde, Jaciara, Dom Aquino, Poxoréo e Pedra Preta) e também foram analisadas algumas características como uso de solo, tipo de solo, declividade e altitude para essas áreas de maior produção.

Palavras-Chave: Modelagem, vazão, transporte de sedimentos e SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).

ABSTRACT

Many mathematical models of flow and sediment transport prediction have great potential to be used in the planning of water resources, because through these it is possible to estimate impacts caused by agricultural activities. Based on this assumption, the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model was used in a predominantly rural basin (22,199 km²) in the southeast of the State of Mato Grosso-MT, to evaluate its applicability to simulate flow and the transport of suspended sediments. For calibration and validation, measurements of three fluviometric and sedimentological stations (São Pedro da Cipa, São Lourenço and Rondonópolis) were available. The flow simulations were evaluated by means of visual analysis of the hydrographs and flow duration curves, and quantitatively from the determination coefficient (R^2), the Nash-Sutcliffe index (NSE), the Kling-Gupta efficiency index (KGE ') and Bias Percentage (PBIAS). Due to the limited performance of the monthly simulation, with a NSE of -1,13 to -0,16, a sensitivity and calibration analysis was performed for the period (2004-2012) and validation (2013-2016), making the results satisfactory for the Calibration of between 0.46 and 0.64 and for the validation of between 0,65 and 0,67. The monthly simulations of suspended sediments adequately represented the annual transport cycle, but with sub / superestimates between 29,4 and 395,4 % for the initial simulation, already in the simulation after the calibration I had a sub / overestimate of 5,5 and 152.5. In addition, a sediment yield map was generated for the São Lourenço River Basin where the areas with the highest sediment production (Campo Verde, Jaciara, Dom Aquino, Poxoréo and Pedra Preta) them were identified land use, soil types and declivity for these areas of higher production.

Key words: Modeling, flow, sediment transport and SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 OBJETIVOS	3
1.1.1 OBJETIVO GERAL.....	3
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
1.2 JUSTIFICATIVA	4
2 REVISÃO DA LITERATURA	5
2.1 Ciclo hidrológico	5
2.2 Modelo SWAT e suas aplicações	8
2.2.1 Conceitos e aplicações do modelo.....	8
2.2.2 Formulação e equacionamento do modelo SWAT	9
2.2.2.1 Equação do balanço hídrico.....	11
2.2.2.2 Parâmetros climáticos.....	11
2.2.2.3 Aporte de Sedimentos.....	11
2.2.2.3.1 escoamento superficial.....	12
2.2.2.3.2 Vazão de Pico.....	13
2.2.2.3.3 Fator de Erodibilidade do Solo.....	13
2.2.2.3.4 Fator de Uso e Manejo do Solo	14
2.2.2.3.5 Fator de Práticas Conservacionistas	15
2.2.2.3.6 Fator Topográfico.....	15
2.2.2.3.7 Fator de Fragmentação Esparsa.....	16
2.2.2.4 Propagação dos Sedimentos no Canal	16
2.2.2.5 Evapotranspiração	19
2.2.2.6 Percolação.....	19
2.2.2.7 Águas subterrâneas	19
2.3 Aplicação do modelo SWAT para simulação hidrossedimentológica	20
2.4 Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo.....	25
2.4.1 SWAT CUP	26
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
3.1 Caracterização da Área de estudo.....	29

3.2 Geomorfologia e Geologia da Área de estudo.....	31
3.3 O modelo SWAT.....	32
3.4 Construção da base de dados.....	34
3.4.1 Modelo numérico de terreno (MNT), rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica e suas sub-bacias.....	34
3.4.2 Unidades pedológicas.....	35
3.4.3 Uso e ocupação da terra (UOT).....	37
3.4.4 Definição das unidades de respostas hidrológicas-HRU.....	39
3.5 Definição dos Parâmetros Característicos da Área de Estudo.....	40
3.5.1 Usos consuntivos e não consuntivos na bacia.....	40
3.5.2 Dados dos reservatórios.....	40
3.5.3 Dados observados de vazão e sedimentos suspensos.....	41
3.6 Parametrização e calibração da vazão.....	41
3.6.1 Sensibilidade dos parâmetros.....	41
3.6.2 Calibração e validação.....	43
3.6.3 Comparação e análise da eficiência do modelo.....	44
3.7 Parametrização e calibração dos sedimentos suspensos.....	46
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1 Simulações da vazão.....	48
4.1.1 Avaliação da modelagem não calibrada.....	48
4.1.2 Parametrização e análise de sensibilidade.....	54
4.1.3 Calibração e validação do modelo SWAT.....	55
4.2 Resultados e avaliação dos Sedimentos em suspensão.....	66
4.2.1 Avaliação da modelagem não calibrada.....	66
4.2.2 Calibração de sedimentos.....	68
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	78
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ciclo Hidrológico (Fonte: adaptado de Tundisi, 2003).	7
Figura 2 Representação do processo de desenvolvimento do modelo SWAT.	10
Figura 3 Rede hidrográfica, área e hidroelétricas da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço.	30
Figura 4 Dados de entrada no SWAT e resumo de processos. (Adaptado de Carvalho, 2010).	33
Figura 5 MNT, rede hidrográfica, e estações fluviométricas da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço.	34
Figura 6 Subdivisão da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço	35
Figura 7 Mapa de Solos da bacia do Rio São Lourenço.	36
Figura 8 Usos e Ocupação da Terra (UOT) da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço.	38
Figura 9 Esquema referente às três propostas de comparação entre os dados observados e simulados, onde FDC é a curva de permanência da vazão, FDC índices são os coeficientes de vazão máxima (Q_5), média (Q_{50}) e mínima (Q_{95}), NSE é o índice de Nash-Sutcliffe, e KGE' é o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (Garcia, 2018).	44
Figura 10 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de São Pedro da Cipa.	48
Figura 11 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de São Lourenço.	49
Figura 12 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de Rondonópolis.	49
Figura 13 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação São Pedro da Cipa, No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	50
Figura 14 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação São Lourenço, No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	50
Figura 15 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	51

Figura 16 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação São Pedro da Cipa, após a calibração e validação dos parâmetros.	56
Figura 17 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação São Lourenço, após a calibração e validação dos parâmetros.	57
Figura 18 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação Rondonópolis, após a calibração e validação dos parâmetros.	57
Figura 19 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação São Pedro da Cipa. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	58
Figura 20 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação São Lourenço. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	59
Figura 21 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	59
Figura 22 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação São Pedro da Cipa. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	62
Figura 23 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação São Lourenço. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	62
Figura 24 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.	63
Figura 25 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de São Pedro da Cipa.	66
Figura 26 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de São Lourenço.	67
Figura 27 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de Rondonópolis.	67
Figura 28 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de São Pedro da Cipa, após a calibração.	69
Figura 29 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de São Lourenço, após a calibração.	69

Figura 30 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de Rondonópolis, após a calibração.....	70
Figura 31 Média geral simulada da Produção de Sedimentos e da concentração de sedimentos em suspensão (TSS).....	73
Figura 32 Distribuição de usos e ocupações da terra para cada grupo de produção de sedimentos.	74
Figura 33 Distribuição dos tipos de solos para cada grupo de produção de sedimentos (AQ: Areias Quartzosas, CB-CX-SL: Solos Concrecionários Câmbicos, Cambissolo e Solos Litólicos, LVE-LVA: Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico, PVA-PT: Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo).....	76
Figura 34 Declividade e elevação média calculada para cada grupo de produção de sedimentos.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Classes de solos e suas características (SEPLAN, 2015), onde: HYDGRP (Grupo hidrológico do solo), SOL_ZMX (profundidade máxima de enraizamento do perfil do solo), SOL_Z (profundidade do perfil da superfície do solo até a parte inferior da camada), SOL_K (condutividade hidráulica saturada).....	37
Tabela 2 Áreas de uso e ocupação da Terra da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço.	38
Tabela 3 Dados das PCH's utilizadas na modelagem.	41
Tabela 4 Parâmetros e limites utilizados para a análise de sensibilidade da vazão (Kayser, 2017).....	42
Tabela 5 Parâmetros e limites Relação dos índices de eficiência utilizados e as respectivas fórmulas (n: número de dias do período; Q _{obs} e Q _{sim} : deflúvio observado e simulado, respectivamente; μ : média dos valores de deflúvio para o período; σ : desvio padrão). Adaptado de Thirel et al. (2015), Ritter e Munoz-Carpena (2013) e Moriasi et al. (2015).	45
Tabela 6 Parâmetros e limites utilizados para a análise de sensibilidade dos sedimentos em suspensão (Kayser, 2017).	47
Tabela 7 Diferença (%) entre os valores observados (Q _{Obs}) e simulados (Q _{Sim}), os índices Q _{MÉDIO} (vazão média); Q ₅ (vazões máximas); Q ₅₀ (vazões médias); e Q ₉₅ (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2004-2016.	51
Tabela 8 Avaliação estatística da simulação inicial da vazão nos pontos de monitoramento.....	53
Tabela 9 Comparação entre os anos hidrológicos utilizados na modelagem.	53
Tabela 10 Valores da estatística t (t-stat) e nível de significância (p-value) obtidos durante a análise de sensibilidade global.....	54
Tabela 11 Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração.	56
Tabela 12 Diferença (%) entre os valores observados (Q _{obs}) e simulados após a calibração (Q _{sim}), os índices Q _{MÉDIO} (vazão média); Q ₅ (vazões máximas); Q ₅₀ (vazões médias); e Q ₉₅ (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2004-2012.....	60
Tabela 13 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da vazão nas estações monitoradas.	61

Tabela 14 Diferença (%) entre os valores observados (Q_{obs}) e simulados após a validação (Q_{sim}), os índices $Q_{MÉDIO}$ (vazão média); Q_5 (vazões máximas); Q_{50} (vazões médias); e Q_{95} (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2013-2016.....	63
Tabela 15 Avaliação estatística da calibração e validação da vazão nas estações monitoradas.	64
Tabela 16 Avaliação estatística da simulação inicial da concentração dos sedimentos em suspensão nos pontos de monitoramento.....	68
Tabela 17 Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração dos Sedimentos..	68
Tabela 18 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da concentração dos sedimentos em suspensão nas estações, calibração das estações juntas.....	70
Tabela 19 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da concentração dos sedimentos em suspensão nas estações, calibração das estações por separado.....	71
Tabela 20 Medias de TSS (Sedimentos em suspensão) observados e simulados para as três estações de monitoramento.....	72
Tabela 21 Porcentagens de área ocupada pelos diferentes usos e ocupações da terra calculada para cada grupo de produção de sedimentos.	73
Tabela 22 Porcentagens de área ocupada pelos tipos de solos presentes em os diferentes grupos de produção de sedimentos (AQ: Areias Quartzosas, CB-CX-SL: Solos Concrecionários Câmbicos, Cambissolo e Solos Litólicos, LVE-LVA: Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico, PVA-PT: Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo).....	75
Tabela 23 Declividade média (%), e altitude (m) calculada para cada grupo de produção de sedimentos.	76

1 INTRODUÇÃO

O uso e manejo inadequado da terra pelo homem têm sido recorrente gerando impactos negativos ao meio-ambiente. As principais consequências negativas referem-se à degradação dos solos e dos recursos hídricos. Especialmente nos países em desenvolvimento, uma combinação de fatores socioeconômicos como a falta de planejamento territorial, intenso crescimento populacional, dificuldades econômicas e deficiências no controle ambiental pelos órgãos competentes são fatores que corroboram com a exploração não racional de solos e recursos hídricos.

A redução da capacidade produtiva dos solos e a diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos em quantidade e qualidade têm sensibilizado as sociedades em implementar políticas públicas capazes de reverter esta situação. O manejo inadequado do solo em áreas de plantio e pecuária deve-se à utilização de práticas agrícolas que alteram negativamente as propriedades físicas, químicas e biológicas que, por sua vez, comprometem a função básica do solo que é a de dar suporte a vida animal e vegetal. Fatores como a compactação do solo, a redução da matéria orgânica e a alteração da estrutura do solo acentuam processos erosivos. Com a erosão do solo, os recursos hídricos também são afetados negativamente devido à transferência de sedimentos para os rios juntamente com a carga poluente a eles associada (Uzeika, 2009).

A produção, o transporte, a deposição e a compactação de sedimentos são resultados de processos hidrossedimentológicos que ocorrem naturalmente. Entretanto, o desmatamento e a intensificação do uso do solo em função do crescimento populacional e econômico associados as práticas agrícolas aceleram esses processos, acarretando um aumento na quantidade de sedimentos carregada para o exutório de uma bacia hidrográfica. Esses processos podem gerar problemas sociais, econômicos e ambientais, causando o assoreamento de corpos d'água e prejudicando os setores de abastecimento urbano e industrial, irrigação, aquicultura, setor elétrico, entre outros (Bertol et al., 2007).

O rio São Lourenço, como um dos principais afluentes setentrionais do Pantanal Mato-grossense apresenta-se como um rio marcado pela diversificação no uso da terra na sua bacia hidrográfica de contribuição e no uso dos seus próprios recursos hídricos, o que o torna desafiante no que diz respeito ao planejamento adequado para a utilização e conservação de suas águas. Apesar da atuação de diversas instituições governamentais e

não-governamentais que atuam com programas, projetos e ações relacionados à questão dos recursos hídricos, a bacia hidrográfica do rio São Lourenço experimenta persistentes processos de erosão, assoreamento e alteração das vazões.

A parte central da bacia hidrográfica do São Lourenço apresenta solos rasos, com uma camada de nutrientes fina, tornando o processo erosivo associado às chuvas preocupante (ANA, 2004). Nas cabeceiras, localizadas em região de Planalto há intenso uso agrícola, onde Latossolos e Neossolos Quartzarênicos de maior profundidade predominam, intensos processos de erosão hídrica linear e laminar são observados (Hunke et al., 2015).

A construção de barragens para a geração de energia elétrica, abastecimento humano, irrigação, indústria entre outros fins, modifica as condições naturais dos cursos d'água. Atualmente, a bacia hidrográfica do São Lourenço possui um total de oito empreendimentos instalados para geração hidráulica de energia, a maioria localizadas na transição do Planalto para a Depressão Interplanáltica. Essas construções geram redução da velocidade da corrente provocando a deposição gradual de sedimentos e consequente assoreamento, erosão marginal, diminuição gradativa da capacidade de armazenamento do reservatório, além de ocasionar problemas ambientais de diversas naturezas (Fantin-Cruz, 2012). Por outro lado, a própria geração de energia e a manutenção dos reservatórios (assoreamento) e maquinários (abrasão) são afetadas pelo intenso transporte de sedimentos, nas cabeceiras principalmente compostas pela fração arenosa.

A região do Poxoréo localizada dentro da bacia hidrográfica do rio São Lourenço vem se destacando os últimos 50 anos como um dos mais importantes centros produtores de diamante do Estado de Mato Grosso. As atividades de garimpagem são cíclicas e desenvolveram-se principalmente ao longo do rio Poxoréo e de seus afluentes, onde foram amostrados minerais pesados em sedimentos de corrente (Weska, 1996). A exploração na região, realizada por diversas técnicas envolvem remoção de vegetação, solo e sedimentos, quebra e peneiramento do cascalho diamantífero e a lavagem, as vezes incluindo e desvios de cursos de água.

Na busca de soluções e alternativas para um melhor uso dos recursos naturais da bacia do rio São Lourenço é necessário que existam um planejamento e gerenciamento adequado e adaptativo do uso da terra e da água. Para tal, a aplicação de ferramentas capazes de fornecer informações confiáveis sobre o escoamento superficial gerado e a erosão do solo associada se torna imprescindível. Nesse contexto, modelos hidrológicos

com base física são ferramentas capazes de simular processos hidrológicos inclusive em bacias hidrográficas pouco ou não monitoradas (Abbaspour, 2004).

Os modelos ditos distribuídos permitem ainda quantificar espacialmente os processos hidrológicos, gerando informações que relacionam a topografia, cobertura e tipo de solo, formas de manejo etc. aos processos do ciclo hidrológico.

Através da modelagem, é possível criar cenários atuais ou futuros, nos quais parâmetros de clima e da cobertura, uso e manejo do solo podem ser alterados para estudar as respostas causadas à quantidade e qualidade da água, a produção e transporte de sedimentos. Estes cenários permitem desenvolver estratégias de uso da água e embasar um planejamento territorial de forma sustentável, minimizando impactos socioambientais negativos sobre os diversos segmentos da sociedade.

Dentre os variados programas computacionais utilizados na modelagem de Bacias Hidrográficas reguladas tem-se o SWAT - Soil and Water Assessment Tool, desenvolvido pelo Agricultural Research Service/United States Department of Agriculture, que é de acesso livre e possibilita a análise dos efeitos decorrentes dos diferentes usos e manejo do solo, especialmente no que concerne às práticas agrícolas (Arnold, 1995). O SWAT pode ser usado para prever variáveis relativas ao escoamento e ao transporte e acúmulo de sedimentos em diferentes escalas temporais e espaciais e possui ferramentas de alimentação, análise de sensibilidade, validação e diagnóstico dos elementos do ciclo hidrológico simulados e permite a geração de cenários em função de usos múltiplos incluindo diferentes tipos de reservatórios.

Apesar da sua aptidão, simulações de processos erosivos e transporte de sedimentos com o SWAT consistem em uma tarefa complexa. Os desafios referem-se ao desempenho do modelo em condições de baixa disponibilidade de dados de entrada e de medições hidrossedimentológicas para a sua calibragem e validação (Coleman & Scatena, 1986; Peart & Walling, 1988; Collins et al., 1997; Russel et al., 2001; Walling, 2005; Minella et al., 2008).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste estudo é avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT na simulação da vazão e transporte de sedimentos suspensos em resolução temporal mensal na Bacia hidrográfica do Rio São Lourenço/MT.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Calibrar e validar o modelo SWAT para simulação de vazão e transporte de sedimentos suspensos em escala de bacias hidrográficas com escassez de dados em uma das principais áreas de contribuição do Pantanal setentrional;
- Identificar as principais áreas de maior produção de sedimentos na bacia Hidrográfica do Ríó São Lourenço e as características geo-ambientais dessas áreas.

1.2 JUSTIFICATIVA

Importantes setores econômicos brasileiro e mundial (como os setores elétricos, de saneamento e de transporte) registram perdas consideráveis em virtude do excesso na produção de sedimentos observado nos corpos hídricos (Bertol et al., 2007). O aumento na perda de solos em áreas agrícolas e atividades de mineração por manejo inadequado e o transporte e deposição destes sedimentos prejudicam as funções ecológicas dos sistemas aquáticos.

A rede de monitoramento sedimentológico operacional na bacia hidrográfica do Rio São Lourenço totaliza três estações com coletas escassas de 33 dados por estação como media, amostragem que dificulta (Ana, 2004) uma identificação ou quantificação de possíveis alterações sedimentológicas ocorridas no espaço e tempo. Como principal alternativa viável devido aos altos custos e demandas logísticas de programas de monitoramento, a aplicação de modelos hidrológicos pode fornecer informações e estimativas sobre variáveis hidrológicas, como: vazão, evapotranspiração, infiltração, escoamento superficial, qualidade da água, erosão e transporte e deposição de sedimentos. Tais abordagens são principalmente importantes se uma bacia hidrográfica, como a do rio São Lourenço, já apresenta conflitos pelo uso da água considerados. Competem lá atividades como agricultura, em alguns casos com irrigação, a geração de energia (instalação das barragens e operação de reservatórios), o uso da água para o abastecimento humano, a diluição de efluentes rurais (vinhoto), urbanos e industriais que contrastam entre si, mas também com atividades turísticas que demandam alta disponibilidade de recursos hídricos em quantidade e qualidade (recreação, esportes aquáticos) e principalmente com a manutenção dos ecossistemas aquáticos (Ana, 2005, Hunke et al., 2014, Fantin-Cruz, 2015). Os problemas de degradação dos recursos hídricos na bacia são associados principalmente à descarga de dejetos orgânicos não tratados diretamente

no rio como no perímetro urbano de Rondonópolis, poluição difusa pela atividade agrícola, processos de erosão laminar e formação de voçorocas em áreas sob uso agropecuário com manejo inadequado e nas margens exercida pela ação da corrente fluvial.

Em função da sua importância socioeconômica e ambiental a montante da planície pantaneira, a bacia hidrográfica foi escolhida como área de estudos em projetos consecutivos tais como “Análise e modelagem das interferências do uso e ocupação da terra e de empreendimentos hidrelétricos sobre características hidro-ecológicas do sistema Planalto-Pantanal na Bacia do Rio Cuiabá e São Lourenço”, (Cp, 2014) para avaliar os impactos ambientais dos usos múltiplos na bacia hidrográfica sobre aspectos de qualidade de água e hidrossedimentologia. Devido a sua aplicabilidade universal para simulações de vazão, qualidade de água e produção/transporte de sedimentos e em diferentes escalas espaço-temporais, nesses projetos foi proposta a utilização do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). O modelo SWAT possui concepção física e semi-distribuída, sua utilização visa também identificar e ponderar a importância dos processos determinantes na geração das vazões líquidas e sólidas na bacia hidrográfica. A disponibilidade de postos fluviométricos e hidrossedimentológicos ainda permite avaliar o desempenho do modelo com e sem calibração em sub-bacias caracterizadas por diferentes coberturas e usos de solo e em qual grau os reservatórios de represamento de empreendimentos hidrelétricos modificam o transporte de sedimentos.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Como embasamento desta dissertação foram revisadas bibliografias que abordam aspectos relevantes sobre i) o ciclo hidrológico e de hidrossedimentação em bacias hidrográficas, ii) a concepção do modelo SWAT e iii) prévias aplicações do modelo SWAT para a simulação da vazão e produção e transporte de sedimentos.

2.1 Ciclo hidrológico

Segundo Uzeika (2009) o ciclo hidrológico é um fenômeno que retrata o comportamento natural da água, sendo conduzido pela força da gravidade e pela energia solar. Seu início se dá com a evaporação das águas dos oceanos, resultando em vapor. Este vapor é impulsionado pelas massas de ar, sendo condensado sob determinadas

condições, formando nuvens e resultando em precipitação, a qual se dispersa sob diversas formas, sendo a chuva a mais comum (Vilella, 1979),

Para dar início ao ciclo hidrológico, a energia solar transforma a água da superfície do mar em vapor, onde esfria progressivamente dando origem às nuvens gerando precipitação, as massas de água voltam para a terra sob a ação da gravidade, e em forma de precipitação, constituindo assim o ciclo hidrológico (Figura 1), configurado pelo permanente movimento da água no planeta (Setti et al., 2001).

Os processos hidrológicos ocorrem em duas direções, uma onde o fluxo de água ocorre na forma de vapor como resultado dos fenômenos de evaporação e transpiração, no sentido superfície-atmosfera, e o outro no sentido atmosfera-superfície, constituído pelas precipitações, onde a transferência de água pode acontecer em qualquer um dos três estados físicos (Silveira, 2009).

De acordo com Uzeika (2009), o ciclo hidrológico é constituído pelas seguintes fases:

- (i) Precipitação, que corresponde à água que cai da atmosfera sobre a superfície terrestre,
- (ii) Escoamento, caracterizado pelo movimento de deslocamento da água na superfície da Terra, podendo ser superficial ou subsuperficial,
- (iii) Infiltração, que abrange a porção de água que penetra no solo,
- (iv) Percolação, que consiste no movimento de água dentro do perfil do solo,
- (v) Evaporação, processo de transformação da água em estado líquido para a fase gasosa,
- (vi) Transpiração, processo de perda de vapor d'água pelas plantas (Uzeika, 2009). O processo do Ciclo Hidrológico é apresentado na Figura 1.

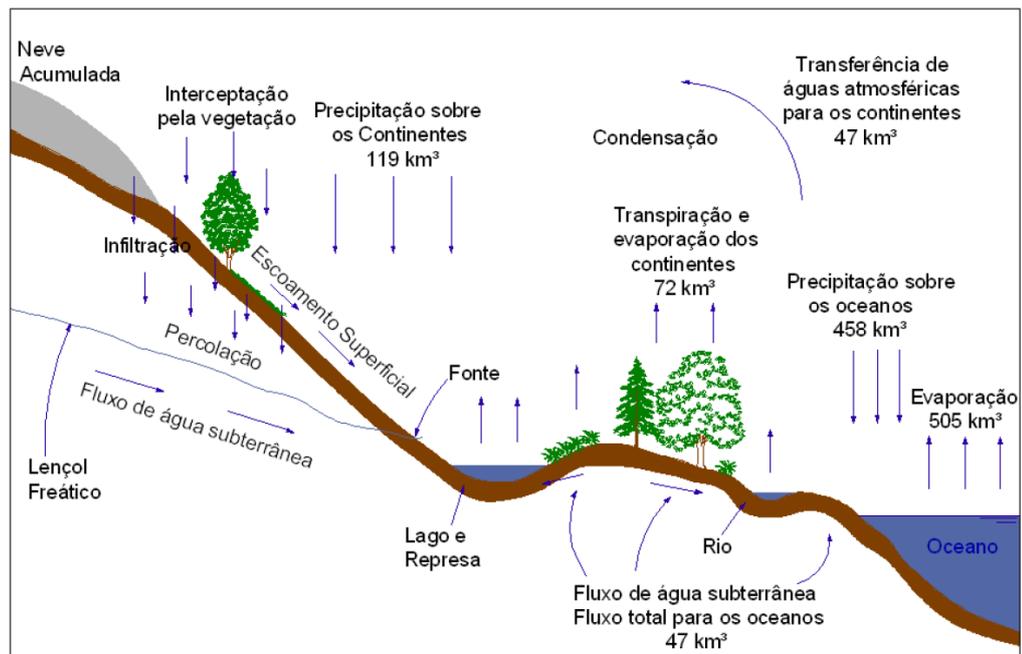


Figura 1 Ciclo Hidrológico (Fonte: adaptado de Tundisi, 2003).

O autor enfatiza que a bacia hidrográfica é a unidade ideal para o gerenciamento integrado dos recursos naturais. Como artifício, pode-se subdividir uma bacia hidrográfica em unidades menores (sub-bacias) em função de variadas características tais como: potencialidade, fragilidades, acertos e conflitos centrados na área. Pode-se também, setorizar a bacia hidrográfica de acordo com um critério estabelecido, cujos limites podem ou não coincidir com os limites das sub-bacias componentes da área de estudo (Santos, 2004). A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água precipitada, a qual faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório (Tucci, 2009).

De acordo com Kayser (2017) o processo de ocupação humana nas bacias hidrográficas traz em si atividades que implicam na modificação das formas de uso do solo. Para que se consiga uma gestão eficiente dos recursos hídricos, que proporcione uma oferta em custos e qualidade adequados à sociedade, diversos métodos e ferramentas têm sido utilizados e desenvolvidos (Xavier, 2009).

2.2 Modelo SWAT e suas aplicações

2.2.1 Conceitos e aplicações do modelo

O SWAT - Soil and Water Assessment Tool (NEITSCH et al, 2005) é um modelo matemático de domínio público, desenvolvido em 1996 nos EUA (Estados Unidos da America) pelo *Agricultural Research Service (ARS)* e pela *Texas A&M University (TAMU)* com o objetivo de estimar o impacto de diferentes práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água, na perda do solo e carga de poluentes em uma bacia hidrográfica. É um modelo matemático de parâmetros distribuídos (quando as variáveis e parâmetros dependem do espaço e, ou, do tempo) e de tempo contínuo (de produção em longo prazo, não previsto para simular detalhadamente eventos únicos, como os cálculos de propagação de cheias, por exemplo), e que pode ser acoplado a um ambiente SIG. Considera a variabilidade espacial das características físicas da bacia hidrográfica, permitindo a simulação de diferentes processos físicos em bacias hidrográficas (Neitsch et al., 2005; Gassman, et al., 2007; Pidal e Borja, 2015; Francesconi, et al., 2016).

De acordo com Tim (1996), modelos semi-distribuídos e contínuos como o SWAT simulam os processos sequencialmente dentro do sistema físico em um intervalo de tempo e fornece séries temporais de saída do modelo.

Os análises do Sousa (2018) mostram que o modelo SWAT foi desenvolvido com capacidade para desenvolver simulações de escoamento superficial, percolação, fluxo lateral e subterrâneo, evapotranspiração, neve e fluxo de rede de drenagem, análises em reservatórios, ciclo hidrossedimentológico, aspectos climáticos, temperatura do solo, crescimento vegetal, nutrientes, pesticidas e bactérias, práticas agrícolas e aspectos de qualidade da água.

Para simular os processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica, o SWAT possui dois componentes principais. O primeiro representa a fase terrestre do ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas carregados para o canal principal em cada sub-bacia. O segundo formaliza os processos da fase aquática, referente da propagação da água, sedimentos, e outros elementos através da rede de canais da bacia hidrográfica para a saída (Neitsch et al., 2005).

Baldissera (2005) menciona que o modelo exige uma grande quantidade de variáveis de entrada as quais se relacionam com as características físicas da bacia hidrográfica. De acordo com Lelis et al. (2012), o modelo SWAT é sensível à qualidade dos dados referentes ao solo. Dessa forma, a acurácia do modelo está diretamente

relacionada aos parâmetros que descrevem as características pedológicas da bacia hidrográfica e de quão representativas elas são.

Segundo Kayser (2017) O SWAT tem sido amplamente utilizado no Brasil e no mundo. No Brasil o SWAT já foi empregado em estudos de simulação de vazão (Antunes, 2015; Castro, 2013; Ferrigo, 2014; Lelis et al., 2012) de avaliação de produção de sedimentos (Fernandes, 2015; Lessa et. al., 2013; Gonçalves, 2014; Uzeika, 2009), simulação do aporte de sedimentos e nutrientes (Baltokoski et al., 2012; Bressiani et al., 2014; Conceição 2013; Lubitz et al., 2010; Nunes 2016), SIG aliado a evapotranspiração (Franco, 2017) e de calibração hierárquica do modelo (Brighenti, 2016). Em Bressiani et al., (2015) foram identificados 100 estudos utilizando o SWAT no Brasil entre os anos 1999 e 2015

2.2.2 Formulação e equacionamento do modelo SWAT

De acordo com Kayser (2017), o SWAT incorpora algumas das equações mais consolidadas para realizar a simulação hidrológica. Não se trata de um simples modelo, mas de um agregado de vários modelos pré-existentes que foram aprimorados e utilizados para a simulação de cada uma das etapas do processo (Carvalho, 2010).

Sua base descende diretamente do modelo SWRRB que permitia a simulação do comportamento do escoamento superficial em nível de sub-bacias. Os modelos QUAL2E e ROTO também contribuíram diretamente na concepção do SWAT fornecendo o componente de cinética de fluxo e estrutura de propagação, respectivamente (Kayser, 2017).

O SWRRB por sua vez já agregava aprimoramentos e estruturas dos modelos GLEAMS (componente de propagação de pesticidas), CREAMS (componente para análise de precipitações diárias) e EPIC (componente para simulação do crescimento de culturas) (Gassman et al., 2007). Na Figura 2 está representado o processo evolucionário de desenvolvimento do SWAT.

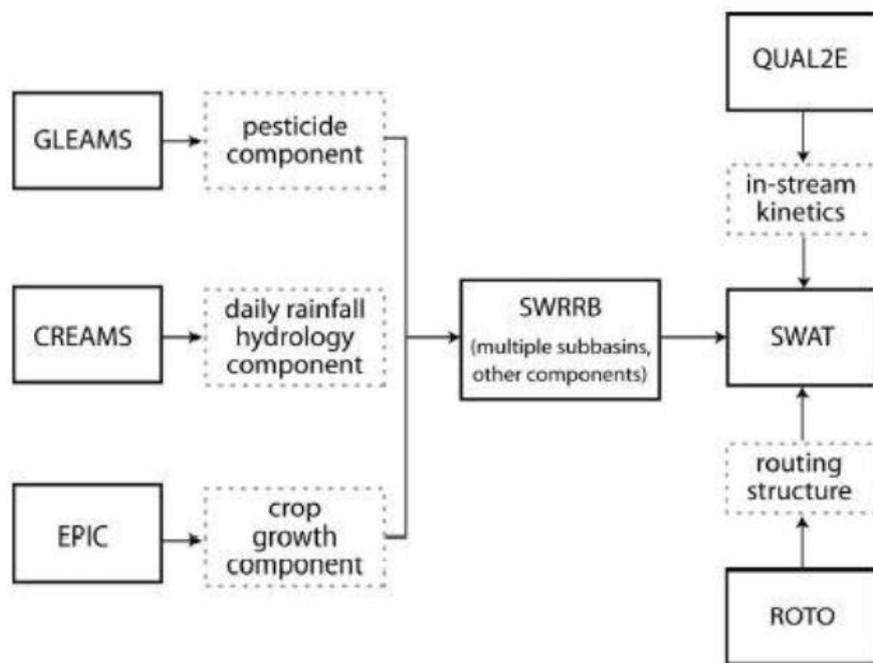


Figura 2 Representação do processo de desenvolvimento do modelo SWAT.

Fonte: Gassman et al. (2007)

No modelo a simulação hidrológica não é realizada em duas fases, a terrestre e em seguida a aquática. A fase terrestre é subdividida em sete módulos: clima, hidrologia, cobertura vegetal/crescimento de plantas, erosão, nutrientes, pesticidas e práticas de manejo. (Kayser, 2017)

A fase aquática é o movimento da água, sedimentos etc. através da rede de canais da bacia para o seu exutório. A fase terrestre do SWAT compreende a determinação do balanço hídrico da bacia, onde o armazenamento de água no solo para determinado momento leva em conta a condição inicial antecedente somada à precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração e recarga de aquífero (Neitsch, 2009).

As descrições completas dos processos e as equações utilizadas pelo modelo são documentadas no manual teórico do SWAT em Neitsch et al. (2009) e em Arnold et al. (1998). A seguir são resumidas as principais etapas de cálculo do modelo, descritas por Arnold et al. (2012), referentes a modelagem do balanço hídrico.

2.2.2.1 Equação do balanço hídrico

O balanço hídrico é a força motriz por trás de todos os processos do SWAT porque impacta o crescimento da planta e do movimento dos sedimentos, nutrientes, pesticidas e agentes patogênicos (Uzeka, 2009).

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

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

Onde, SW_t : quantidade final de água no solo (mm); SW_0 : quantidade inicial de água no solo (mm); t : tempo (dias); R_i : precipitação (mm); Q_i : escoamento superficial (mm); ET_i : evapotranspiração (mm); P_i : percolação (mm); QR_i : escoamento lateral (mm).

2.2.2.2 Parâmetros climáticos

O clima é o principal agente indutor do ciclo hidrológico, ou seja, o que controla o equilíbrio da água. Os dados climáticos de entrada requeridos pelo modelo são precipitação (mm), temperaturas máximas e mínimas ($^{\circ}C$), umidade relativa do ar (%), radiação solar ($MJ\ m^{-2}$) e velocidade do vento ($m\ s^{-1}$). O SWAT permite a entrada de dados diários observados ou a utilização de um modelo de geração de clima, WXGEN (*Weather Generator Model*) (Sharpley & Williams, 1990 apud Neitsch et al., 2002a), que gera valores diários em função de estatísticas mensais observadas.

2.2.2.3 Aporte de Sedimentos

O modelo SWAT estima o aporte de sedimentos através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE (Williams, 1975), a qual se baseia na Equação Universal de Perda de Solo – USLE (Wischmeier & Smith, 1965). A diferença entre as equações consiste na substituição do fator energia cinética da chuva (R) da USLE por um fator de escoamento (Williams, 1975), gerado com base no volume escoado e na vazão de pico. Essa alteração permite prever o aporte de sedimentos em pequenas e médias bacias hidrográficas por meio de análises de eventos individuais. Assim, o SWAT utiliza a MUSLE para calcular o aporte de sedimentos em cada HRU (Unidade de Resposta Hidrológica). A MUSLE apresenta o seguinte equacionamento:

$$Sed = (11,8Q_{Surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (2)$$

Onde, Sed: aporte de sedimentos diário (ton); Q_{surf} : volume de escoamento superficial ($\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$); q_{peak} : vazão de pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); $area_{hru}$: área da unidade de resposta hidrológica (HRU) (ha); K_{USLE} : fator erodibilidade ($0,013 \text{ ton m}^2 \text{ hr (m}^3 \text{ ton cm)}^{-1}$); C_{USLE} : fator de uso e manejo do solo (adimensional); P_{USLE} : fator de práticas conservacionistas (adimensional); LS_{USLE} : fator topográfico (adimensional); CFRG: fator de fragmentação esparsa (adimensional). A seguir, cada termo da MUSLE é discutido separadamente.

2.2.2.3.1 Escoamento superficial

O escoamento superficial é simulado a partir de uma modificação do método do número de curva (CN) ou o método de infiltração de Green & Ampt.

O método da Curva-Número (CN), desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) dos Estados Unidos, foi baseado na análise de mais de vinte anos de observações entre as relações de chuva e escoamento em pequenas bacias hidrográficas rurais nos Estados Unidos (Neitsch et al. 2005).

O modelo determina a quantidade de chuva que infiltra no solo ou no aquífero e a quantidade de chuva que esco superficialmente numa determinada região em função do uso e ocupação do solo e do grupo de solos hidrológicos (Zhan & Huang, 2004).

O cálculo do escoamento superficial é dado pelas equações 3 e 4.

$$Qs = \frac{(R - Ia)^2}{(R - Ia + S)} \quad (3)$$

Onde, Qs: escoamento acumulado ou excesso de chuva (mm); R: precipitação diária (mm), Ia: abstração inicial (armazenamento superficial, interceptação, infiltração - mm); S: parâmetro de retenção.

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

Onde, CN: Curva número, função da permeabilidade, uso e histórico de umidade do solo. Curva número varia não linearmente entre 1 (não-saturado) e 100 (saturado).

O parâmetro de retenção varia espacialmente devido a mudanças no uso da terra, solos, manejo e declividade e temporalmente devido a mudanças no conteúdo de água do solo (Ferrigo, 2014).

O SCS obteve curvas que correlacionam a precipitação com o escoamento de várias sub-bacias dos EUA. Para a padronização dessas curvas, números adimensionais foram estabelecidos, as chamadas Curvas de Número (CN). As tabelas com os valores de CN com relação ao uso e ocupação do solo e o grupo hidrológico utilizados pelo modelo, podem ser encontradas no manual do SWAT (2009).

Porém, Sartori (2010) propôs uma classificação hidrológica de solos com critérios baseados em propriedades de solos brasileiros e determinou CN de referência para alguns complexos hidrológicos envolvendo usos da terra brasileiros.

A equação de Green e Ampt foi desenvolvida para prever a infiltração assumindo excesso de água na superfície durante todo tempo (Green & Ampt, 1911). A equação assume que o perfil do solo e a umidade antecedente é homogênea e distribuída uniformemente no perfil do solo. Como a água infiltra no solo, o modelo assume que o solo acima está completamente saturado e há uma quebra acentuada no teor de umidade na frente de molhamento.

2.2.2.3.2 Vazão de Pico

O modelo utiliza o Método Racional Modificado para calcular a vazão de pico (Neitsch et al., 2002).

$$q_{\text{peak}} = \frac{\alpha_{\text{tc}} \cdot Q_{\text{surf}} \cdot \text{Área}}{3,6 t_{\text{conc}}} \quad (5)$$

Onde, q_{peak} : vazão de pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); α_{tc} : fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração; Q_{surf} : volume de escoamento superficial ($\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$); Área: área da bacia (km^2); t_{conc} : tempo de concentração da bacia (h); 3,6: fator de correção de unidade. O t_{conc} é obtido pela soma do tempo do fluxo superficial (tempo necessário para que o ponto mais remoto da sub-bacia alcance o canal) e do tempo do fluxo no canal (tempo necessário para que o ponto mais remoto do canal alcance o exutório).

2.2.2.3.3 Fator de Erodibilidade do Solo

O fator K de Erodibilidade do solo representa a suscetibilidade do solo em ser erodido, e é dado pelas características intrínsecas do mesmo. Wischmeier et al. (1971) desenvolveram a seguinte expressão para calcular o fator erodibilidade do solo:

$$K_{USLE} = \frac{0,00021 \cdot M^{1,14} \cdot (12 - OM) + 3,25 \cdot (c_{soilstr} - 2) + 2,25 \cdot (c_{perm} - 3)}{100} \quad (6)$$

Onde, K_{USLE} : fator erodibilidade ($0,013 \text{ ton m}^2 \text{ hr (m}^3 \text{ ton cm)}^{-1}$); M : parâmetro de tamanho de partícula (adimensional); OM : porcentagem de matéria orgânica (%); $c_{soilstr}$: código usado para classificar a estrutura do solo ($c_{soilstr}=1$ para estrutura granular muito fina; $c_{soilstr}=2$ para estrutura granular fina; $c_{soilstr}=3$ para estrutura granular média ou grossa; $c_{soilstr}=4$ para estrutura em blocos, laminar ou massiva); c_{perm} : código para classe de permeabilidade do solo ($c_{perm}=1$ para permeabilidade rápida; $c_{perm}=2$ para permeabilidade moderada a rápida; $c_{perm}=3$ para permeabilidade moderada; $c_{perm}=4$ para permeabilidade lenta a moderada; $c_{perm}=5$ para permeabilidade lenta; $c_{perm}=6$ para permeabilidade muito lenta) e; o parâmetro de tamanho de partícula é calculado por:

$$M = (m_{silt} + m_{vfs}) \cdot (100 - m_c) \quad (7)$$

Onde, M : parâmetro de tamanho de partícula (adimensional); m_{silt} : porcentagem de silte (0,002 – 0,05 mm de diâmetro); m_{vfs} : porcentagem de areia fina (0,05 – 0,10 mm de diâmetro); m_c : porcentagem de argila (<0,002 mm de diâmetro). A porcentagem de matéria orgânica pode ser calculada:

$$OM = 1,72 \cdot Corg \quad (8)$$

Onde, $Corg$ é a porcentagem de carbono orgânico presente na camada de solo analisada.

2.2.2.3.4 Fator de Uso e Manejo do Solo

De acordo com Sousa (2018), o fator de uso e manejo do solo expressa a relação esperada entre as perdas de solo em áreas com culturas agrícolas e vegetação, com áreas continuamente descobertas. Para solos sem vegetação e sem proteção tem-se referencial igual a 1. Considerando que a eficiência de proteção das plantas ao solo está diretamente relacionada com seu ciclo de desenvolvimento e a geração de resíduos, o SWAT calcula o fator de uso e manejo do solo diário através da seguinte equação:

$$C_{USLE} = \exp([\ln(0,8) - \ln(C_{USLE,mn})] \cdot \exp[-0,00115 \cdot rsd_{surf}] + \ln[C_{USLE,nm}]) \quad (9)$$

Onde, $C_{USLE,nm}$ é um valor mínimo do fator de uso e manejo do solo e rsd_{surf} é a quantidade de resíduos sobre a superfície de solo ($kg\ ha^{-1}$). O valor mínimo do fator de uso e manejo do solo pode ser estimado a partir da seguinte expressão (Arnold & Williams, 1995):

$$C_{USLE,mn} = 1,463 \ln[C_{USLE,aa}] + 0,1034 \quad (10)$$

Sendo $C_{USLE,aa}$ a média anual do fator C da cobertura vegetal considerada.

2.2.2.3.5 Fator de Práticas Conservacionistas

O fator de práticas conservacionistas representa a relação entre a perda de solo esperada, com determinada prática conservacionista, e a obtida quando a cultura é plantada no sentido do declive (morro abaixo). Práticas comuns são o plantio em contorno, terraceamento e alternância de culturas (Sousa, 2018)

2.2.2.3.6 Fator Topográfico

Os fatores L e S são apresentados em conjunto e denominados “Fator Topográfico”. O comprimento do declive (L) representa a relação de perdas entre um declive de comprimento qualquer e um declive de 22,1 m de comprimento do mesmo solo, mesmas características de chuva, mesmo grau de inclinação e sob mesmas condições de manejo. Grau do declive (S) é a relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9%, para as mesmas condições (Uzeika, 2009).

O fator topográfico é calculado:

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22,1}\right)^m \cdot [65,41 \cdot Sen^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \cdot Sen\alpha_{hill} + 0,065] \quad (11)$$

Onde, L_{hill} : comprimento de rampa (m); m : termo exponencial; α_{hill} : ângulo do declive. O termo exponencial, m , é obtido através da expressão:

$$\mathbf{m} = \mathbf{0,6} \cdot (\mathbf{1} - \exp[-\mathbf{35,835} \cdot \mathbf{slp}]) \quad (12)$$

Onde, slp é a declividade da unidade de resposta hidrológica (HRU) expressa em $m \cdot m^{-1}$. A relação entre α_{hill} e slp é:

$$\mathbf{slp} = \mathbf{tan} \alpha_{hill} \quad (13)$$

De acordo com Fernandez (2015) concluiu que o equacionamento utilizado pelo modelo SWAT para o cálculo do fator L_{SUSLE} , constata-se que o comprimento de rampa (L_{hill}) é a distância máxima entre os extremos da HRU e a declividade (slp) é simplesmente a relação entre esse comprimento de rampa e a diferença de altimetria nos extremos da HRU. Dessa maneira, já se pode prever falhas na estimativa do aporte de sedimentos, pois essa é uma forma muito simplificada de cálculo desse fator, o qual poderá conduzir a superestimacões devido à não consideração dos tipos de terreno (côncavo e convexo).

2.2.2.3.7 Fator de Fragmentação Esparsa

O fator de fragmentação esparsa é calculado através da seguinte expressão:

$$\mathbf{CFRG} = \mathbf{exp}(-\mathbf{0,053} \cdot \mathbf{rock}) \quad (14)$$

Onde, $rock$ é a porcentagem de rochas na primeira camada de solo (%).

2.2.2.4 Propagação dos Sedimentos no Canal

Segundo Uzeika (2009) a propagação do sedimento no canal consiste de duas componentes que ocorrem simultaneamente: agradação (ou deposição) e degradação (ou erosão). Simplificadamente, a partir da definição de potência de escoamento, a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada em um segmento é função da velocidade de pico no canal:

$$V_c = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (15)$$

Onde, V_c é a velocidade de pico ($m\ s^{-1}$), $q_{ch,pk}$ é a vazão de pico ($m^3\ s^{-1}$), e A_{ch} é a área da seção do canal (m^2). A vazão de pico é definida como:

$$q_{ch,pk} = prf \cdot q_{ch} \quad (16)$$

Onde prf é um fator de ajuste da vazão de pico e q_{ch} a vazão média do canal ($m^3\ s^{-1}$). O fator prf pode ser determinado pelo usuário, podendo ser estimado a partir da relação entre a vazão de pico medida e a média das vazões monitoradas no canal. Seu valor pode variar entre 1,0 e 2,0. Neste estudo, o valor de prf adotado foi o valor máximo (2), devido às vazões médias no canal serem relativamente baixas em relação às vazões obtidas durante eventos extremos. A quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada na seção é:

$$conc_{sed,ch,mx} = C_{sp} \cdot V_{ch,pk}^{spexp} \quad (17)$$

Onde $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água ($ton\ m^{-3}$), $v_{ch,pk}$ é a velocidade de pico ($m\ s^{-1}$), e c_{sp} e $spexp$ valores definidos pelo usuário. O expoente $spexp$ geralmente varia entre 1 e 2.

Se a concentração máxima de sedimentos calculada pela Equação 17 for menor que a concentração de sedimentos no início do processo, $concsed,ch,i > concsed,ch,mx$, a degradação é o processo dominante sendo calculada por:

$$sed_{dep} = (conc_{sed,ch,i} - conc_{sed,ch,mx}) \cdot V_{ch} \quad (18)$$

Onde sed_{dep} é a quantidade de sedimentos depositados no segmento do canal (ton), $conc_{sed,ch,i}$ é a concentração de sedimentos no início do processo ($ton\ m^{-3}$), $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água ($ton\ m^{-3}$) e V_{ch} é o volume de água que passa no segmento (m^3).

De acordo com Fernandez (2015), a concentração máxima de sedimento calculada pela Equação 17 for maior que a concentração de sedimento no início do processo, $concsed,ch,i < concsed,ch,mx$, a degradação é o processo dominante, sendo a degradação do sedimentos calculada por:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{CH} \cdot C_{CH} \quad (19)$$

Onde sed_{deg} é a quantidade de sedimentos degradada (ton), $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton m^{-3}), $conc_{sed,ch,i}$ é a concentração de sedimentos no início do processo (ton m^{-3}), V_{ch} é o volume de água que passa no segmento (m^3), K_{CH} é o fator de erodibilidade do canal ($\text{cm h}^{-1} \text{Pa}^{-1}$) e C_{CH} é o fator de cobertura do canal (adimensional). O fator de erodibilidade do canal é considerado normalmente com uma ordem de magnitude menor que o que o valor de erodibilidade do solo (Neitsch *et al.*, 2002). Depois de realizado o cálculo entre a condição de agradação e degradação o modelo estima a quantidade de sedimentos propagada no trecho através das equações 20 e 21.

$$sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (20)$$

Onde sed_{ch} é a quantidade de sedimentos em suspensão no canal (ton), $sed_{ch,i}$ a quantidade de sedimentos no início do processo no segmento (ton), sed_{dep} é a quantidade de sedimentos depositada no segmento do canal (ton) e sed_{deg} é a quantidade de sedimentos degradada (ton).

$$sed_{out} = sed_{ch} \cdot \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (21)$$

Onde sed_{out} é a quantidade de sedimentos transportada para fora do segmento (ton), sed_{ch} é a quantidade de sedimentos em suspensão no canal (ton), V_{out} é o volume de água que sai do segmento no intervalo de tempo considerado e V_{ch} o volume de água que passa no segmento (m^3).

Juntamente com a propagação de sedimentos, o SWAT simula também a propagação de água no canal, sendo que esse processo pode-se basear em duas rotinas de cálculo que são variações do Modelo de Onda Cinemática (Chow *et al.*, 1988): Método da Média Variável (Williams, 1969) e Método de Muskingum (Overton, 1966). Esses métodos são apresentados detalhadamente por Neitsch *et al.* (2002).

2.2.2.5 *Evapotranspiração*

Evapotranspiração é um termo que inclui todos os processos pelos quais a água na superfície do solo é convertida em vapor de água. Inclui a evaporação a partir do dossel das plantas, a transpiração, a sublimação da neve e a evaporação do solo. A evaporação é calculada em duas partes: nas plantas e no solo (Neitsch *et al.*, 2005a).

O modelo computa a evaporação do solo e plantas separadamente, conforme descrito por Ritchie (1972). Ainda segundo o autor, a evaporação potencial da água no solo é calculada por uma função da evapotranspiração potencial e do índice de área foliar (área das folhas das plantas equivalentes a área de HRU). A evaporação real da água existente no solo é calculada por meio de funções exponenciais da profundidade do solo e quantidade de água. A transpiração da planta é simulada como uma função linear do potencial de evapotranspiração e o índice de área foliar.

O SWAT calcula evapotranspiração por três métodos dependendo da disponibilidade de dados, os de Hargreaves (1985), Priestley (1972) ou Penman-Monteith (1965), utilizando na ocasião de maior disponibilidade de dados o método de Penman-Monteith.

2.2.2.6 *Percolação*

Como o método da Curva Número, usado para a obtenção do escoamento superficial, trabalha em passo de tempo diário, não se faz possível modelar a infiltração diretamente com este método. Assume-se assim, que a quantidade de água que infiltra é a diferença entre a precipitação e o escoamento superficial. O método de Green & Ampt, também disponível no SWAT como metodologia de cálculo de infiltração, é capaz de descrever a evolução da infiltração, mas são necessários dados de entrada em alta resolução temporal (Garrido, 2003).

2.2.2.7 *Águas subterrâneas*

Segundo Garrido (2003) o modelo considera as águas subterrâneas em duas partes: o aquífero raso e o aquífero profundo. O primeiro contribui para a vazão de base e sua água pode ser removida também por ascensão capilar e percolação para o aquífero profundo. O aquífero profundo pode contribuir para a vazão de base de rios de bacias hidrográficas fora da área de estudo. Ambos os aquíferos podem ser utilizados para captação de água para diversos usos.

O balanço hídrico do aquífero raso é realizado pela equação 22 e do aquífero profundo pela equação 23.

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchr} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{deep} - w_{pump,sh} \quad (22)$$

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad (23)$$

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

2.3 Aplicação do modelo SWAT para simulação hidrossedimentológica

O modelo SWAT foi inicialmente desenvolvido na década de 90, nos Estados Unidos, pelo Agricultural Research Service e pela Texas A & M University. O SWAT é um modelo matemático semi-distribuído que permite a simulação hidrológica dos processos físicos (Arnold e Allen, 1996).

O SWAT tem sido aplicado nas mais diferentes condições geoambientais e vem sendo aplicado em diferentes escalas espaciais, como em grandes bacias hidrográficas (Arnold et al., 2000; Bouraoui et al., 2005; Durães et al., 2011) e em bacias hidrográficas menores (Conan et al., 2003; Behera e Panda, 2006; Andrade et al., 2013). Com sua concepção ampla e capacidade de modelar processos das fases terrestres e aquáticas do ciclo hidrológico, o SWAT é um modelo versátil para auxiliar órgãos públicos na tomada de decisão diante de situações conflitivas do uso do solo que resultam em processos erosivos (Vaché et al., 2002; Santhi et al., 2003; Chu et al., 2005).

Para a melhor compreensão do funcionamento do modelo SWAT no diagnóstico de processos escoamento e de erosão são apresentadas suas características básicas (Arnold et al., 1998):

- O modelo requer informações sobre o clima, propriedades do solo, topografia, uso e cobertura do solo e as práticas de manejo. Os processos físicos associados ao movimento da água e movimento dos sedimentos, entre outros, são diretamente modelados utilizando esses dados de entrada e o mesmo pode ser aplicado em bacias hidrográficas não monitoradas e sem calibração;

- É computacionalmente eficiente, podendo simular extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo;

- É um modelo contínuo, capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo e menos apto de reproduzir eventos isolados de precipitação;

No contexto dessa caracterização geral foram selecionados alguns trabalhos que aplicaram o modelo SWAT, visando ilustrar sua capacidade de reproduzir o comportamento hidrossedimentológico em bacias hidrográficas.

Uzeika (2009) simulou uma bacia rural localizada no município de Arvorezinha-RS, para avaliar a sua aplicabilidade e simular a produção de sedimentos, os resultados referentes à aplicabilidade do modelo através da simulação do escoamento superficial e a vazão para a escala de tempo mensais foram satisfatórios, Já na produção de sedimentos os resultados não foram satisfatórios. O autor conclui que as possíveis razões que explicam os resultados da produção de sedimentos estão relacionadas com limitações tanto da equação que simula o aporte de sedimentos (MUSLE).

Lelis (2011) simulou o escoamento superficial e a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais. Na falta de monitoramento sedimentológico, foram instaladas 10 parcelas experimentais que serviram para a coleta de dados de perda de solo e escoamento superficial, em condições de chuva natural. Os resultados do modelo foram bastante satisfatórios, atingindo um coeficiente de eficiência (ENS) na calibração de 0,953 e 0,999 para a produção de sedimentos e escoamento superficial, respectivamente.

Salles (2012), Strauch et al.(2012) e Strauch et al. (2013) aplicaram o modelo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau, localizada na região nordeste do Distrito Federal. Salles (2012) simulou as vazões desta bacia para um período de 10 anos. O

modelo foi calibrado manualmente em relação à vazão média mensal observada da estação fluviométrica localizada próximo ao exutório da bacia. Os resultados foram considerados bastante satisfatórios.

Medeiros et al., (2013) avaliou a aplicabilidade do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) na simulação da produção de sedimentos na Bacia Experimental de São João do Cariri (BESJC). O SWAT se trata de um modelo hidrossedimentológico capaz de simular de maneira rápida, desde que se disponha de dados apropriados, as mais diversas situações. Os resultados obtidos demonstraram a eficácia do modelo para a análise da produção de sedimentos como um todo, mas não correspondeu às expectativas enquanto análise diária, uma vez que houve discrepâncias entre os dados observados e simulados. Estas incoerências podem ser atribuídas a erros na fase de calibração do modelo, que se trata de uma etapa bastante complexa, e não devem invalidar a utilização do mesmo, visto que se mostrou satisfatório sob outra ótica, o que lhe torna um modelo deveras promissor mediante ao aprimoramento do seu uso.

Silva (2014) aplicou o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para calibrar e validar simulação do escoamento superficial e aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio do Rio São Francisco (BHSRSF). Para isso, foram usados mapas georreferenciados de uso atual do solo, unidades pedológicas e modelo digital de elevação, além de dados meteorológicos e hidrológicos da área de estudo. No estudo foram utilizadas séries históricas de dados mensais de vazões oriundos de três estações fluviométricas e dados meteorológicos diários provenientes de nove estações climatológicas distribuídas na área de estudo. O resultado das simulações para diferentes usos do solo possibilitou a identificação de áreas que apresentam o maior potencial a erosão hídrica, pedológica e associada ao relevo, como também toda a interação da interface do sistema solo-planta-atmosfera. A mudança da cobertura de pastagem para solo exposto verificada no cenário 3 indicou o impacto das alterações das características da superfície, tendo em vista as condições climáticas de regiões semiáridas, os componentes do escoamento superficial e aporte de sedimentos foram os mais sensíveis as alterações, apresentando alterações em seus valores em condições atuais de cobertura.

Silva e Medeiros (2014) analisaram a variabilidade espacial e temporal do escoamento superficial e da produção de sedimentos usando o modelo hidrossedimentológico SWAT em ambiente SIG. Este estudo foi realizado na Bacia Experimental de São João do Cariri. Para a realização deste trabalho foram utilizados

dados climatológicos, chuva, escoamento superficial e produção de sedimentos diários para o período de 2004 a 2006, mapa de uso e ocupação do solo obtido a partir de imagens do satélite IKONOS, mapa digital de elevação com resolução espacial de 30 m e mapa dos tipos de solo da bacia. Os resultados obtidos demonstraram a eficácia do modelo para a análise da produção de sedimentos e vazão, obtendo-se valores de Coeficiente de Correlação Linear de Pearson (R^2) de 0,84 e 0,88 e Coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) de -0,32 e 0,77 para produção de sedimentos e escoamento superficial, respectivamente.

Carvalho (2014) avaliação do desempenho do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) na simulação da vazão e da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola do Cerrado brasileiro, a bacia do Alto Rio Jardim-DF, Índices de desempenho foram aplicados aos resultados do modelo gerando os seguintes números para a avaliação da vazão mensal no período de calibração Nash-Sutcliffe NSE de 0.71. No período de validação, obteve-se NSE de 0.54, já para a produção de sedimentos os índices aplicados à etapa de calibração mensal foram NSE de 0.26, os resultados mostram que, apesar do modelo ter simulado bem as vazões, o mesmo não aconteceu com a produção de sedimentos.

Fernandes (2015) avaliou a viabilidade do uso do modelo SWAT para vazão e estimativa da produção de sedimento na bacia hidrográfica do rio São Francisco. Constatou que os parâmetros mais sensíveis para a bacia estudada foram: tempo de retardo das águas subterrâneas - GW_DELEY, curva número - CN2 e a constante de recessão - ALPHA_BF. Os resultados do PBIAS variaram entre ± 0.1 a ± 13.9 indicando que os processos superestimava e subestimativa para as diferentes regiões da bacia são inferiores a 15%, ficando dentro da faixa de classificação considerada boa a muito boa para a resposta da modelagem. Os resultados para produção de sedimentos durante o período analisado apresentam uma tendência de superestimar, apresentando maiores valores médios de produção para os projetos Sobradinho com $9.463,13 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e Três Marias com $9.191,18 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$. Já os projetos Itaparica, Paulo Afonso e Xingó apresentaram uma produção de sedimentos menor, com respectivamente $2.989,25 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$, $459,70 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e $348,05 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e para o projeto Foz a estimativa média de produção de sedimentos foi de $1.284,55 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$. O mesmo conclui que o SWAT mostrou-se um modelo robusto em simular a perda de solo e seu transporte na bacia do São Francisco. Entretanto, existe uma tendência do modelo em superestimar a produção de sedimentos. Com relação à vazão as superestimavas e subestimativas apontadas pelo

índice estatístico PBIAS podem estar relacionadas com a utilização do mapa de uso e cobertura do solo.

Dantas et al (2015) utilizaram o modelo SWAT para estimar a produção de sedimentos na bacia do Rio Taperoá, foram utilizados dados de precipitação, temperatura e umidade para o período de 1970 a 1993, além de mapas dos tipos de solos, uso e ocupação do solo e modelo de elevação digital. Valores simulados pelo modelo SWAT foram comparados com dados de vazão medidos e de produção de sedimentos estimados. O modelo foi calibrado e validado usando dados mensais de vazão para o posto fluviométrico Poço de Pedras. Os resultados mostram um bom ajuste, com vazão média observada de 6,86 m³/s e vazão média simulada de 7,73 m³/s, enquanto a produção de sedimentos para todo o período de 2,5 t/ha/ano. O modelo SWAT apresentou um bom desempenho para a bacia do Rio Taperoá no período de calibração. Para o período de validação os resultados não acompanharam o ajuste encontrado no período de calibração, indicando certa incoerência dos dados observados, como exposto anteriormente.

Quintão Rosa (2016) avaliou o desempenho do modelo SWAT na estimativa da produção e transporte de sedimentos e também na avaliação dos impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos em condições edafoclimáticas de uma bacia hidrográfica do Sudeste brasileiro. Foi avaliada a capacidade de utilização do modelo como ferramenta para prever impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos. Os resultados permitiram constatar que: a) os parâmetros para quais o modelo apresentou maior sensibilidade foram: número da curva inicial para a condição de umidade ACMII (CN2); armazenamento de água no solo (SOL_AWC); tempo de retardo do escoamento superficial direto (SURLAG); fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P); declividade média da sub-bacia (SLOPE); coeficiente linear de fluxo de sedimentos (SPCON); condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K); e profundidade da camada de solo (SOL_Z).

Kayser (2017) avaliou o SWAT na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, com área de 29.000 km, a avaliação foi feita através da calibração e validação entre dados medidos e simulados de vazão e sedimentos em suspensão em passo de tempo mensal no canal, tendo como resultados finais após calibração e validação coeficientes de eficiência muito satisfatórios para vazão, de 0,67 a 0,99 para NSE, mas após a calibração dos sedimentos em suspensão encontrou-se ao modelo insatisfatório já que os valores de NSE foram de 0,03 até 0,35, a autora atribui o baixo desempenho pela consistência dos dados observados.

Sousa (2018) modelou os processos de geração de escoamento superficial, erosão do solo e a recarga potencial subterrânea na bacia do Rio Sucuru a jusante da barragem de Sumé-PB utilizando o modelo SWAT. Foram utilizados dados de precipitação, temperatura, do período de 1994 a 2015, além de mapas de tipos de solo, uso e ocupação do solo com as mudanças observadas no período. Os parâmetros CANMAX, GWQMN, GW_REVAP, ESCO, EPCO e CN foram identificados como os mais influentes sobre o processo de geração de escoamento superficial. O valor do parâmetro GWQMN foi fixado em 2000 mm, pois nenhuma sondagem realizada na bacia indica uma profundidade do solo maior que 2,0 m. Os parâmetros CANMX, ESCO, EPCO e CN se mostraram muito influentes, pois qualquer pequena alteração para mais ou para menos, provocava uma superestimação e/ou subestimação da lâmina escoada, necessitando assim de muitas tentativas antes de obter seus valores finais. Os resultados demonstram a eficiência do modelo SWAT em quantificar e avaliar comparativamente os processos hidrossedimentológicos na região do cariri paraibano.

Algumas instituições públicas e privadas também fazem uso do modelo para prever problemas relacionados à erosão e assoreamento, principalmente as empresas de geração de energia elétrica. Outros estudos semelhantes foram desenvolvidos em várias regiões: África Ocidental (Baker e Miller, 2013); EUA (Bieger et al., 2015); Brasil (Bressiane et al., 2015).

Como pode ser observado nas referências apresentadas, o modelo SWAT é uma ferramenta com potencial de uso em diversos locais do mundo e fornece suporte para geração de resultados com fundamentação científica, motivando discussões e propostas de soluções aos problemas ambientais em bacias hidrográficas (Sousa, 2018)

2.4 Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo

Para avaliar o desempenho do modelo devem ser realizadas análises estatísticas para comparar dados observados com dados simulados e assim verificar a eficiência da simulação (Kayser, 2017).

As etapas da modelagem, como a análise de sensibilidade, calibração e análise de incertezas são imprescindíveis para tornar os resultados modelados mais representativos daquilo que se quer simular, bem como ter uma melhor compreensão dos processos em estudo (Sarmiento, 2010).

De acordo com Fernandez (2015) a análise de sensibilidade é o estudo de como as saídas de modelo respondem quantitativamente e qualitativamente, a diferentes variações nos dados que o alimenta. Já a calibração é o processo de modificação dos valores dos parâmetros, dentro de um intervalo aceitável, para obtenção de um modelo que replique condições previamente conhecidas do processo natural modelado.

As condições iniciais do modelo devem ser informadas na simulação para se reduzir os erros de modelagem. É comum, porém, o desconhecimento das condições iniciais na modelagem de sistemas hidrológicos e pode ocorrer uma discordância entre os valores medidos e simulados no início da simulação. Uma forma de contornar esse problema é realizar a simulação por um período de tempo - T, chamado de período de aquecimento do modelo (Sarmiento, 2010).

Neitsch et al. (2005) recomendam que haja um período de aquecimento do modelo e que seja no mínimo 1 ano, para garantir que o ciclo hidrológico seja simulado corretamente, antes que seja feita qualquer comparação entre os dados observados e calculados pelo SWAT. Ainda afirmam que o período usado na calibração é normalmente de 2 a 10 anos (Kayser, 2017).

A calibração no SWAT deve seguir uma ordem, iniciando com a vazão seguida dos sedimentos e nutrientes devido ao comportamento hidrológico do modelo e aos processos de transporte de nutrientes que desenvolve. (Neitsch et al., 2011).

A calibração do SWAT pode ser feita manualmente ou com ajuda de ferramentas automatizadas, como o SWAT-CUP (*SWAT Calibration Uncertainty Procedure*).

2.4.1 SWAT CUP

O SWAT-CUP é um programa autônomo desenvolvido para avaliação do SWAT, é um software gratuito que integra cinco diferentes algoritmos de otimização: GLUE “Generalized Likelihood Uncertainty Estimation”, ParaSol “Parameter Solution”, SUFI-2 “Sequential Uncertainty Fitting”, MCMC “Markov chain Monte Carlo” e, PSO “Particle Swarm Optimization” (Zhang et al. 2015). Esses algoritmos realizam as análises de sensibilidade, calibração, validação e análise de incertezas (Abbaspour et al., 2004; Abbaspour et al., 2007). Entre eles, o algoritmo SUFI-2 destaca-se pela sua capacidade de contabilizar todas as fontes de incerteza sobre as faixas de parâmetros, tais como a incerteza nas variáveis de condução (por exemplo, pluviosidade), modelo conceitual, parâmetros e dados medidos. (Mello et al., 2016).

De acordo com Arnold et al. (2012), o primeiro passo para a calibração e validação dos processos modelados pelo SWAT é a determinação dos parâmetros mais sensíveis para a bacia em questão. A quantidade excessiva de parâmetros é um problema conhecido em modelos hidrológicos, especialmente em modelos distribuídos e semi-distribuídos (Brighenti et al., 2016).

Segundo Nazare (2016) o usuário pode determinar quais variáveis devem ser ajustadas de acordo com sua experiência ou através de uma análise de sensibilidade automática. Através da análise de sensibilidade pode-se identificar os parâmetros mais sensíveis e quais os que devem receber mais atenção no processo de calibração, o que resulta na obtenção de simulações mais eficientes (Rossi et al., 2008).

O segundo passo é o processo de calibração em si. A calibração é um esforço para melhorar os parâmetros e adequá-los às condições simuladas, reduzindo assim as incertezas do modelo. A calibração de um modelo hidrológico consiste na determinação dos parâmetros do modelo que melhor representem o comportamento hidrológico do sistema (Collishonn, 2001), ou seja, a calibração consiste da etapa de se ajustar os valores dos seus parâmetros à bacia em estudo, tendo-se como base, valores das variáveis em questão, especialmente a vazão e carga de sedimentos, observados. Além disso, é necessário determinar valores iniciais para os parâmetros, os quais servem como ponto de partida para a calibração (Brighenti et al., 2016), devendo ser respeitada a faixa de variação física inerente a cada parâmetro (Collishonn, 2001).

Finalizado a calibração do modelo, deve-se, de acordo com Arnold et al. (2012), iniciar o processo de validação do modelo calibrado.

A validação é o reprocessamento da simulação realizada na calibração usando um período de dados diferentes como dados de entrada sem mudar nenhum parâmetro anteriormente ajustado (Nazare, 2016)

De acordo com Nazare (2016) para quantificação da eficiência da calibração e a análise de incerteza, expressa em 95PPU, e observação expressa como um único sinal (com algum erro associado a ele) são utilizados dois índices: P-factor e R-factor. O P-factor é a percentagem de dados observados delimitados pela banda 95PPU, e varia de 0 a 1. O valor 1 indica 100% de escalonamento dos dados medidos dentro do modelo de predição de incerteza (ou seja, uma simulação perfeita do modelo tendo em conta a incerteza). R- factor, por outro lado, é a largura média da banda dividida pelo desvio

padrão dos dados medidos, ou seja, é a espessura média do intervalo 95PPU (Abbaspour et al., 2004; Abbaspour et al., 2007; Rouholahnejad et al., 2012).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de estudo

A Região Hidrográfica do Paraguai abriga o Pantanal Mato-grossense, uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta, declarado como Patrimônio Nacional, Reserva da Biosfera da Unesco e Patrimônio Natural da Humanidade, tornando-se a terceira maior reserva do mundo no gênero. A dinâmica estabelecida entre o planalto (cabeceiras) e a planície (Pantanal) faz com que sejam mantidos os pulsos de inundação dos rios que compõem o Pantanal, com interdependência entre as fases de cheia e seca, ora contribuindo para a produtividade do sistema terrestre, ora para a produtividade do sistema aquático, dinâmica essa de extrema importância para a sobrevivência dos ecossistemas terrestres e aquáticos regionais e sua diversidade (Brasil, 2006).

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do São Lourenço, que faz parte da Bacia do Alto Paraguai (BAP) em território brasileiro, que ocupa uma área de 22.199 km², tendo as principais nascentes localizadas nos planaltos dos Guimarães e do Taquari-Itiquira. O rio São Lourenço tem como seus principais afluentes pela margem esquerda os rios Pombas e Córrego Prata e pela margem direita os rios Vermelho e São Pedro. Localiza-se no sudeste do Estado de Mato Grosso, entre as coordenadas geográficas 15°22'15"S e 17°16'22"S e 53°37'3,6"W (Brasil, 2006; Mato Grosso, 2014) (Figura 3).

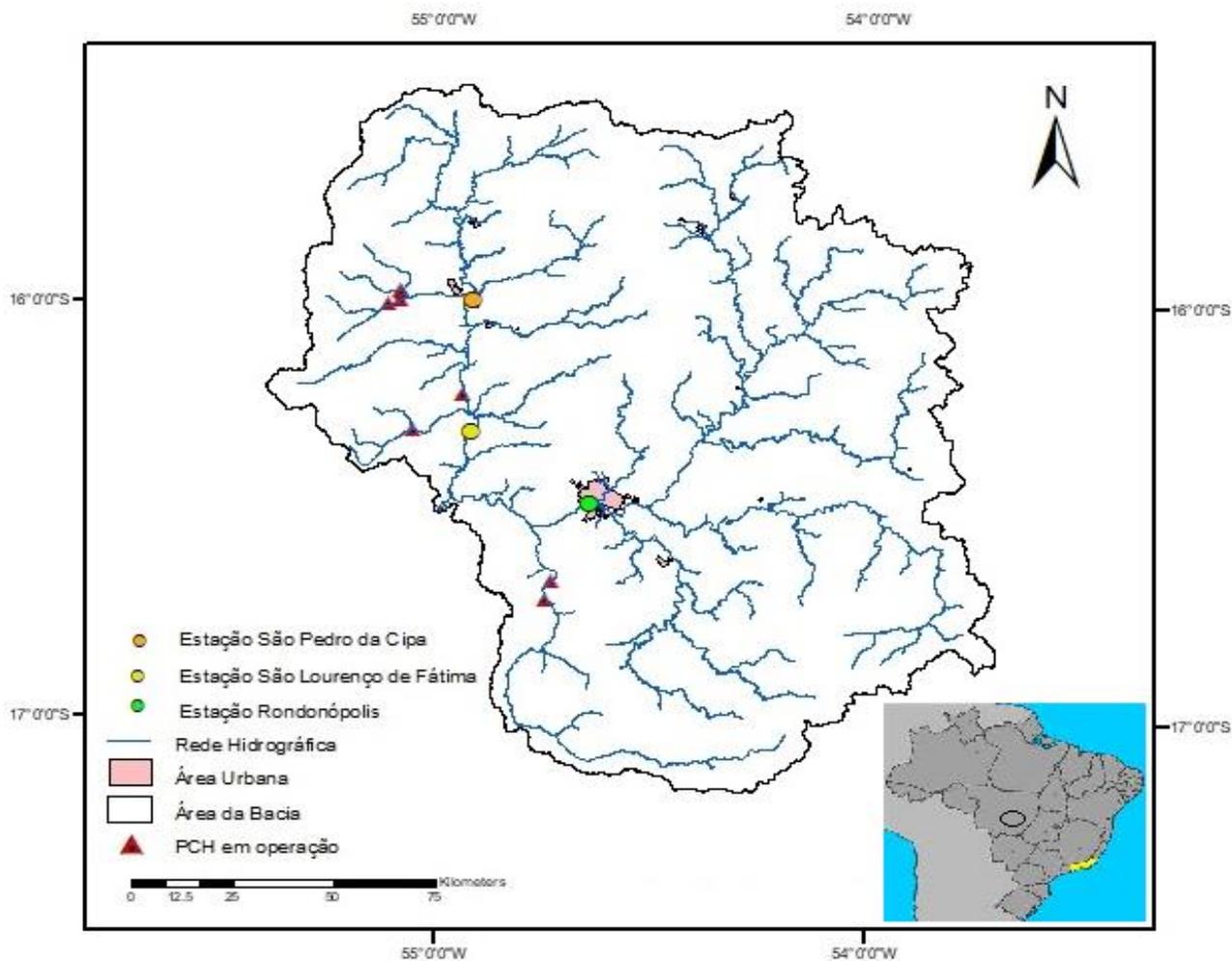


Figura 3 Rede hidrográfica, área e hidroelétricas da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço.

A região de estudo pertence à Eco-região do Cerrado (Savana) intercalado com formações de Floresta estacional Semi-decidual. O clima predominante é Aw – Clima de Savana, com temperaturas médias anuais variando entre 22,5 e 26,5°C. O mês de novembro é o mais quente (média de 27°C) e o de julho, o mais frio (média de 21°C) (Brasil, 2006).

A precipitação média anual é de 1.398 mm, variando entre 1.000 e 1.900 mm, sendo os maiores valores observados nas áreas de planalto (Brasil, 2006). O período chuvoso ocorre entre outubro e abril, devido aos ventos de quadrante norte da massa equatorial continental.

A água da Bacia do Rio São Lourenço é utilizada para a geração de energia elétrica, uso não-consuntivo considerando a manutenção do quantitativo disponível, e para as atividades relacionadas ao agronegócio, como dessedentação animal, irrigação e uso industrial. Algumas propriedades rurais utilizam a água superficial para uso

doméstico, mas a água subterrânea é a principal fonte de abastecimento urbano e rural na bacia hidrográfica.

Dentre as principais pressões antrópicas que atuam na região do planalto desta bacia hidrográfica estão o desmatamento para plantio de soja e cana-de-açúcar e formação de pastos, além de um novo desafio para os órgãos gestores, a implantação de obras de infra-estrutura hidrelétrica, consideradas com potencial de interferir no pulso natural de inundações da planície pantaneira (Brasil, 2006).

3.2 Geomorfologia e Geologia da Área de estudo

Segundo Godoy (2016) os municípios de São Vicente, Jaciara e Juscimeira encontram-se inseridas quase que totalmente na unidade do Planalto da Bacia Sedimentar do Paraná, que na área é representado pelo Planalto dos Guimarães e Planalto dos Alcantilados. O Planalto dos Guimarães situa-se entre as cotas mais elevadas e caracteriza-se pela suavidade do modelado, predominando as amplas formas de topos tabulares e bordas marcadas por escarpas erosivas.

A região centro-leste da área está posicionada geomorfologicamente na unidade conhecida por Planalto dos Alcantilados que é constituído por um conjunto de topografia muito dissecada, formada por relevos recortados por escarpas e relevos residuais com vertentes abruptas, elaborado em litologias sedimentares das formações Aquidauana e Ponta Grossa. A área foi fortemente influenciada pela tectônica, o que originou patamares estruturais posicionados em diferentes níveis altimétricos e escarpas associadas às linhas de falha (Godoy, 2016)

A Depressão de Rondonópolis corresponde a uma área situada abaixo da cota de 300 m caracterizada pela bacia hidrográfica do Alto Rio São Lourenço e constitui um subcompartimento elaborado nos arenitos da Formação Aquidauana, associado com as áreas de maior aprofundamento da drenagem que entalham os arenitos da Formação Ponta Grossa e Furnas, resultado de escavação do médio e baixo curso dos rios São Lourenço e seus afluentes, neste tipo de formação geomorfológica contribui significativamente com o acúmulo e o transporte de sedimentos nos rios São Lourenço e Cuiabá (Godoy, 2016)

O estudo de Godoy (2016) demonstra que ao sudeste do corpo granítico situam-se ocorrências de águas termais de São Lourenço constituída por rochas sedimentares da Bacia Hidrográfica do Paraná, principalmente apresentando composições arenosas,

aflorando as formações Furnas e Ponta Grossa e Aquidauana, além de rochas terciárias da Formação Cachoeirinha e coberturas cenozóicas.

O conjunto de rochas sedimentares que afloram na área apresenta-se subhorizontalizado, localmente basculado pela ação de falhamentos gravitacionais. Na área das Serra dos Coroados e Poxoréo dominam nas partes mais elevadas os sedimentos Aquidauana e sobreposto às rochas da Formação Cachoeirinha. A região a leste das serras é dominada por um planalto rebaixado formado pela depressão no vale do rio São Lourenço, que expõem principalmente as rochas da Bacia Hidrográfica do Paraná (formações Furnas, Ponta Grossa) (Godoy, 2016).

3.3 O modelo SWAT

A escolha do modelo SWAT para o desenvolvimento desse trabalho se deu em virtude do SWAT ser uma ferramenta que permite a verificação dos efeitos resultantes das modificações no uso e ocupação do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, bem como na produção de sedimentos (Arnold et al. 1998).

O modelo geo-espacial ArcSWAT é uma extensão para ArcMap (ESRI – Environmental Systems Research Institute) empregado como ferramenta de pré e pós processamento de dados na execução do modelo hidrológico SWAT.

A construção da base de dados foi direcionada seguindo as recomendações do referencial teórico do SWAT conforme publicado por Neitsch et al. (2009) e também os procedimentos de entrada e saída do modelo, conforme documentação tutorial e metodológica desenvolvida pelos criadores do SWAT com revisões e atualizações publicadas por Arnold et al. (2012). Foi utilizado o programa do SWAT Interface ArcMap – ArcSWAT - versão 10.3, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos - USDA em parceria com a Texas A & M University - TAMU.

A interface do ArcSWAT permite o pré-processamento de dados espaciais como modelo numérico de terreno, mapas de uso e cobertura do solo e unidades pedológicas. Possibilita ainda a entrada de dados tabulares como propriedades do solo e clima. Nesses casos são realizadas ligações com os respectivos mapas de solo, uso da terra e com a localização do posto meteorológico utilizado (Neitsch et al., 2009). O SWAT possui cinco bancos de dados, os quais são O Modelo Digital de Elevação, O mapa de Uso e Ocupação da Terra, O mapa de solos, os dados tabulares de solos e de clima, que foram alimentados e ou atualizados conforme necessidade de execução do trabalho seguindo as

recomendações para os input e output do modelo conforme metodologia SWAT publicada por Arnold et al. (2012).

Entre as informações de entrada, a interface é capaz de armazenar dados geoespaciais, numéricos e de texto (Olivera, et al. 2006). Dados geoespaciais referem-se aos arquivos do Modelo Numérico do Terreno (MNT), uso e ocupação do solo e tipo de solo. Enquanto que os dados numéricos e de texto caracterizam os dados espaciais, climáticos e hidrológicos, A Figura 4 faz referência ao processamento dos bancos de dados do SWAT.

A interface desenvolvida entre o SWAT e o ArcMap facilita a entrada de dados no modelo, além de possibilitar a subdivisão automática da bacia hidrográfica em sub-bacias com a utilização dos dados do MNT. Essa interface possibilita que os dados de saída sejam exibidos em forma de mapas, gráficos e tabelas do ArcMap. Os procedimentos para gerar a base de dados estão expostos na Figura 4.

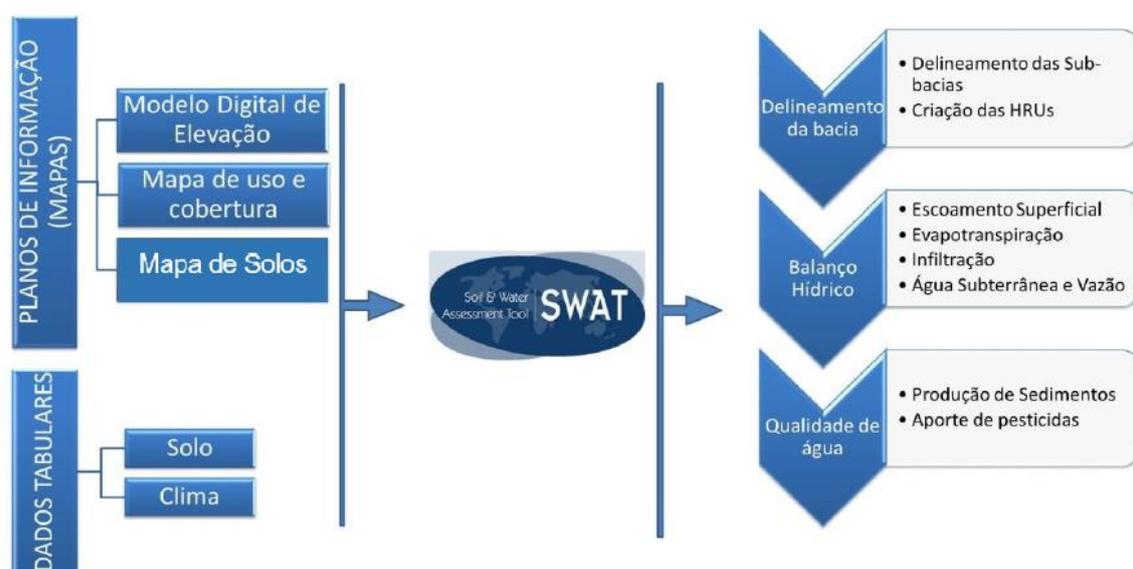


Figura 4 Dados de entrada no SWAT e resumo de processos. (Adaptado de Carvalho, 2010)

No modelo SWAT cada subbacia é discretizada em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's), poligonais formadas pelo cruzamento das camadas do Uso e Cobertura de Solo, a unidade de solo e classes de declividade.

Para alimentação de dados meteorológicos e climáticos, o ArcSWAT permite o carregamento de estações com dados medidos e um gerador de dados climáticos, tais

como: precipitação, velocidade do vento, radiação solar, temperatura e umidade do ar, esses dados servirão para o fornecimento de algumas variáveis em suas simulações.

3.4 Construção da base de dados

3.4.1 Modelo numérico de terreno (MNT), rede de drenagem e delimitação da bacia hidrográfica e suas sub-bacias

A delimitação e parametrização fisiográfica das subbacias foi realizada a partir de um Modelo Numérico de Terreno (MNT) proveniente da Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) 2000, versão 3.0 (JPL 2015) com resolução espacial de 30 m, recondicionado por uma rede hidrográfica digitalizada de linha simples na escala 1:50.000 (Figura 5). O recondicionamento (“*stream burning*”) garante o preenchimento de depressões fechadas e assim a convergência do escoamento superficial simulado a um único exutório. A rede hidrográfica foi obtida das Cartas topográficas 1:100.000 (IBGE) e com vetores corrigidos por interpretação visual de imagens SPOT multiespectrais de 2008 com resolução espacial de 2,5m.

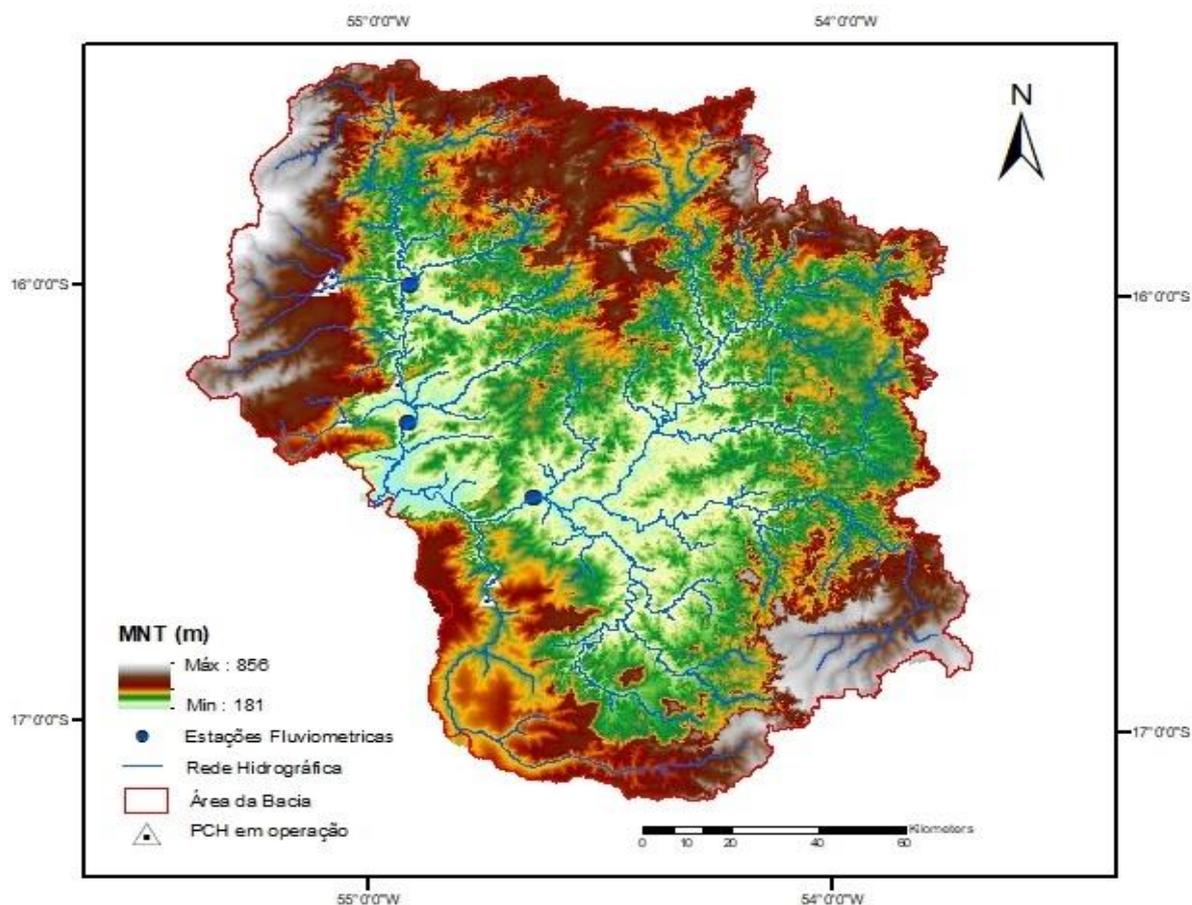


Figura 5 MNT, rede hidrográfica, e estações fluviométricas da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço.

Para o delineamento foram incluídos manualmente 11 exutórios adicionais (*outlets*), três correspondentes à localização das estações fluviométricas utilizadas para calibração e validação das vazões e sedimentos suspensos, além das oito Pequenas centrais hidrelétricas (PCH) em operação na bacia hidrográfica.

Utilizando como limiar de área mínima 50km², foram delimitados um total de 258 sub-bacias. Na Figura 6 é representada, além desta subdivisão, a localização das três estações fluviométricas e das 8 PCH's inseridas para a modelagem hidrológica da bacia do Rio São Lourenço.

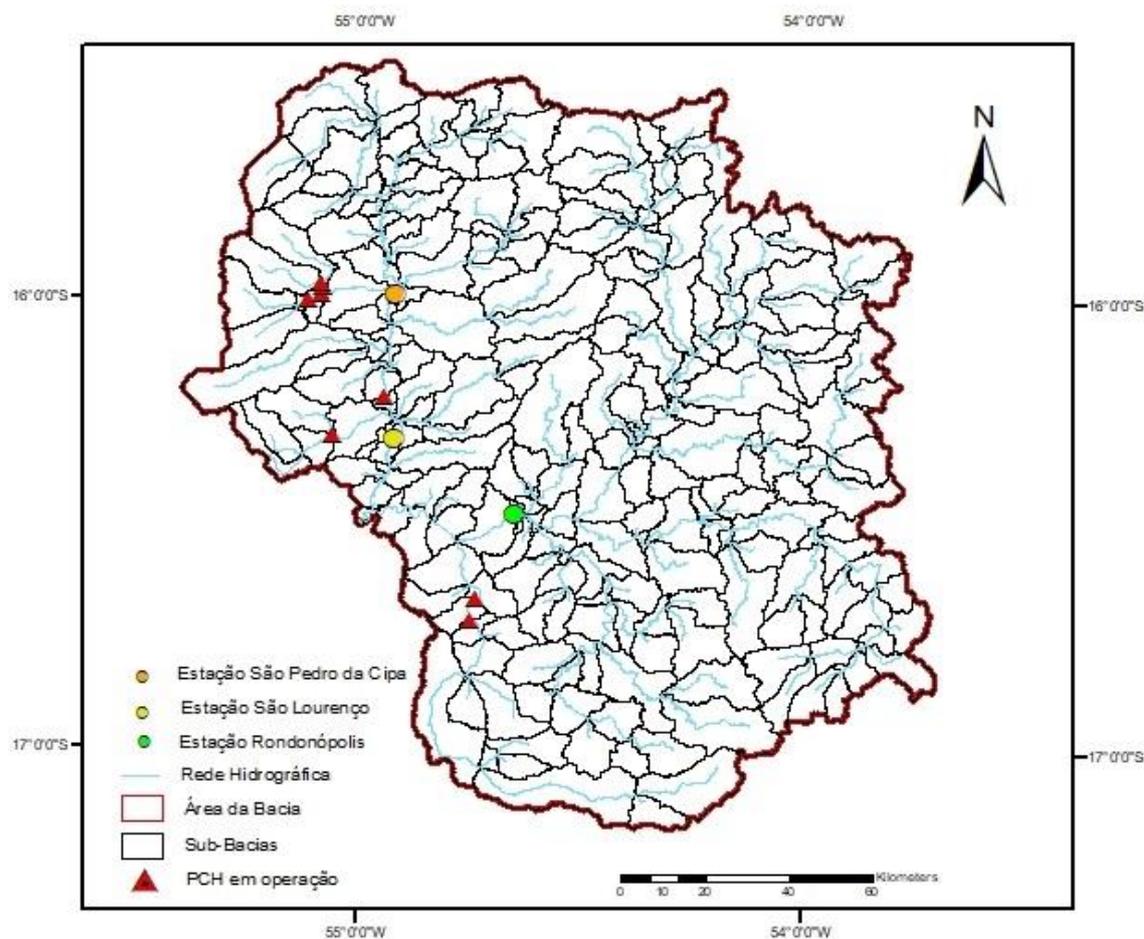


Figura 6 Subdivisão da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço

3.4.2 Unidades pedológicas

O mapa pedológico da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço utilizada possui escala 1:250.000 e é proveniente do Diagnóstico Socioeconômico Ecológico de Mato Grosso - DSEE, realizado como base do Zoneamento Socioeconômico Ecológico de Mato Grosso-ZSEE/MT) (SEPLAN, 1988) (Figura 7).

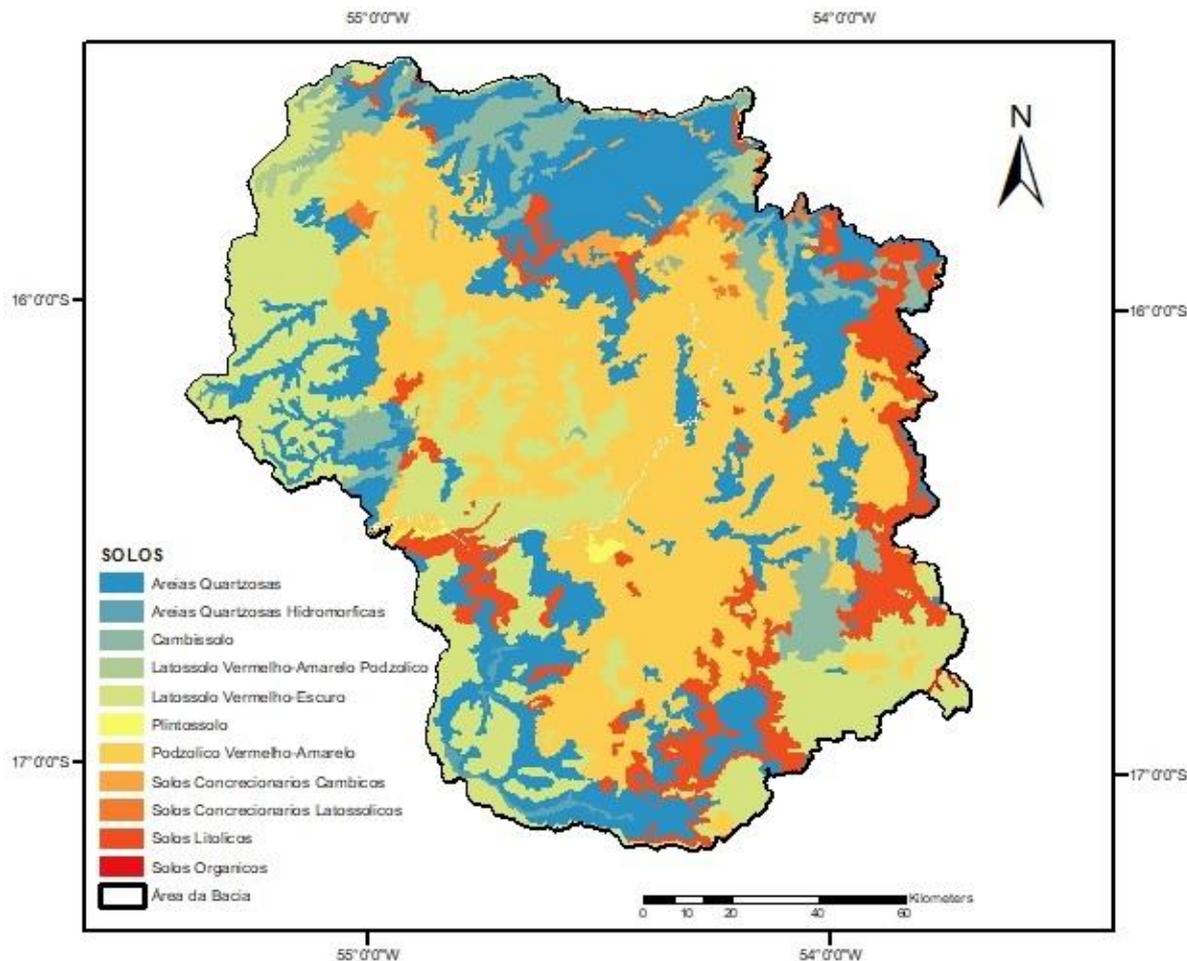


Figura 7 Mapa de Solos da bacia do Rio São Lourenço.

O SWAT possui no seu banco de dados interno informações de solos dos Estados Unidos, sendo que foi necessário adicionar os tipos de solo que compõe a bacia hidrográfica do Rio São Lourenço as quais foram obtidas do (SEPLAN, 2000) Mato Grosso - projeto RADAM Brasil, 2003 e trabalho de Hunke et al., 2015, além de algumas características físicas e químicas importantes dos solos como o Grupo hidrológico do solo (HYDGRP), profundidade máxima de enraizamento do perfil do solo (mm) (SOL_ZMX), profundidade do perfil da superfície do solo até a parte inferior da camada (mm) (SOL_Z), condutividade hidráulica saturada (mm/h) (SOL_K), e outros (Machado, 2002).

Na Tabela 1 são apresentadas algumas das características dos solos presentes na Bacia Hidrográfica do Ríó São Lourenço.

Tabela 1 Classes de solos e suas características (SEPLAN, 2015), onde: HYDGRP (Grupo hidrológico do solo), SOL_ZMX (profundidade máxima de enraizamento do perfil do solo), SOL_Z (profundidade do perfil da superfície do solo até a parte inferior da camada), SOL_K (condutividade hidráulica saturada).

NOME	HYDGRP	SOL_ZMX	SOL_Z	SOL_K
Areias Quartzosas	A	1300	300	874,33
Areias Quartzosas Hidromórficas	B	1400	150	58,53
Cambissolo	B	1200	300	20,77
Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico	A	2000	300	1112,85
Latossolo Vermelho-Escuro	A	3500	800	100
Podzólico Vermelho-Amarelo	A	1118	290	40,51
Solos Concrecionários Câmbicos	C	1000	300	874
Solos Concrecionários Latossólicos	C	1000	300	874
Solos Litólicos	A	500	200	123,11
Solos Orgânicos	A	650	650	146,36

3.4.3 Uso e ocupação da terra (UOT)

O mapa de uso e ocupação da terra utilizado nesse trabalho, foi gerado a partir do levantamento de reconhecimento de usos feito pela WWF-Brasil, em escala 1:200.000 (WWF-Brasil, 2009), referente ao ano 2008.

Após a inserção do mapa de uso e ocupação da terra no modelo, ocorre a reclassificação desse mapa, onde o SWAT busca em seu banco de dados, de acordo com as classes correspondentes, os índices de área foliar máximo, profundidade máxima das raízes da vegetação específica, altura máxima da cultura, energia para a conversão em biomassa, e temperaturas base e ótimas para o crescimento da planta (Machado, 2002).

Na Tabela 2 são apresentados os principais usos da terra presentes na Bacia Hidrográfica do Ríó São Lourenço, e na Figura 8 pode-se visualizar a distribuição desses usos dentro da bacia.

Tabela 2 Áreas de uso e ocupação da Terra da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço.

Uso da Terra	Código SWAT	Área (%)
Pastagem	PAST	32,84
Cerrado	RNGB	23.784
Agricultura	AGRR	20.522
Floresta decídua	FRSD	13.019
Floresta	RNGE	9.024
Solo aberto	URML	0.533
Água	WATR	0.145
Cidade	BARR	0.129

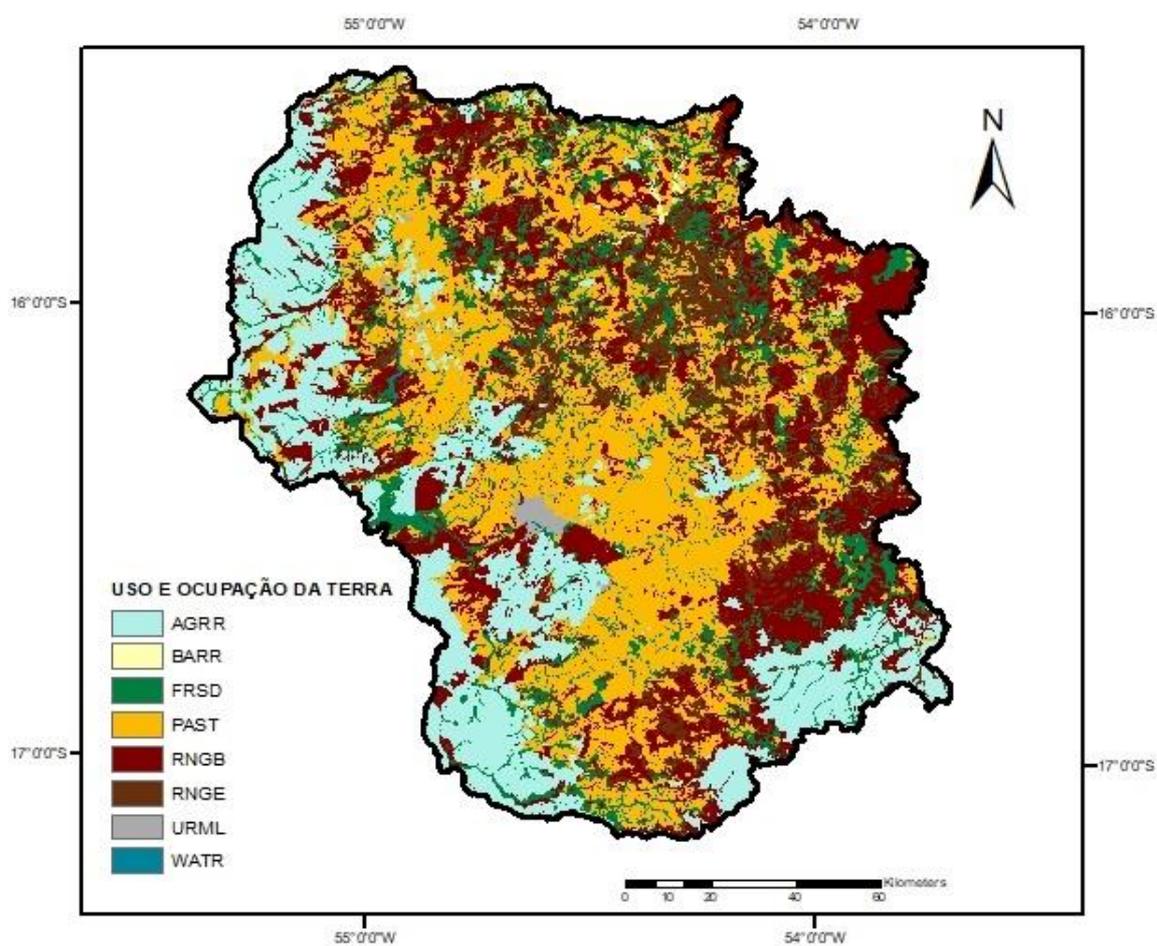


Figura 8 Usos e Ocupação da Terra (UOT) da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço.

3.4.4 Definição das unidades de respostas hidrológicas-HRU

Na modelagem a bacia hidrográfica é dividida em sub-bacias que por sua vez é dividida novamente em HRU's (Unidades de Respostas Hidrológicas) com base no relevo, solos e uso e ocupação da terra. As HRU's, são associações de sub-regiões com comportamentos hidrológicos homogêneos ou com elevado grau de homogeneidade em termos de balanço hídrico, escoamento superficial, infiltração e recarga para os lençóis freáticos além de trocas de energia, água e vapores com a atmosfera a partir da dependência dos processos hidrológicos em relação às feições básicas da paisagem (Grehs, 2003). No SWAT, para cada HRU o escoamento é calculado e propagado para se obter o escoamento total da sub-bacia e, como consequência, aumentar a precisão das simulações e melhorar a descrição física do balanço de água na bacia hidrográfica (Moro, 2005).

Os dados de entrada são inseridos com o auxílio de uma interface gráfica de software SIG e organizados em planos de informação cartográficos como mapas de uso do solo, mapas pedológicos, de hidrografia, modelo numérico do terreno (MNT) e dados tabulares como os dados climáticos (dados diários de temperatura, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e precipitação) e os usos consuntivos e não consuntivos da bacia hidrográfica, como as vazões de captação de água e lançamento de efluentes nos cursos d'água.

Neste trabalho, na delimitação da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço, foram geradas 258 sub-bacias com área limite mínima pré-estabelecida de 50 km², seguindo a metodologia sugerida por Kayser (2017). Esta subdivisão expressiva em comparação com outras aplicações em escala de bacia hidrográfica foi determinada, principalmente para segregar espacialmente lançamentos e captações nas sub-bacias urbanas do centro metropolitano das cidades da área de estudo.

De acordo com Kayser (2017) na etapa da definição das HRU's, utilizou-se a opção de múltiplas HRU's com intuito de manter um maior detalhamento e evitar a perda ou alteração das informações de entrada, assim foi estabelecido um limite de 30% na combinação uso do solo, declividades e solos, ou seja, somente HRU's que possuem no mínimo uma área de 30% da sua sub-bacia serão geradas, totalizando 602 HRU's.

3.5 Definição dos Parâmetros Característicos da Área de Estudo

Já a estruturação do banco de dados climáticos como temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, radiação solar, e umidade relativa foram obtidas de 35 estações da grade do Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) / National Centers for Environmental Prediction (NCEP) (<http://globalweather.tamu.edu/>), que consiste em um sistema acoplado atmosfera-oceano-solo e gelo da superfície do mar, em escala global e de alta resolução desenvolvido para fornecer as melhores estimativas de clima. Os dados climáticos obtidos foram inseridos no SWAT e a série histórica utilizada foi de 2002 a 2016. É recomendado o uso de séries históricas com maior quantidade e qualidade de dados para não comprometer a confiabilidade dos resultados (Uzeika, 2009).

Foi realizado o *warm up* “aquecimento do modelo” com os dados por dois anos (2002 a 2003). Esse período (aquecimento do modelo) visa estabilizar as condições iniciais de umidade do solo e assim permitir que as variáveis de estado estejam livres da influência das condições iniciais nos primeiros anos de simulação (Mello et al., 2008).

3.5.1 Usos consuntivos e não consuntivos na bacia

De acordo com a concepção computacional do SWAT, os dados devem ser acumulados por sub-bacias. Os usos consuntivos na Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço foram contabilizados os dados de outorga de captação superficial e diluição de efluentes emitidas para rios de jurisdição estadual pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) e para os rios federais pela Agência Nacional de Águas (ANA), no período de 2007 a 2013.

3.5.2 Dados dos reservatórios

Na bacia hidrográfica do Rio São Lourenço estão inseridas oito pequenas centrais hidrelétricas (PCH) em operação, também foram identificadas outras PCH's que apenas estão na fase de planejamento ou construção.

Neste trabalho apenas foram obtidas informações básicas como data de início de operação, volume do reservatório e área do reservatório na cota principal.

Na Tabela 3 Apresenta-se uma lista das PCH's que foram utilizadas na modelagem.

Tabela 3 Dados das PCH's utilizadas na modelagem.

Nome da PCH	Situação	Data de início da operação	Coordenadas	
			Latitude	Longitude
Cambará	Operação	Dezembro/2012	-15.97	-55.08
Embaúba	Operação	Agosto/2008	-15.98	-55.09
Sucupira	Operação	Outubro/2008	-15.99	-55.09
Pequi	Operação	Dezembro/2008	-16.00	-55.12
São Lourenço	Operação	Abril/2009	-16.22	-54.93
Sete quedas alta	Operação	Dezembro/2010	-16.30	-55.06
Rondonópolis	Operação	Dezembro/2007	-16.67	-54.74
José Gelásio	Operação	Fevereiro/2007	-16.70	-54.76

3.5.3 Dados observados de vazão e sedimentos suspensos

Os dados de vazão das três estações fluviométricas e hidrossedimentológicas, São Pedro da Cipa (66380000), São Lourenço (66400000) e Rondonópolis (66450001), foram obtidos no site da ANA. Os dados observados diários da vazão e sedimentos foram expressados em dados mensais para a verificação e calibração do modelo pela comparação com os dados calculados, para o período em estudo (2002 a 2016).

3.6 Parametrização e calibração da vazão

3.6.1 Sensibilidade dos parâmetros

Nos processos de análise de sensibilidade global os parâmetros identificados como mais sensíveis são geralmente utilizados para calibrar o modelo, é assim mesmo tal qual foi executado neste estudo, a sensibilidade dos parâmetros e sua inferência são apontadas em formato gráfico pelo SWATCUP, por meio da utilização de um teste de hipóteses que utiliza uma distribuição *t* de *Student*. Essa distribuição é muito similar à distribuição normal, com a diferença que o desvio padrão da população nesse tipo de teste é desconhecido e deve, portanto, ser estimado. Ao final, são fornecidos valores para a estatística-*t* e para o *p valor*. A estatística *t* fornece uma medida da sensibilidade (as maiores barras indicam maior sensibilidade), enquanto o *p-valor* determina a significância da sensibilidade (valores próximos a zero indicam maior significância) (Carvalho, 2014).

A escolha dos 17 parâmetros para a análise de sensibilidade e seus limites iniciais para a vazão foi feita de acordo com estudos anteriores, que identificaram sensibilidades elevadas em escalas e condições geoambientais comparáveis (Lenhart *et al.*, 2002; van Griensven *et al.*, 2006; Arnold *et al.*, 2012; Malutta, 2012; Muleta, 2012; Hunke, 2015). A análise foi obtida após 200 simulações entre os parâmetros, dentro de cada intervalo limitado de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 Parâmetros e limites utilizados para a análise de sensibilidade da vazão (Kayser, 2017)

Parâmetro	Descrição	Valor Default	Intervalo	
			Mínimo	Máximo
V_SHALLST.gw (mm)	Altura inicial da água aquífero raso	1000	1000	5000
V_GWQMN.gw (mm)	Limiar da profundidade da água no aquífero superficial necessária para o fluxo de retorno ocorrer	1000	500	4000
V_GW_DELAY.gw (dias)	Tempo de retardo da água subterrânea	31	30	300
V_GW_REVAP.gw (adm)	Coefficiente "revap" de água subterrânea	0,02	0,01	0,1
V_RCHRG_DP.gw (adm)	Fração de água percolada para o aquífero profundo	0,05	0	0,5
V_REVAPMN.gw (mm)	Profundidade em aquífero profundo para que aconteça o "revap"	750	100	1000
R_SOL_BD.sol (g/cm ³)	Densidade aparente do solo	*	-0,2	0,2
R_SOL_Z.sol (mm)	Profundidade do solo	*	-0,25	0,25
R_SOL_ALB.sol (adm)	Albedo do solo úmido	*	-0,2	0,2
R_SOL_AWC.sol (mm/mm)	Capacidade de água disponível no solo	*	-0,2	0,2
R_SOL_K.sol (mm/hr)	Condutividade hidráulica saturada do solo	*	-0,25	0,25
R_CN2.mgt (adm)	Curva-Número para a condição de umidade II	*	-0,4	0,2

V_BIOMIX.mgt (adm)	Eficiência do revolvimento biológico	0,2	0	0,5
V_EPCO.bsn (adm)	Fator de compensação de água pelas plantas	1	0,5	1
V_ESCO.bsn (adm)	Fator de compensação de evaporação do solo	0,95	0,6	1
V_SURLAG.bsn (dias)	Coefficiente de retardo do escoamento superficial	4	1	6
R_SLSUBBSN.hru (m)	Comprimento da declividade média	*	-0,2	0,2

*O parâmetro varia espacialmente.

Após a análise de sensibilidade foram hierarquizados os parâmetros mais sensíveis, considerando os resultados do t-stat e do p-value. Depois, foram realizadas as etapas de calibração e validação do modelo.

3.6.2 Calibração e validação

A calibração é um esforço para melhorar os parâmetros e adequá-los às condições simuladas, reduzindo assim as incertezas do modelo (Collishonn, 2001),

É definida a função objetiva para a comparação da aderência entre os dados observados no campo e os dados simulados na modelagem e no processo de calibração do modelo, de forma análoga se procede com a validação do modelo, comparando a aderência dos dados medidos e simulados, porém com o intervalo de dados posterior aos dados do período utilizado na calibração, e com os mesmos parâmetros utilizados na fase de calibração (Catelani, 2015).

No SUFI-2, o intervalo dos parâmetros (*range_par*) é reduzido a cada iteração, sempre centrado naqueles que resultaram no melhor valor da função objetivo (Kayser, 2017).

A calibração automática dos dez parâmetros escolhidos foi realizada em 4 iterações com 500 simulações cada, totalizando 2000 simulações, conforme recomenda Abbaspour et al (2006), dentro dos intervalos adotados pela análise de sensibilidade para os três pontos de monitoramento (estação fluviométrica do Rondonópolis, São Lourenço e São Pedro da Cipa) com dados mensais entre os anos de 2004 a 2012. Enquanto, a validação ou verificação foi realizada para o período de 2013 a 2016.

3.6.3 Comparação e análise da eficiência do modelo

A escolha do índice de eficiência depende do objetivo da modelagem hidrológica, assim como dos dados observados disponíveis (Refsgaard e Storm, 1996). A utilização de modelos numéricos é recomendada para avaliar a calibração do modelo, no entanto, também é fundamental utilizar comparações gráficas (Daggupati et al., 2015; Refsgaard e Storm, 1997; Thirel et al., 2015b). Por essa razão, neste estudo, a análise da eficiência foi realizada de três formas: comparação visual, comparação relativa e modelos numéricos (Figura 9).

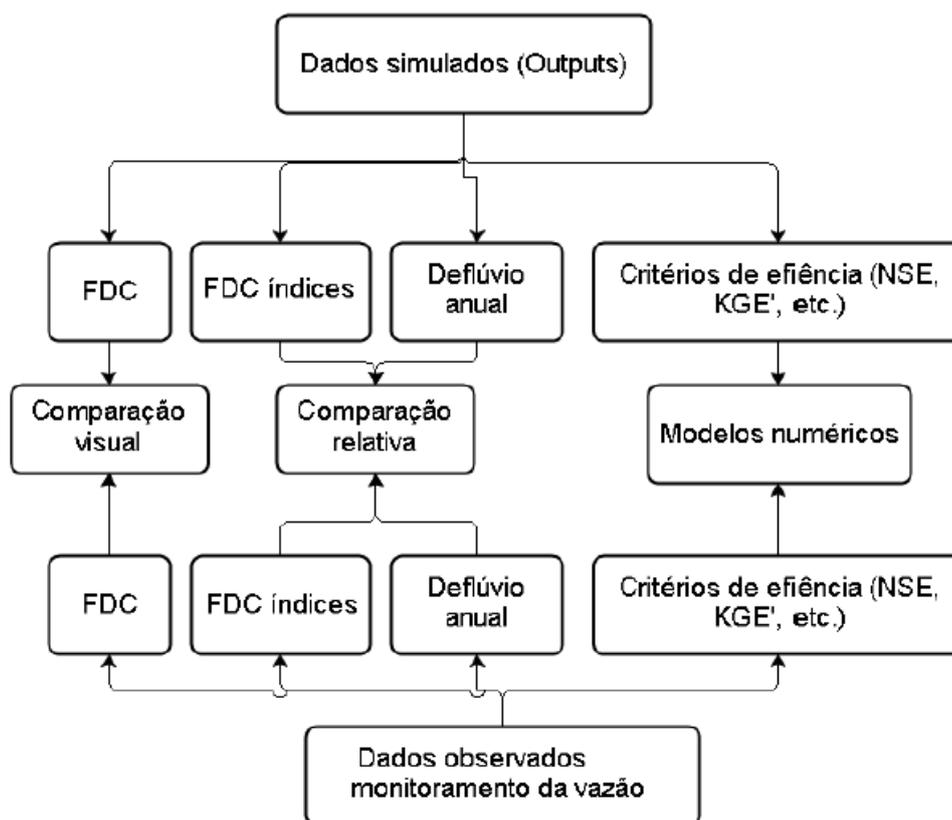


Figura 9 Esquema referente às três propostas de comparação entre os dados observados e simulados, onde FDC é a curva de permanência da vazão, FDC índices são os coeficientes de vazão máxima (Q_5), média (Q_{50}) e mínima (Q_{95}), NSE é o índice de Nash-Sutcliffe, e KGE' é o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (Garcia, 2018).

A comparação para escolha do melhor conjunto de parâmetros calibrados foi realizada entre os dados de deflúvio observados e simulados. Estes dados foram comparados por meio da análise visual das curvas de permanência da vazão (em inglês “Flow duration curve” - FDC), de um gráfico de pontos (observado x simulado), e da comparação relativa entre os valores dos índices de vazão máxima (Q_5), média (Q_{50}), mínima (Q_{95}) (Moriassi et al., 2015; Thirel et al., 2015), e o deflúvio anual dos conjuntos

de dados simulados e observados. A avaliação da performance utilizando-se análise visual é mais subjetiva e pode ser realizada nas primeiras simulações para identificar as principais divergências. Apesar de ambas as técnicas de avaliação terem sido combinadas, o maior peso na decisão recaiu sobre as análises estatísticas (Feyen et al., 2000). Para isto foram utilizados os índices de eficiência conforme a Tabela 5. O objetivo do ajuste dos parâmetros entre as simulações foi de maximizar os índices de eficiência e diminuir os erros entre os índices da curva de permanência e do deflúvio anual.

Tabela 5 Parâmetros e limites Relação dos índices de eficiência utilizados e as respectivas fórmulas (n: número de dias do período; Q_{obs} e Q_{sim} : deflúvio observado e simulado, respectivamente; μ : média dos valores de deflúvio para o período; σ : desvio padrão). Adaptado de Thirel et al. (2015), Ritter e Munoz-Carpena (2013) e Moriasi et al. (2015).

Índice	Fórmula Matemática	Descrição	Valor ótimo
NSE	$\left[1 - \frac{\sum(Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \right]$	Índice de eficiência de Nash-Sutcliffe	1
R ²	$\left[\frac{\sum_{i=1}^n [(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2 (Q_{sim} - \bar{Q}_{sim})^2]}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2 \sum_{i=1}^n (Q_{sim} - \bar{Q}_{sim})^2} \right]$	Coefficiente de determinação	1
KGE'	$1 - \sqrt{(r - 1)^2 + ((PBIAS) - 1)^2 + \left(\frac{\sigma(Q_{sim})/\mu(Q_{sim})}{\sigma(Q_{obs})/\mu(Q_{obs})} \right)^2}$	Índice de eficiência de Kling-Gupta modificado	1
PBIAS	$\left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - Q_{sim}(i))}{\sum_{i=1}^n Q_{obs}(i)} \right] * 100$	Porcentagem de viés	0

O índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') deriva do índice de eficiência de Gupta (KGE) (Gupta et al., 2009), modificado por Kling et al. (2012), e recomendado para análises hidrológicas em relação ao índice de Nash-Sutcliffe (NSE), que, embora amplamente utilizado (Chiew e McMahon, 1993; Moriasi et al., 2015), tem apresentado algumas desvantagens em estudos de modelagem (Gupta et al., 2009; Thirel et al., 2015b).

O índice de porcentagem do viés (PBIAS) ainda é muito utilizado como critério de avaliação (Ritter e Munoz-Carpena, 2013; Zhang et al., 2016), pois indicam, em porcentagem, se os dados simulados estão superestimando ou subestimando os valores observados (Moriassi et al., 2015; Xevi et al., 1997). O coeficiente de determinação (R^2) é utilizado para identificar a relação entre os dados simulados e observados, e é muito utilizado em estudos de calibração e validação dos modelos hidrológicos (Moriassi et al., 2015). Os limites para definir quando a calibração pode ser considerada aceitável, boa, muito boa ou insatisfatória foram baseados naqueles propostos por Moriassi et al. (2015), nos quais o modelo é considerado satisfatório para simulações quando o $R^2 > 0,6$, $NSE > 0,5$, $KGE' > 0,6$ e $PBIAS \leq 15\%$ em uma escala diária e mensal de dados.

3.7 Parametrização e calibração dos sedimentos suspensos

Depois da calibração da vazão para o período de 2004 a 2016 foi realizado ajuste para os sedimentos em suspensão a partir de três estações com dados observados, sendo que São Pedro da Cipa (66380000) tem registros de 43 amostras trimestrais do período de 2004 a 2016, São Lourenço (66400000) tem 21 amostras trimestrais do período de 2008 a 2016 e Rondonópolis (66450001) tem 37 amostras trimestrais do período de 2004 a 2015. A calibração automática dos parâmetros foi realizada em 4 iterações com 500 simulações cada, totalizando 2000 simulações, conforme recomenda Abbaspour et al. (2006).

Para verificação dos ajustes entre os valores medidos e simulados, foram utilizados quatro métodos estatísticos: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R^2), o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') e o índice de porcentagem do viés (PBIAS), os quais já foram descritos no ponto 3.6.3.

Os parâmetros utilizados na calibração dos sedimentos em suspensão, assim como a faixa de variação de cada parâmetro e o valor inicial adotado pelo modelo encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6 Parâmetros e limites utilizados para a análise de sensibilidade dos sedimentos em suspensão (Kayser, 2017).

Parâmetro	Descrição	Valor	Intervalo	
		Default	Mínimo	Máximo
V_SPCON.bsn (adm)	Coefficiente da equação de transporte de sedimentos	0,0001	0,0001	0,01
V_SPEXP.bsn (adm)	Expoente da equação de transporte de sedimentos	1	1	1,5
V_ADJ_PKR.bsn (adm)	Fator de ajuste da taxa de pico para o aporte de sedimentos na sub-bacia;	1	0,5	2
V_PRF_BSN.bsn (adm)	Fator de ajuste de taxa máxima para roteamento de sedimentos no canal principal.	1	0,5	2
R_USLE_C.crop (adm)	Valor mínimo do fator C de cobertura vegetal da USLE;	*	0,05	0,5
V_USLE_P.mgt (adm)	Fator P de práticas de suporte da USLE;	1	0	1
R_USLE_K.sol (adm)	Fator K de erodibilidade do solo da USLE;	*	-0,3	0,3
V_CH_ERODMO.rte (adm)	Fator de erodibilidade do canal	0	0	1
V_CH_COV1.rte (adm)	Fator de erodibilidade do canal.	0	0	0,6
V_CH_COV2.rte (adm)	Fator de cobertura do canal.	0	0	1
V_LAT_SED.hru (mg/l)	Concentração de sedimento no fluxo lateral e fluxo de águas subterrâneas.	0	0	5000

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Simulações da vazão

4.1.1 Avaliação da modelagem não calibrada

As modelagens das vazões mensais ainda sem calibração analisados para as estações fluviométricas de São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, para a série histórica de 2004 a 2016, representam adequadamente a ciclicidade sazonal dos dados observados no mesmo período.

Porém pode ser constatado que em meses de vazões máximas ocorreram superestimativas das máximas de 2,4% a 93,0% no período 2004-2016 para a estação São Pedro da Cipa (Figura 10), Da mesma forma, os fluxos de base durante o período de estiagem foram subestimados de 44,0% a 89,0%.

Na estação São Lourenço houve uma superestimativa das vazões máximas de 9,1% a 72,1% e uma subestimativa das vazões mínimas de 2,3% a 83,0%, no período 2004-2016. A Figura 11 abaixo mostra a comparação dos valores simulados pelo SWAT com os dados de vazão observada da estação São Lourenço.

A estação Rondonópolis apresentou uma superestimativa das vazões nos meses chuvosos de 7,2% a 80,6% e uma subestimativa das vazões na época de estiagem de 65% a 82% para o período 2004-2016 (Figura 12).

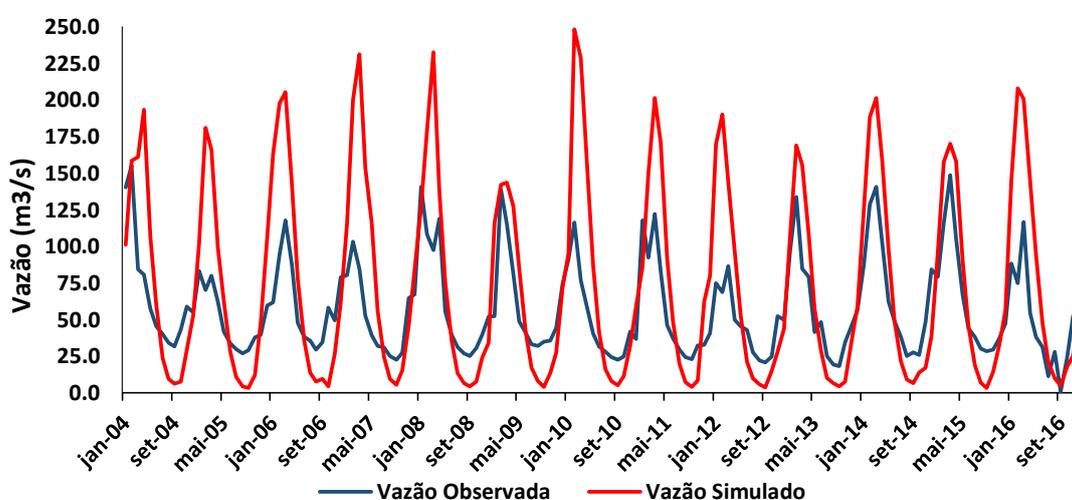


Figura 10 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de São Pedro da Cipa.

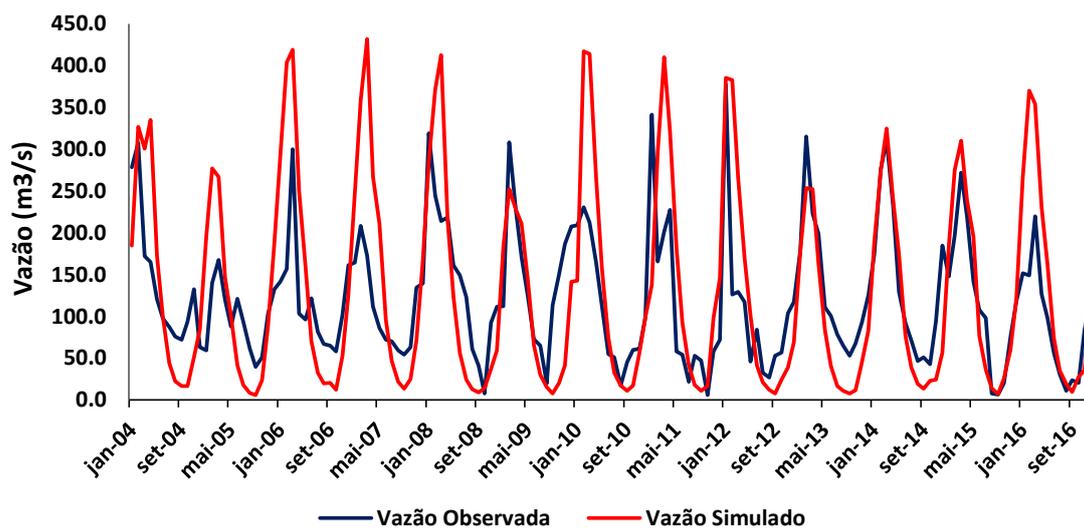


Figura 11 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de São Lourenço.

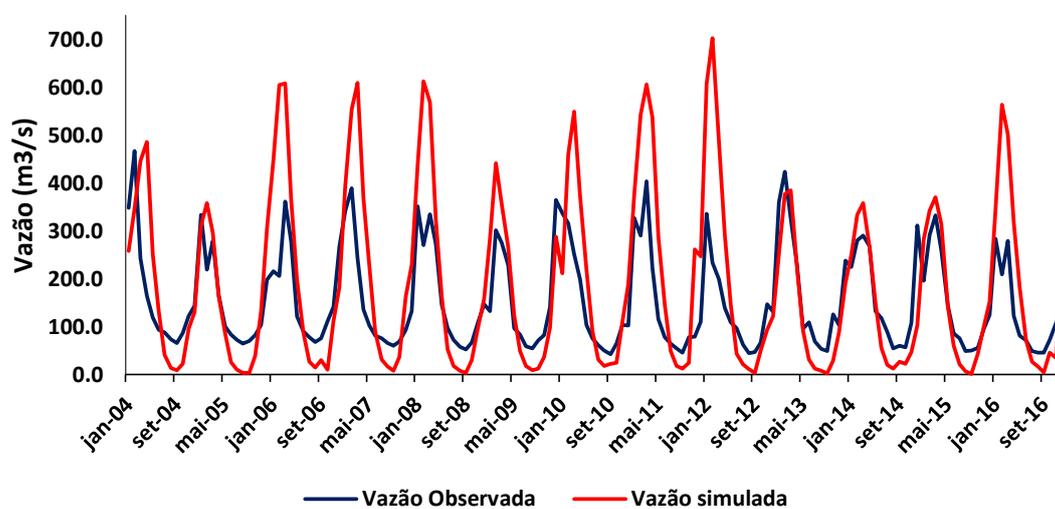


Figura 12 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT nas estações de Rondonópolis.

Na Figura 13, Figura 14 e Figura 15 são apresentadas as curvas de permanência (FDC) para as três estações monitoradas.

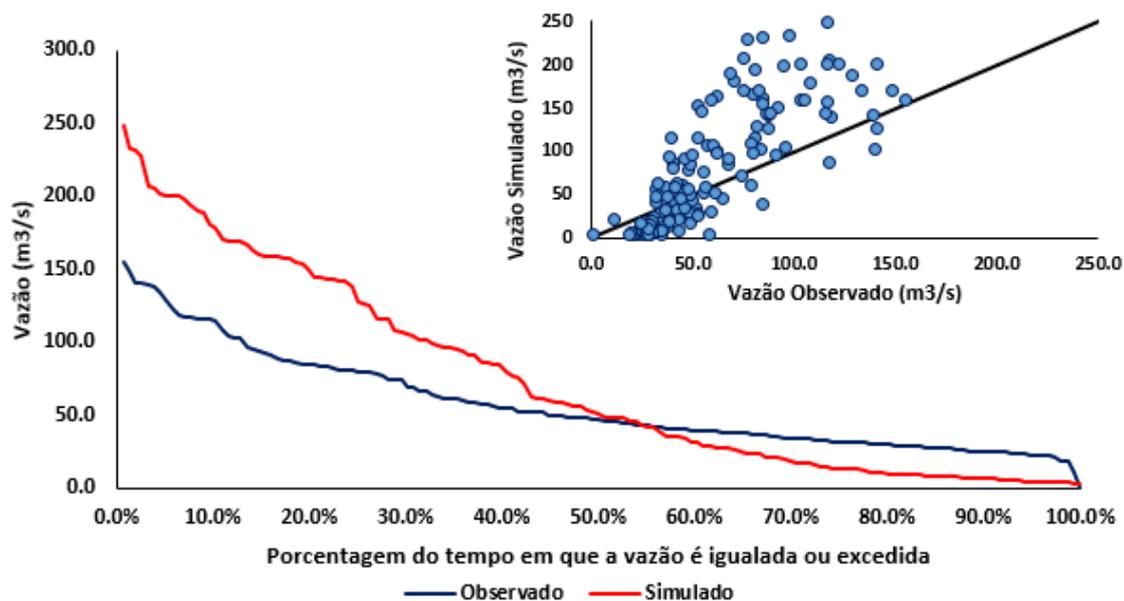


Figura 13 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação São Pedro da Cipa, No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

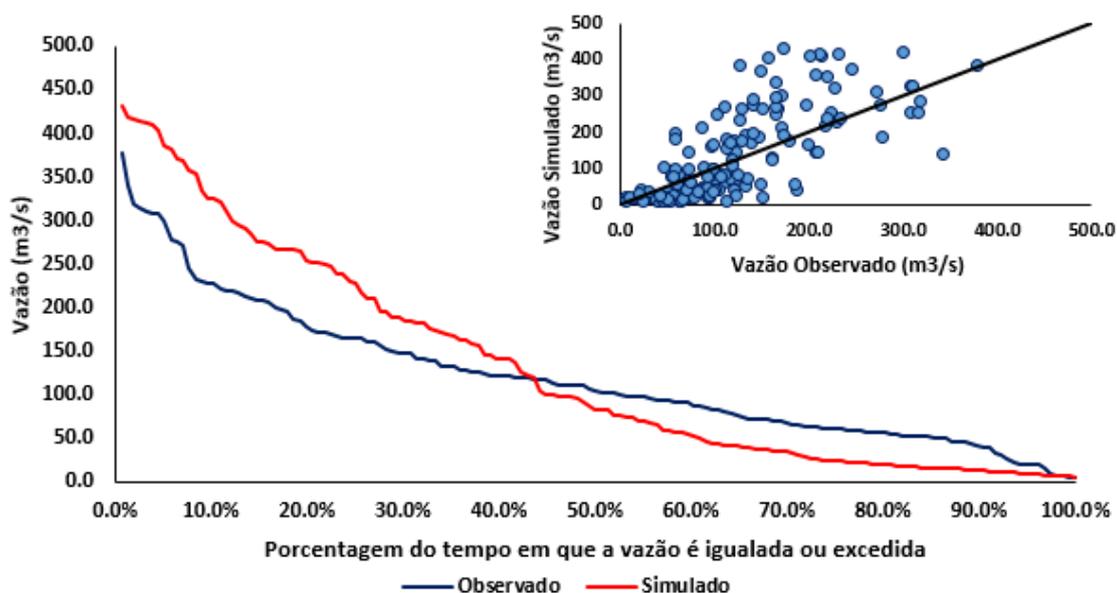


Figura 14 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação São Lourenço, No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

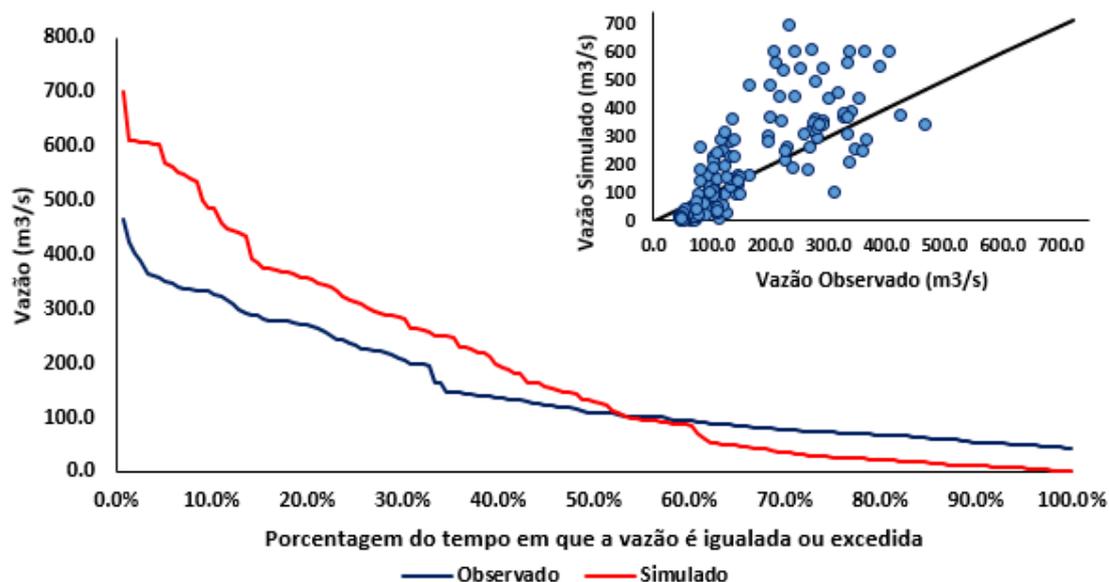


Figura 15 Curva de permanência da vazão inicial simulada e observada para o período 2004-2016, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

Nas Figuras 13, 14 e 15 foram apresentadas as curvas com escala completa de 0 a 100% de permanência de ocorrência além da gráfica de dispersão entre os pontos observados e simulados. Pela a análise visual é possível perceber a superestimativa das vazões máximas nas três estações e a subestimativas das vazões mínimas. As vazões medias (Q_{50}) foram representadas mais adequadamente.

Para fazer uma melhor avaliação do modelo foram comparadas as diferenças relativas entre os valores dos índices de $Q_{MÉDIO}$ (vazão média), Q_5 (vazão máxima), Q_{50} (vazões medias), Q_{95} (vazões mínimas) e o deflúvio anual dos conjuntos de dados simulados e observados (Tabela 7).

Tabela 7 Diferença (%) entre os valores observados (Q_{Obs}) e simulados (Q_{Sim}), os índices $Q_{MÉDIO}$ (vazão média); Q_5 (vazões máximas); Q_{50} (vazões médias); e Q_{95} (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2004-2016.

Estações	Índices	Q_{Obs}	Q_{Sim}	Diferença relativa (%)
São Pedro da Cipa	$Q_{MÉDIO}$	56,7	74,5	31,4
	Q_5	128,7	201,1	56,3

	Q ₅₀	47,5	51,0	7,4
	Q ₉₅	22,9	4,7	-79,5
	Deflúvio Anual (mm)	1618,6	1395,0	-13,8
	Q _{MÉDIO}	120,6	131,9	9,4
	Q ₅	299,7	385,2	28,5
São Lourenço	Q ₅₀	103,8	83,71	-19,3
	Q ₉₅	20,4	10,47	-48,6
	Deflúvio Anual (mm)	1592,7	1247,9	-21,6
	Q _{MÉDIO}	154,1	187,8	21,9
	Q ₅	350,9	568,7	62,1
Rondonópolis	Q ₅₀	109,2	130,0	19,0
	Q ₉₅	49,3	7,4	-85,0
	Deflúvio Anual (mm)	1080,1	875,2	-18,9

Os dados das simulações ainda sem calibração apresentaram as menores diferenças relativas aos dados observados para as vazões médias Q₅₀ que foram de 7,4%, -19,3% e 19% para as estações fluviométricas São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, respectivamente, as quais tiveram uma diferença de -13,8%, -21,6% e -18,6% em relação ao deflúvio anual. De acordo com Garcia (2018) as diferenças são aceitáveis quando não é maior de 30%, embora não tenha sido o valor mais próximo ao observado, a simulação sem a calibração apresentou diferenças aceitáveis em todos os índices, com exceção dos Q₉₅ e Q₅, que representa as vazões mínimas e máximas.

Além de fazer a comparação relativa entre as vazões e seus índices observados e simulados, o desempenho do modelo sem calibração foi validado a partir dos índices de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE), do coeficiente de determinação (R²), do índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') e do índice de porcentagem do viés (PBIAS) (Tabela 8). Todos indicadores mostram que o modelo não-calibrado teve um desempenho insatisfatório, variando entre -1,13 e -0,16 para o NSE, entre 0,66 e 0,56 para o R², entre -0,10 a 0,36 para KGE' e entre -9,4 e -29,3 para o PBIAS.

Foram usados quatro indicadores diferente com a finalidade de ter uma avaliação mais completa do desempenho da simulação, já que o NSE e o KGE' são indicadores recomendados para análises hidrológicas. O KGE' foi escolhido por proporcionar uma

boa avaliação dos períodos de mínima (Garcia, 2018). O coeficiente de determinação (R^2) é utilizado para identificar a relação entre os dados simulados e observados e o PBIAS indica em porcentagem, se os dados simulados estão superestimando ou subestimando os valores observados.

Tabela 8 Avaliação estatística da simulação inicial da vazão nos pontos de monitoramento.

Estação	NSE	R²	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	-1,13	0,66	-0,10	-29,3
São Lourenço	-0,16	0,56	0,36	-9,4
Rondonópolis	-0,42	0,64	0,17	-21,8

Os resultados dos índices de desempenho indicam que o SWAT não foi capaz de simular as vazões de forma satisfatória sem calibração. Resultados similares foram obtidos no estudo de Carvalho (2014). Este autor enfatiza que o fator que mais contribuiu pelo desempenho limitado foram os valores da Curva-Número, que diferem muito dos solos americanos (para os quais o SWAT é inicialmente parametrizado). Os solos da região do Cerrado brasileiro são muito antigos e intemperizados, sendo por isso profundos e muito permeáveis.

Carvalho (2014) mostrou também que outro fator que contribuiu para o resultado insatisfatório foi a disparidade existente entre os anos hidrológicos considerados na sua modelação. De acordo foi realizada uma análise da variação hidro-climática dos anos hidrológicos considerados neste estudo.

No ano hidrológico de 2004 foram encontradas vazões maiores do que no ano de 2012, apesar de índices pluviométricos semelhantes para a estação São Pedro da Cipa (Tabela 9). Já na estação São Lourenço no ano hidrológico de 2009 apresentou vazões superiores do que no ano de 2016, apesar dos índices pluviométricos inferiores em 2009.

Um fenômeno similar foi encontrado para a estação Rondonópolis, com vazões maiores e precipitações inferiores no ano hidrológico 2013 do que o ano de 2016.

Tabela 9 Comparação entre os anos hidrológicos utilizados na modelagem.

Estações	Ano	Precipitação (mm)	Vazão (m³/s)
	2004	1257,5	68,9

São Pedro da Cipa	2012	1219,2	47,0
São Lourenço	2009	1240	146,2
	2016	1453	90,6
Rondonópolis	2011	1219,2	125,4
	2013	1180,4	181,32

Esse fenômeno já havia sido relatado também por Castro (2013), que apontou a grande heterogeneidade existente entre os anos disponíveis como fator prejudicial para os índices de desempenho. Similarmente, foram observadas também neste estudo diferenças expressivas nos anos hidrológicos entre nas das três estações. De acordo com estes resultados obtidos, evidencia-se a necessidade de calibração do modelo.

4.1.2 Parametrização e análise de sensibilidade

Foi realizada a análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo na simulação. Na Tabela 10 apresenta-se o ranking de importância dos parâmetros na simulação da vazão, obtido para a função objetivo (NSE), e para vazão média simulada utilizando o método *LH-OAT*, feito no SWAT-CUP.

Tabela 10 Valores da estatística t (t-stat) e nível de significância (p-value) obtidos durante a análise de sensibilidade global.

Ranking	Parâmetro	t-stat	p-value
1°	R_SOL_BD.sol (g/cm ³)	-8,03	<0,001
2°	V_GW_DELAY.gw (dias)	6,58	<0,001
3°	R_CN2.mgt (adm)	-4,57	<0,001
4°	V_SHALLST.gw (mm)	-3,82	<0,001
5°	V_RCHRG_DP.gw (adm)	3,12	<0,001
6°	R_SOL_AWC.sol (mm/mm)	2,57	0,01
7°	V_GWQMN.gw (mm)	2,35	0,02
8°	R_SOL_Z.sol (mm)	2,33	0,02
9°	R_SLSUBBSN.hru (m)	1,89	0,06
10°	R_SOL_K.sol (mm/hr)	-1,85	0,07
11°	V_GW_REVAP.gw (adm)	-1,74	0,08

12°	V_BIOMIX.mgt (adm)	1,42	0,16
13°	V_SURLAG.bsn (dias)	1,38	0,17
14°	R_SOL_ALB.sol (adm)	0,76	0,45
15°	V_ESCO.bsn (adm)	0,55	0,58
16°	V_EPCO.bsn (adm)	0,53	0,60
17°	V_REVAPMN.gw (mm)	-0,10	0,92

A estatística t (t-stat) indica o grau da sensibilidade. Quanto maior for o seu valor absoluto, tão mais sensível é o parâmetro (Abbaspour *et al.*, 2011). O valor p (p-value) determina a significância da sensibilidade dos parâmetros, em que valores próximos de zero apresentam maior significância na modelagem. Verifica-se que os parâmetros de maior importância estão relacionados com o fluxo de água subterrânea V_GW_DELAY (Tempo de retardo da água subterrânea), e V_SHALLST (Altura inicial da água aquífero raso) e com as propriedades do solo R_SOL_Z (Profundidade do solo) e R_SOL_BD (Densidade aparente do solo). Além de outros parâmetros como o R_CN2 (Curva-Número), que também apresento grande importância na modelagem.

De acordo com Kayser (2017) simulações com o SWAT na adjacente Bacia do Rio Cuiabá mostraram que as variáveis mais sensíveis foram V_GW_DELAY (Tempo de retardo da água subterrânea), V_SHALLST (Altura inicial da água aquífero raso), R_SOL_Z (Profundidade do solo) e R_SOL_BD (Densidade aparente do solo), mostrando resultados muito similares como estes obtidos neste trabalho.

Para a próxima etapa de calibração foram selecionados os dez parâmetros mais sensíveis, que apresentaram maior efeito sobre as respostas do modelo e que merecem maior atenção no processo de calibração.

4.1.3 Calibração e validação do modelo SWAT

A calibração automática dos 10 parâmetros escolhidos foi realizada em quatro interações com 500 simulações cada, nos três pontos de monitoramento que possuem estações fluviométrica. Os valores dos parâmetros que apresentaram o melhor ajuste e seus respectivos intervalos predeterminados são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração.

Parâmetro	Valor Default	Intervalo		Valor da calibração
		Mínimo	Máximo	
R_SOL_BD.sol (g/cm ³)	*	-0,2	0,2	-0,12
V_GW_DELAY.gw (dias)	31	30	300	288,9
R_CN2.mgt (adm)	*	-0,4	0,4	-0,10
V_SHALLST.gw (mm)	1000	1000	5000	3090,1
V_RCHRG_DP.gw (adm)	0,05	0	0,5	0,42
R_SOL_AWC.sol (mm/mm)	*	-0,2	0,2	0,07
V_GWQMN.gw (mm)	1000	500	4000	2737,1
R_SOL_Z.sol (mm)	*	-0,25	0,25	0,22
R_SLSUBBSN.hru (m)	*	-0,2	0,2	0,02
R_SOL_K.sol (mm/hr)	*	-0,25	0,25	-0,01

*O parâmetro varia espacialmente.

Nas Figura 16, Figura 17 e Figura 18 são apresentados os hidrógramas das estações São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, dos dados observados e simulados pelo SWAT após a calibração e validação automática dos 10 parâmetros.

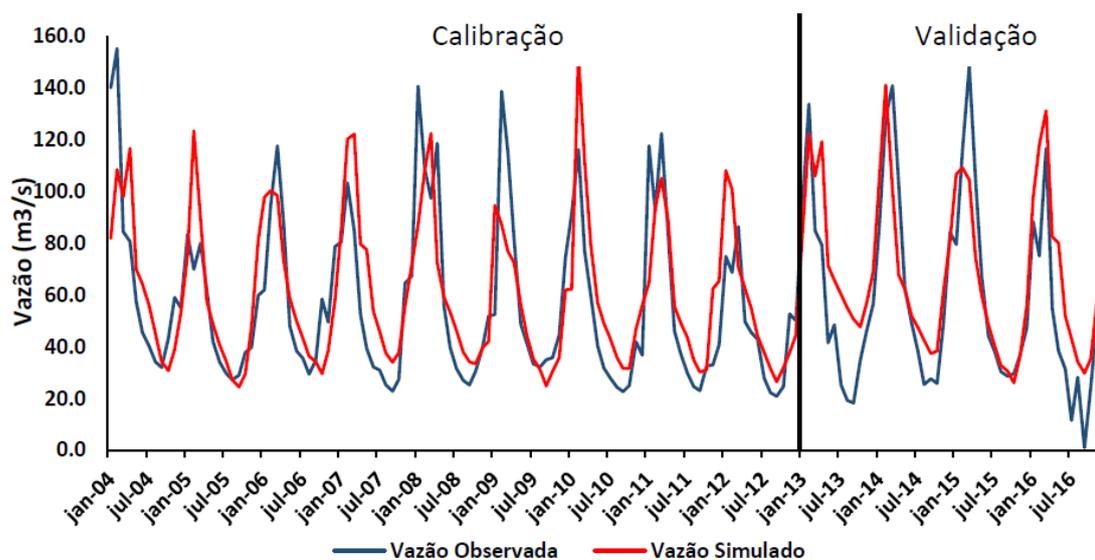


Figura 16 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação São Pedro da Cipa, após a calibração e validação dos parâmetros.

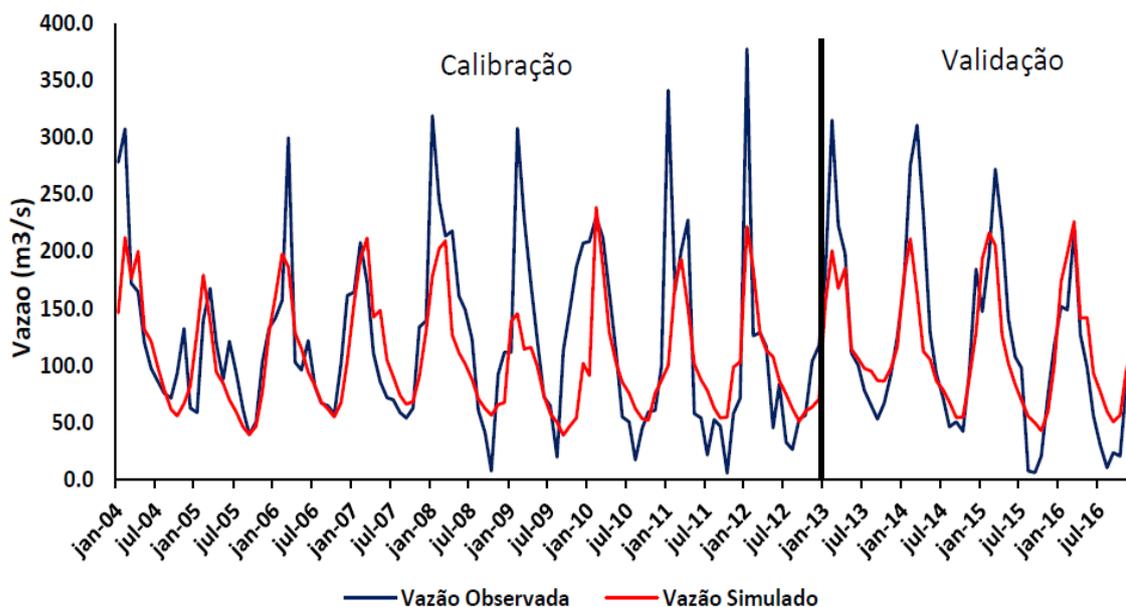


Figura 17 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação São Lourenço, após a calibração e validação dos parâmetros.

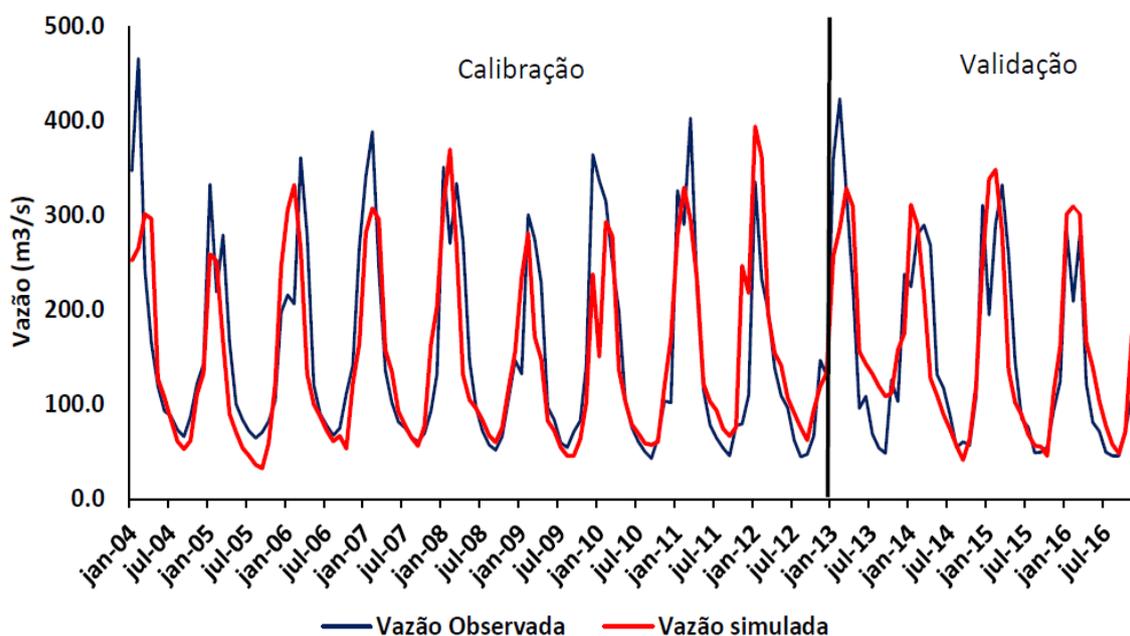


Figura 18 Vazão mensal observada e simulada pelo SWAT na estação Rondonópolis, após a calibração e validação dos parâmetros.

Kannan *et al.* (2007), avaliando a sensibilidade de alguns parâmetros do SWAT na simulação de componentes isolados do ciclo hidrológico, constataram maiores dificuldades em calibrar o modelo SWAT no período úmido que no período seco.

Os Hidrógramas das estações de monitoramento pode-se observar que os gráficos apresentam uma melhoria considerável, comparando com os hidrógramas iniciais, para o período de calibração (2004-2012) e o período de validação (2013-2016), encontrou-se uma atenuação na superestimativas das vazões máximas, e na subestimativa das vazões mínimas, nas estações de São Pedro da Cipa e Rondonópolis.

No caso da estação São Lourenço apresentou um comportamento diferente, no período de calibração (2004-2012) e no período da validação (2013-2016), encontrou-se uma tendência de subestimativa das vazões máximos e alguns anos e uma superestimativa das mínimas em alguns anos, mas com tudo isso o modelo apresentou uma melhoria na simulação de vazão para as três estações.

Nas Figura 19, Figura 20 e Figura 21 são apresentadas as curvas de permanência de vazão (FDC) observado e simulado pelo SWAT após a calibração automática dos 10 parâmetros.

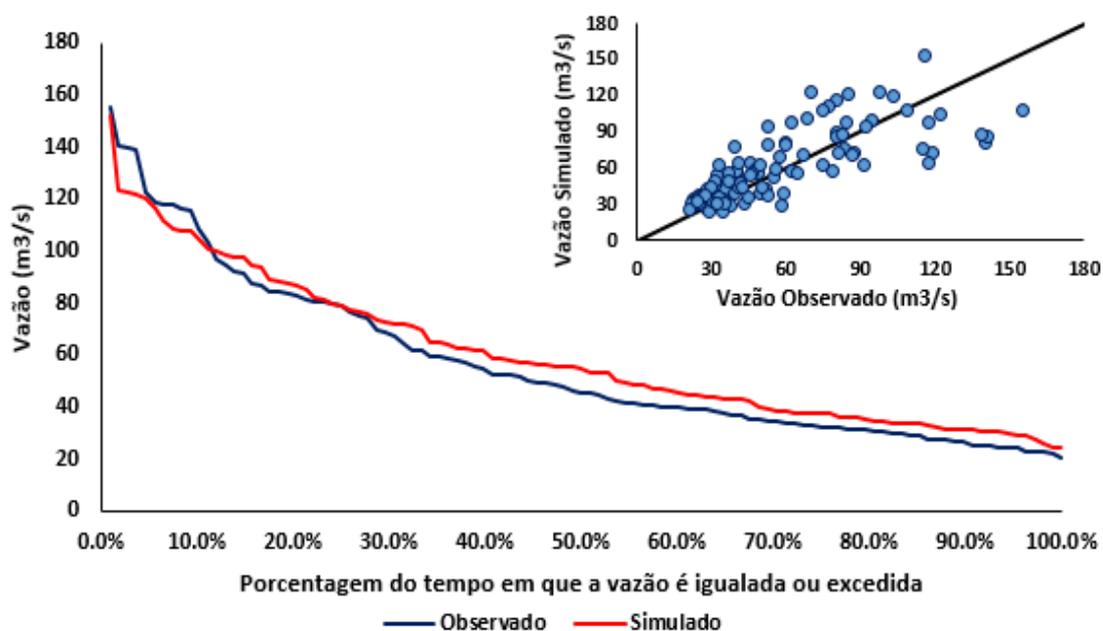


Figura 19 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação São Pedro da Cipa. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

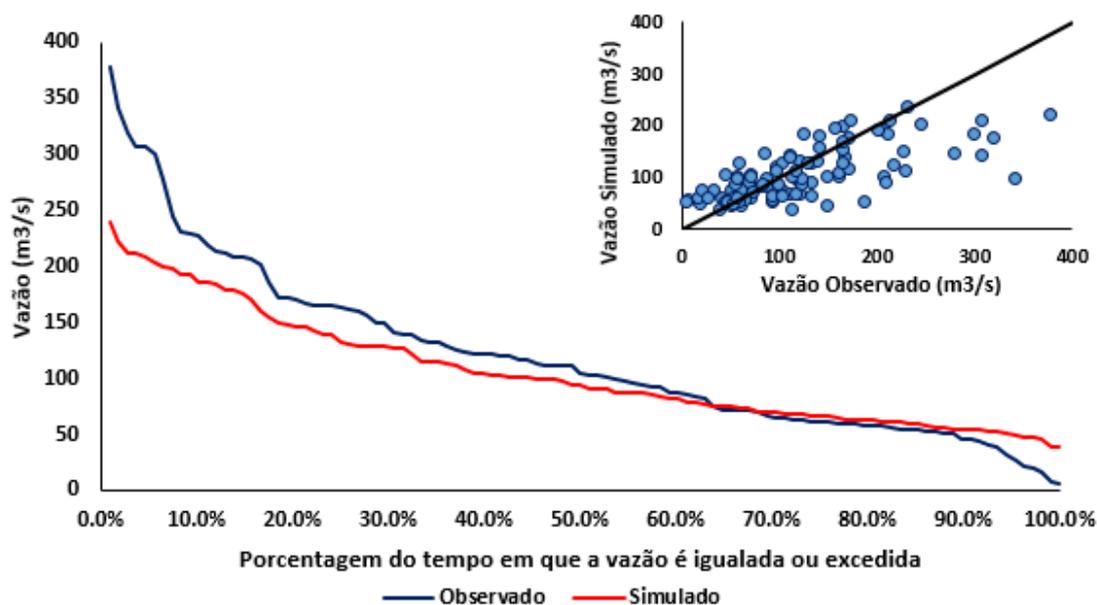


Figura 20 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação São Lourenço. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

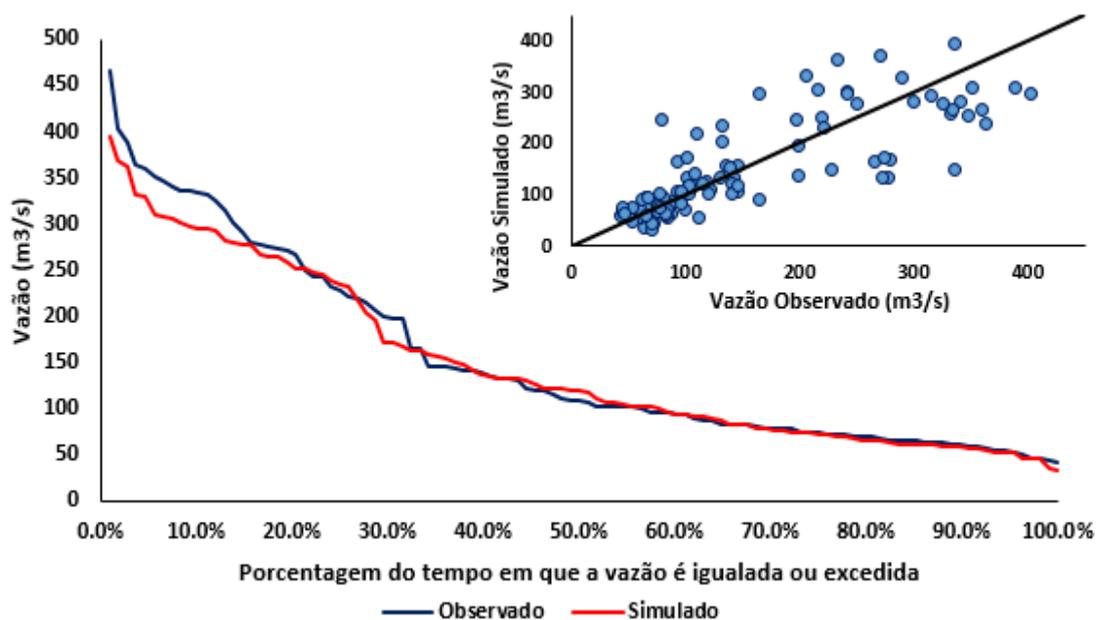


Figura 21 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de calibração 2004-2012, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

Foi observado uma melhora na representação do modelo na simulação da vazão, quando comparado aos valores obtidos sem calibração. A análise visual das curvas de permanência da vazão (em inglês “Flow duration curve” - FDC) das estações apresentou uma melhoria considerável. A comparação relativa entre os valores dos índices de vazão

máxima (Q_5), média (Q_{50}), mínima (Q_{95}) e o deflúvio anual dos conjuntos de dados simulados e observados é apresentada na Tabela 12.

Tabela 12 Diferença (%) entre os valores observados (Q_{obs}) e simulados após a calibração (Q_{sim}), os índices $Q_{MÉDIO}$ (vazão média); Q_5 (vazões máximas); Q_{50} (vazões médias); e Q_{95} (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2004-2012.

Estações	Índices	Q_{Obs}	Q_{Sim}	Diferença relativa (%)
São Pedro da Cipa	$Q_{MÉDIO}$	56,7	60,5	6.7
	Q_5	118,7	116,6	-1.8
	Q_{50}	45,4	54,8	20.7
	Q_{95}	24,3	29,6	21.8
	Deflúvio Anual (mm)	1618,6	1412,9	-12,7
São Lourenço	$Q_{MÉDIO}$	120,4	105,7	-12.2
	Q_5	299,7	202,5	-32.4
	Q_{50}	103,8	94,1	-9.3
	Q_{95}	32,5	51,2	57.5
	Deflúvio Anual (mm)	1592,7	1274,5	-20,0
Rondonópolis	$Q_{MÉDIO}$	153,9	148,0	-3.8
	Q_5	360,9	329,6	-8.7
	Q_{50}	109,2	119,0	9.0
	Q_{95}	52,0	52,6	1.2
	Deflúvio Anual (mm)	1080,1	926,3	-14.2

Os dados da simulação após a calibração apresentaram as menores diferenças relativas aos dados observados para as vazões médias Q_{50} que foram de 20,7%, -9,3% e 9% para as estações fluviométricas São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, respectivamente, apresentando uma melhoria na simulação, com exceção da estação São Pedro da Cipa. Além disso, tiveram uma diferença de -12,7%, -20,0% e -14,2% para as estações fluviométricas São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, respectivamente, em relação ao deflúvio anual, o qual mostra uma melhoria após a calibração dos parâmetros. Embora não tenha sido o valor mais próximo ao observado, a simulação após a calibração apresentou diferenças aceitáveis em todos os índices, com

exceção do Q_{95} (vazões mínimas) para a estação São Lourenço, o modelo ainda após a calibração apresenta problemas para simular as vazões mínimas (época de estiagem).

A seguir na Tabela 13 são apresentados os resultados dos modelos numéricos NSE, R^2 , KGE' e PIBAS utilizados para a avaliação e o desempenho do modelo na calibração.

Tabela 13 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da vazão nas estações monitoradas.

Estação	Simulação inicial				Calibração			
	NSE	R^2	KGE'	PBIAS	NSE	R^2	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	-1,13	0,66	-0,10	-29,3	0,56	0,60	0,73	-6,6
São Lourenço	-0,16	0,56	0,36	-9,4	0,46	0,50	0,52	12,2
Rondonópolis	-0,42	0,64	0,17	-21,8	0,64	0,65	0,78	3,8

A estação São Pedro da Cipa mostrou uma melhoria na simulação, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de -1,13 para 0,56 resultando na diminuição da vazão mínima simulada para próximo a vazão observada e atenuando os picos de cheia, o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de -0,10 para 0,73. Além disso a porcentagem do viés (PBIAS) teve uma notável diminuição de -29,3% (Subestimava das vazões) para -6,6 %.

A estação São Lourenço apresentou melhorias, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de -0,16 para 0,46, também o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de 0,36 para 0,52. Além disso a porcentagem do viés (PBIAS) teve uma pequena variação de -9,4% (Subestimava das vazões) para 12,2 % (Superestimava das vazões).

A estação Rondonópolis apresentou bons resultados, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de -0,42 para 0,64, também o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de 0,17 para 0,78. E a porcentagem do viés (PBIAS) teve uma ótima melhoria na diminuição de -21,8% (Subestimava das vazões) para 3,8 % (Superestimava das vazões).

De acordo com o proposto por Moriasi et al. (2015), nos quais o modelo é considerado satisfatório para simulações hidrológicas quando o $R^2 > 0,6$, $NSE > 0,5$, $KGE' > 0,5$ e $PBIAS \leq 15\%$ para escalas mensais de dados, os resultados obtidos após a

calibração foram avaliados por modelos numéricos dando como resultado o modelo calibrado satisfatório.

Após a calibração mensal do período de 2004 a 2012, foi realizada a validação dos ajustes dos parâmetros na simulação da vazão no período de 2013 a 2016 para as mesmas estações, cujos resultados podem ser observados nas Figura 22, Figura 23 e Figura 24.

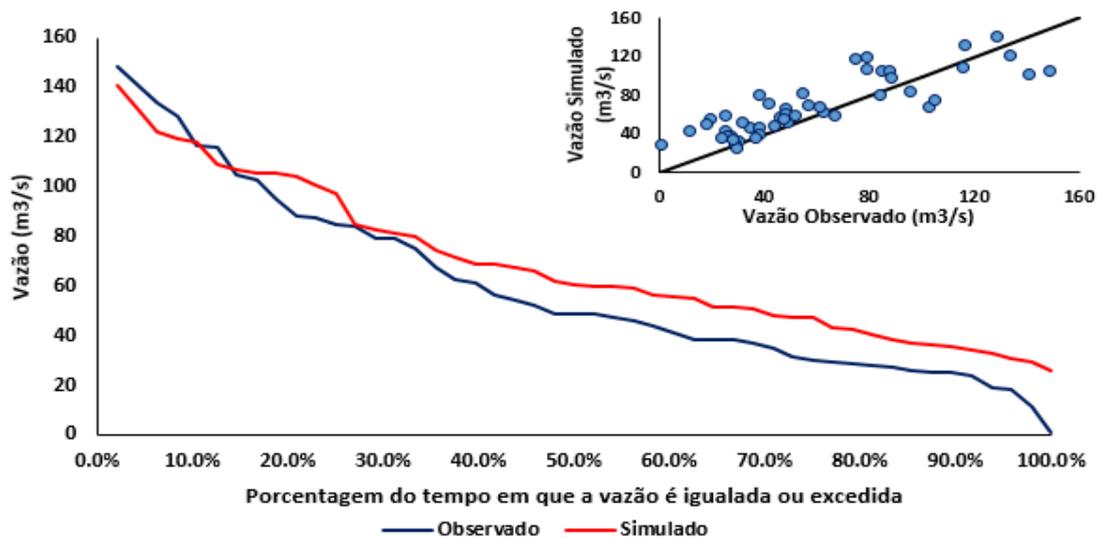


Figura 22 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação São Pedro da Cipa. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

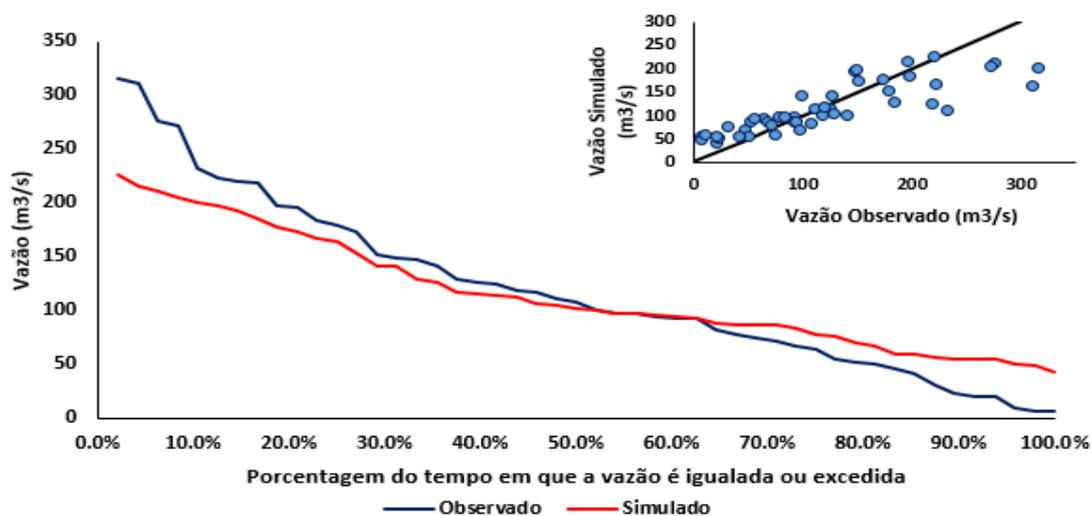


Figura 23 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação São Lourenço. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

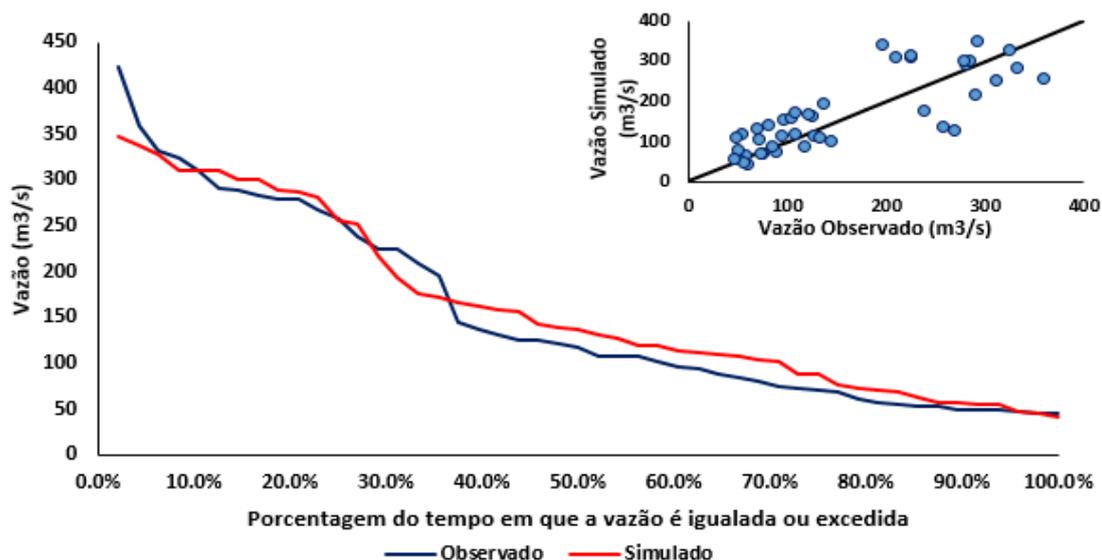


Figura 24 Curva de permanência da vazão simulada e observada para o período de validação 2013-2016, estação Rondonópolis. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

Após a validação o modelo apresentou uma melhora na simulação da vazão, quando comparado aos valores obtidos na calibração. As análises visuais das curvas de permanência da vazão das estações fluviométricas apresentaram uma melhoria. A comparação relativa entre os valores dos índices de vazão máxima (Q_5), média (Q_{50}), mínima (Q_{95}) e o deflúvio anual dos conjuntos de dados simulados e observados é apresentada na Tabela 14.

Tabela 14 Diferença (%) entre os valores observados (Q_{obs}) e simulados após a validação (Q_{sim}), os índices $Q_{MÉDIO}$ (vazão média); Q_5 (vazões máximas); Q_{50} (vazões médias); e Q_{95} (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do período 2013-2016.

Estações	Índices	Q_{Obs}	Q_{Sim}	Diferença relativa (%)
São Pedro da Cipa	$Q_{MÉDIO}$	59,5	68,8	15,6
	Q_5	137,3	126,6	-7,8
	Q_{50}	48,5	60,8	25,4
	Q_{95}	18,3	30,5	66,7
	Deflúvio Anual (mm)	1618,6	1354,6	-16,3
São Lourenço	$Q_{MÉDIO}$	121,0	116,1	-4,0
	Q_5	293,3	213,7	-27,1
	Q_{50}	107,5	101,7	-5,4

	Q ₉₅	10,5	50,5	381,0
	Deflúvio Anual (mm)	1592,7	1186,7	-25,0
	Q _{MÉDIO}	154,7	162,7	5,2
	Q ₅	346,0	333,5	-3,6
	Q ₅₀	117,7	136,5	16,0
Rondonópolis	Q ₉₅	48,6	48,2	-0,8
	Deflúvio Anual (mm)	1080,1	1014,9	-6,0

Os dados da simulação após a validação apresentaram as menores diferenças relativas aos dados observados para as vazões médias Q₅₀ que foram de 25,4%, -5,4% e 16% para as estações fluviométricas São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, respectivamente, as mesmas que apresentaram uma melhoria somente na estação de São Lourenço. Além disso tiveram uma diferença de -16,3%, -25,0% e -6,0% para as estações fluviométricas São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis, respectivamente, em relação ao deflúvio anual, o qual mostra uma melhoria após a validação dos parâmetros, com exceção das estações São Pedro da Cipa e São Lourenço.

Embora não tenha sido o valor mais próximo ao observado, a simulação após a validação apresentou diferenças aceitáveis em todos os índices, com exceção do Q₉₅ (vazões mínimas) para a estação São Lourenço, o modelo após a validação apresenta uma melhoria para simular as vazões mínimas (época de estiagem) nas estações de São Pedro da Cipa e Rondonópolis, mostrando-se uma melhor aderência entre os dados observados e simulados.

A seguir na Tabela 15 são apresentados os resultados da validação quantitativa para os períodos de calibração e validação.

Tabela 15 Avaliação estatística da calibração e validação da vazão nas estações monitoradas.

Estação	Calibração				Validação			
	NSE	R ²	KGE'	PBIAS	NSE	R ²	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	0,56	0,60	0,73	-6,6	0,65	0,71	0,72	-15,5
São Lourenço	0,46	0,50	0,52	12,2	0,67	0,71	0,61	4,0
Rondonópolis	0,64	0,65	0,78	3,8	0,67	0,68	0,80	4,7

A estação São Pedro da Cipa mostrou uma melhoria na simulação, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de 0,56 para 0,65 resultando na diminuição da vazão mínima simulada para próximo a vazão observada e atenuando os picos de cheia, o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de 0,73 para 0,72. Além disso a porcentagem do viés (PBIAS) teve um aumento de -6,6% (Subestimava das vazões) para -15,5 % (Subestimativa das vazões).

A estação São Lourenço apresentou melhorias, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de 0,46 para 0,67, também o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de 0,52 para 0,61. Além disso a porcentagem do viés (PBIAS) teve uma pequena diminuição de 12,2% (Superestimava das vazões) para 4,0 %.

E a estação Rondonópolis apresentou bons resultados, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de 0,64 para 0,67, também o índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') passou de 0,78 para 0,50. E a porcentagem do viés (PBIAS) teve um ligeiro aumento de 3,8% (Superestimava das vazões) para 4,7 %.

Os limites para definir quando os resultados podem ser considerados aceitáveis, bom, muito bom ou insatisfatório foram baseados em estudos hidrológicos propostos por Moriasi et al. (2015), nos quais o modelo é considerado satisfatório para simulações hidrológicas quando o $R^2 > 0,6$, $NSE > 0,5$, $KGE' > 0,5$ e $PBIAS \leq 15\%$ para escalas mensais de dados, os resultados obtidos após a validação foram avaliados por modelos numéricos dando como resultado o modelo satisfatório.

Apesar de ter obtido um desempenho satisfatório na simulação das vazões é importante mencionar que não foi feita uma análise da influência dos reservatórios da Bacia do Rio São Lourenço, isso porque não foram disponíveis dados sobre as vazões de saída dos empreendimentos ou sobre a operação dos reservatórios durante o período observado.

Simulações com o SWAT na Bacia do Rio Cuiabá mostraram mudanças do regime hídrico do Rio Cuiabá à jusante do barramento, isso sobre a influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Manso, empreendimento com área represada de 427 km² e assim apresenta altíssima capacidade de regulagem, causando diminuição dos picos das máximas e aumentando as vazões mínimas (Kayser, 2017).

A comparação com os estudos de Hunke (2015), que simulou vazões na bacia do Alto São Lourenço para series temporal antes da instalação do maior PCH na bacia (São Lourenço), mostra em conclusões que as influências destes empreendimentos sobre as

vazões baseadas em simulações devem ser consideradas frágeis, sem a disponibilidade das vazões de saída e/ou um histórico da operação da usina.

Após calibração, o modelo SWAT apresentou desempenho satisfatório em termos de simulação das vazões das três estações de monitoramento da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço, com desempenho similar como encontrado em estudos prévios na bacia (Hunke 2015) e bacia adjacente (Kayser 2017).

4.2 Resultados e avaliação dos Sedimentos em suspensão

4.2.1 Avaliação da modelagem não calibrada

Após calibração da vazão para o período de 2004 a 2012 (ver ponto 4.1) foi realizado simulação inicial sem calibração dos sedimentos. Obteve-se resultados não satisfatórios, com simulação de uma quantidade muito inferior de sedimentos em suspensão na estação Rondonópolis, e gerando uma quantidade superior de sedimentos em suspensão nas estações de São Pedro da Cipa e São Lourenço em relação ao medido em campo (Figura 25, Figura 26 e Figura 27).

Salienta-se, entretanto, que apesar de uma detalhada análise e filtragem dos conjuntos dos dados sedimentológicos obtidos, restaram diversas dúvidas sobre a consistência dos mesmos, principalmente em medições no período chuvoso. Em alguns casos, as concentrações dos sedimentos em suspensão medidas possuem valores atipicamente baixos, em condições climáticas que favorecem o escoamento superficial.

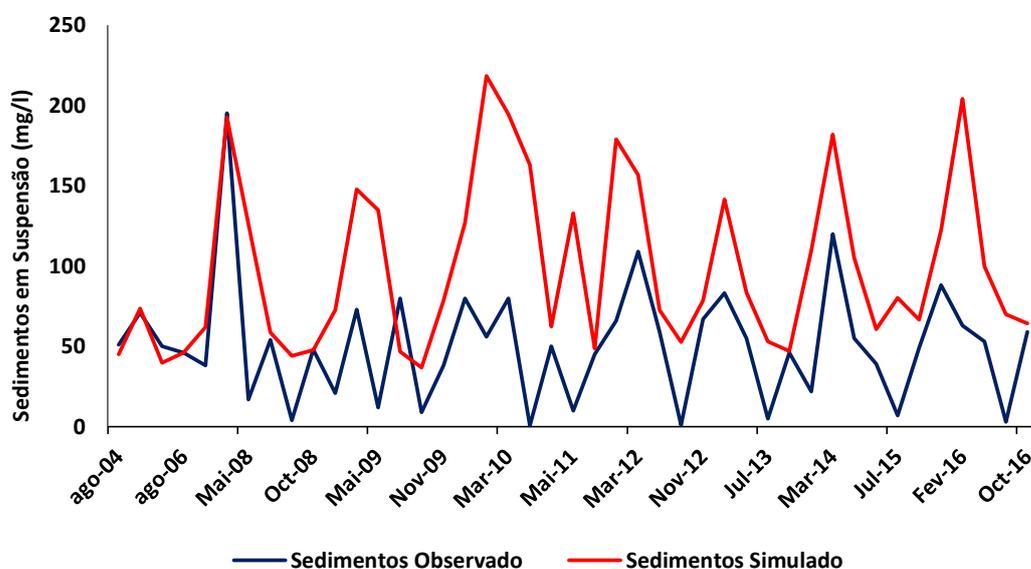


Figura 25 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de São Pedro da Cipa.

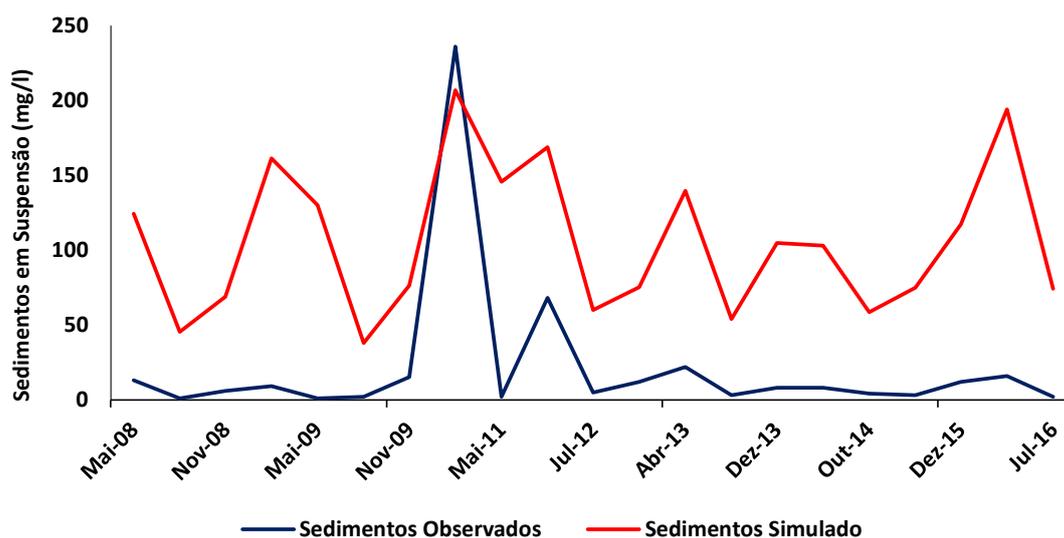


Figura 26 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de São Lourenço.

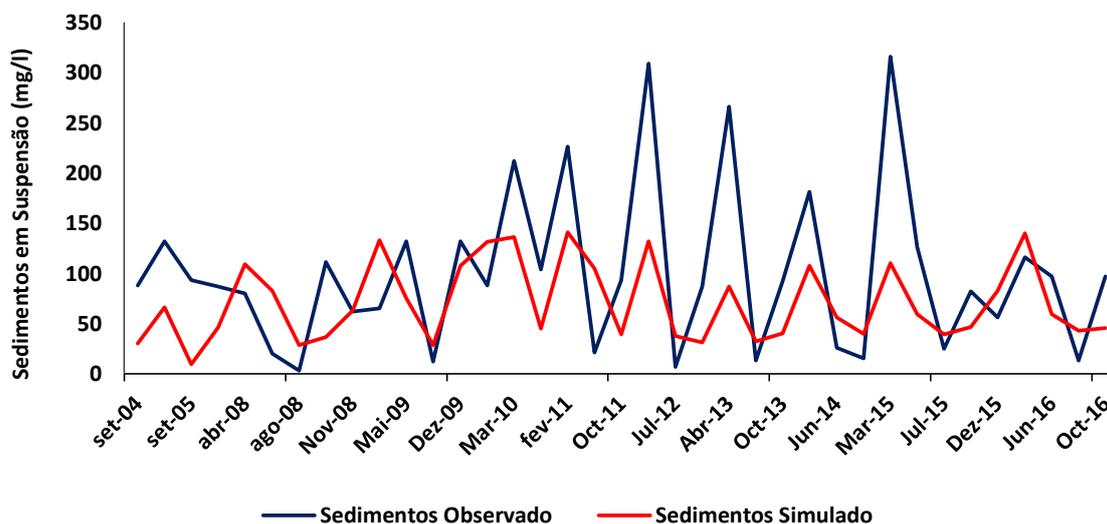


Figura 27 Sedimentos em suspensão trimestral observados e simulados pelo SWAT na estação de Rondonópolis.

Os índices de eficiência NSE, R^2 , KGE' e PBIAS (Tabela 16) mostram que o modelo não-calibrado teve um desempenho insatisfatório, variando entre -2,67 e 0,17 para o NSE, entre 0,21 e 0,33 para o R^2 , entre -2,98 a 0,26 para KGE' e -395,4 e 29,4 para o PBIAS.

Tabela 16 Avaliação estatística da simulação inicial da concentração dos sedimentos em suspensão nos pontos de monitoramento.

Estação	NSE	R ²	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	-2,42	0,21	-0,17	-94,1
São Lourenço	-2,67	0,33	-2,98	-395,4
Rondonópolis	0,17	0,31	0,26	29,4

De acordo com esses resultados, foi necessário realizar a calibração dos parâmetros relacionados com a dinâmica dos sedimentos nas fases terrestre e aquática, uma vez que a vazão já havia sido calibrada. Devido as grandes diferenças das concentrações, foi realizada dois testes, no primeiro teste foi realizado o ajuste com as três estações juntas o outro ajuste foi feito com as três estações de São Pedro da Cipa, São Lourenço e Rondonópolis separadas, a partir de 43, 21 e 37 amostras, respectivamente, provenientes do período de 2004 a 2016.

4.2.2 Calibração de sedimentos

Os valores dos parâmetros que apresentaram o melhor ajuste e seus respectivos intervalos predeterminados na calibração de sedimentos são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração dos Sedimentos.

Parâmetro	Valor	Intervalo		Valor da calibração
	Default	Mínimo	Máximo	
V_SPCON.bsn (adm)	0,0001	0,0001	0,01	0,0002
V_SPEXP.bsn (adm)	1	1	1,5	1,3053
v_ADJ_PKR.bsn (adm)	1	0,5	2	1,0988
V_PRF_BSN.bsn (adm)	1	0,5	2	0,2509
V_USLE_P.mgt (adm)	*	0	1	0,7908
R_USLE_K.sol (adm)	1	-0,3	0,3	-0,0921
V_CH_ERODMO.rte (adm)	0	0	1	0,8084
V_CH_COV1.rte (adm)	0	0	0,6	0,1185
V_CH_COV2.rte (adm)	0	0	1	0,1959
V_LAT_SED.hru (mg/l)	0	0	5000	198,7632

*O parâmetro varia espacialmente.

Nas Figura 28, Figura 29 e Figura 30 são apresentadas as curvas da concentração dos sedimentos em suspensão observadas e simuladas pelo SWAT após a calibração automática dos 10 parâmetros.

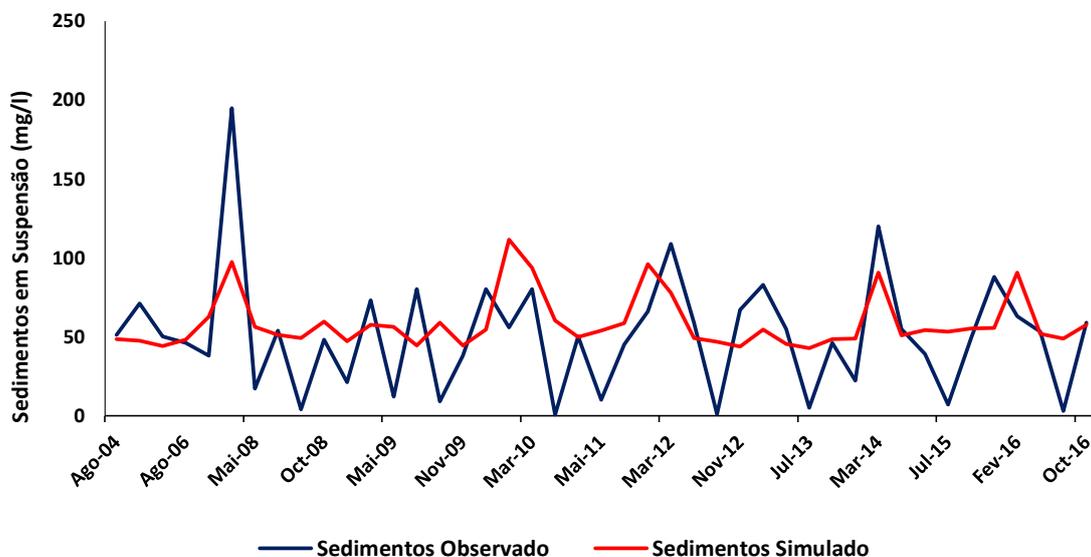


Figura 28 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de São Pedro da Cipa, após a calibração.

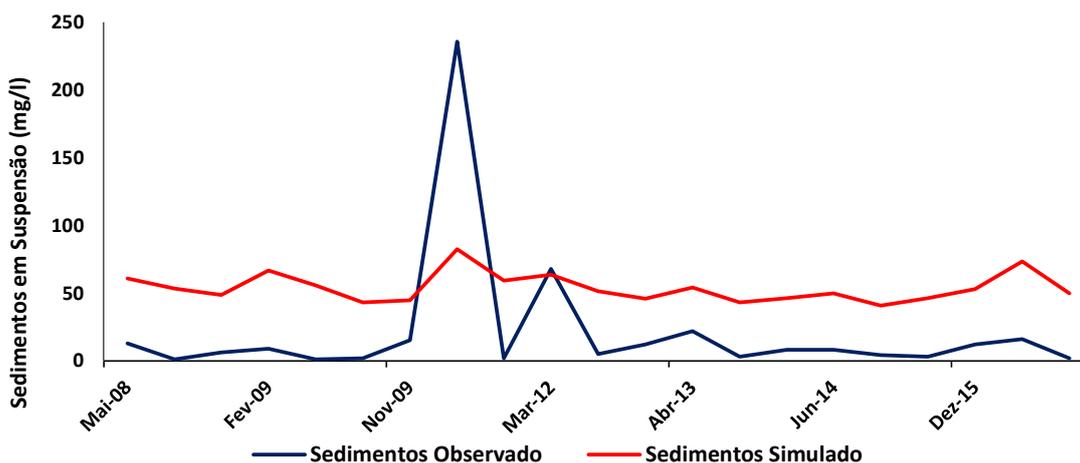


Figura 29 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de São Lourenço, após a calibração.

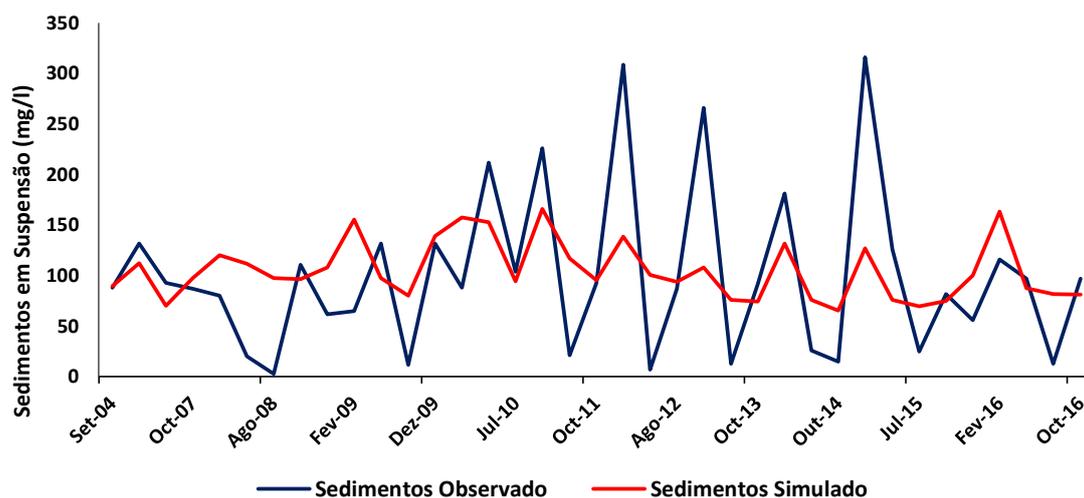


Figura 30 Sedimentos em suspensão trimestral observada e simulada pelo SWAT na estação de Rondonópolis, após a calibração.

Na Tabela 18 são apresentados os resultados dos indicadores de desempenho NSE, R^2 , KGE' e PBIAS utilizados para a avaliação e o desempenho do modelo após calibração das três estações juntas.

Tabela 18 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da concentração dos sedimentos em suspensão nas estações, calibração das estações juntas.

Estação	Simulação inicial				Calibração			
	NSE	R^2	KGE'	PBIAS	NSE	R^2	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	-2,42	0,21	-0,17	-94,1	0,21	0,26	0,25	-15,5
São Lourenço	-2,67	0,33	-2,98	-395,4	-0,18	0,47	-0,75	-152,5
Rondonópolis	0,17	0,31	0,26	29,4	0,23	0,25	0,18	-5,5

A estação São Pedro da Cipa mostrou melhoria na simulação. O NSE passou de -2,42 para 0,21, indicando a atenuação dos picos de cheia, o R^2 aumentou de 0,21 para 0,26 e o KGE' passou de -0,17 para 0,25. Além disso o PBIAS teve uma grande diminuição na subestimava das concentrações dos sedimentos em suspensão de -94,1% para -15,5 %.

A estação São Lourenço apresentou também melhorias pelo ajuste. O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) passou de -2,67 para -0,18, o R^2 aumentou de 0,33 para 0,47 e o KGE' passou de -2,98 para -0,75. Além disso a porcentagem do viés (PBIAS) teve uma notável diminuição de -395,4% para -152,5 %.

A estação Rondonópolis mostrou os melhores resultados nas simulações não calibradas e os resultados se apresentaram estáveis após a calibração. O NSE passou de 0,17 para 0,23 e o PBIAS melhorou de 29,4% (superestimava das concentrações dos sedimentos em suspensão) para -5,5 % (subestimativa). O R^2 porém diminuiu de 0,31 para 0,25 e o KGE' diminuiu de 0,26 para 0,18.

Sendo assim, foi realizada ainda simulação dos sedimentos em suspensão após calibração das três estações separadamente, que entretanto não resultaram em um desempenho superior (Tabela 19) e devem ser também consideradas insatisfatórias (Moriassi et al. 2015) com subestimativa nas três estações.

Tabela 19 Avaliação estatística da simulação inicial e calibração da concentração dos sedimentos em suspensão nas estações, calibração das estações por separado.

Estação	Simulação inicial				Calibração			
	NSE	R ²	KGE'	PBIAS	NSE	R ²	KGE'	PBIAS
São Pedro da Cipa	-2,42	0,21	-0,17	-94,1	-0,14	0,45	0,24	-55,1
São Lourenço	-2,67	0,33	-2,98	-395,4	-0,25	0,46	-0,85	-16,5
Rondonópolis	0,17	0,31	0,26	29,4	0,22	0,25	0,19	-10,5

Estudos prévios na Bacia Hidrográfica do Ríó Cuiabá mostraram já o desempenho insatisfatório do SWAT para simulação de sedimentos em suspensão, resultando em valores de NSE entre 0,03 até 0,35 (Kayser, 2017). A autora concluiu que o baixo desempenho se deve principalmente a série pouco consistente de dados observados disponíveis para calibração. Entende-se assim que, apesar da melhoria nas simulações, a eficiência das calibrações automáticas pelo SWAT-CUP foi limitada pela pequena amostragem e a consistência dos dados observados.

Carvalho (2014) indica que os valores inadequados obtidos de NSE e R^2 podem ser explicados, em parte, pelos resultados da simulação nos meses de estiagem. Nos meses em que não há ou há muita pouca precipitação, o SWAT simulou uma produção de sedimentos muito baixa, o que diverge dos dados observados.

De acordo com (Uzeika, 2012) os motivos que conduziram a resultados insatisfatórios da simulação de sedimentos são que o equacionamento do fator Topográfico LS possui limitações ao ser aplicado em escala de grandes bacias hidrográficas. A forma de determinação do fator LS não considera as variações

geomorfológicas da bacia hidrográfica; dessa maneira, não identifica pontos deposicionais, principalmente nos pés das encostas.

Os resultados desses trabalhos contribuem para exemplificar as dificuldades inerentes na simulação e calibração dos sedimentos, um fenômeno, indubitavelmente, mais complexo do que a vazão.

O SWAT mostrou que consegue simular adequadamente as médias dos sedimentos em suspensão nas estações de monitoramento, com a exceção da estação São Lourenço, já que na modelagem não foi possível simular a influência do reservatório de São Lourenço, mesma tendo a função de regular as vazões e regular a retenção de sedimentos. Na Tabela 20 são apresentados os valores médios dos sedimentos em suspensão observadas e simuladas para as três estações de monitoramento.

Tabela 20 Médias de TSS (Sedimentos em suspensão) observados e simulados para as três estações de monitoramento.

Estação	Concentração Média de sedimentos em suspensão (mg/l)	
	Observado	Simulado
São Pedro da Cipa	50,6	58,5
São Lourenço	21,3	53,9
Rondonópolis	99,6	105,1

Após apresentar a adequada simulação da concentração média de sedimentos nos pontos de monitoramento foi feita uma espacialização dessas simulações, apresentadas, assim foram visualizadas as variações espaciais da produção de sedimentos por Sub-Bacia e da concentração de sedimentos em suspensão na rede hidrográfica (Figura 31). Observe-se que as altas concentrações de sedimentos ocorrem nas áreas de maior produção de sedimentos e que a simulação dos sedimentos em suspensão (TSS) representa qualitativamente as diferenças espaciais observadas na bacia hidrográfica.

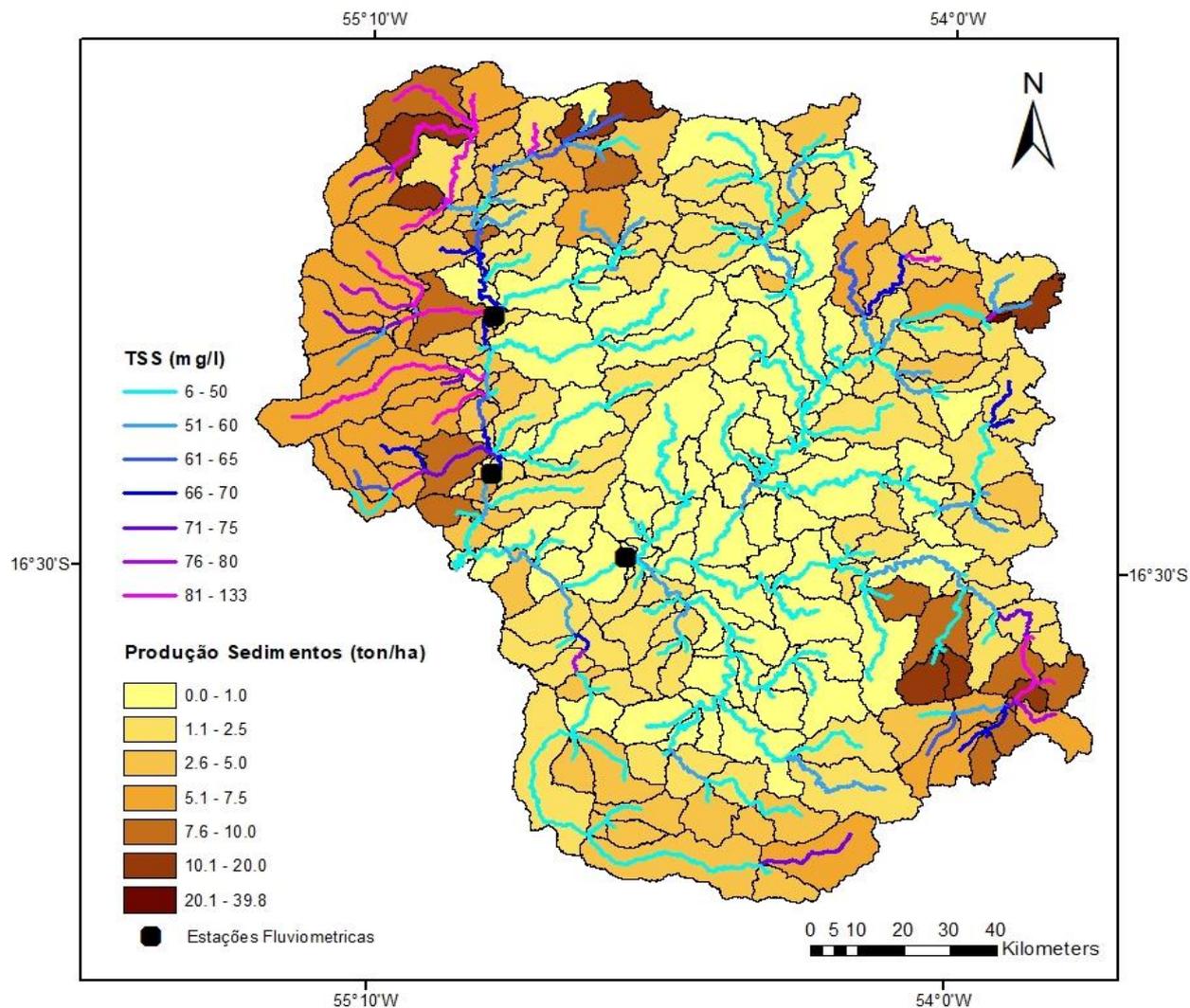


Figura 31 Média geral simulada da Produção de Sedimentos e da concentração de sedimentos em suspensão (TSS).

Para uma melhor compreensão do mapa de produção de sedimentos, foi feita uma análise dos diferentes grupos de produção de sedimentos, além de ser analisadas algumas variáveis como os diferentes usos e ocupações da terra (Figura 32, Tabela 21), os tipos de solos (Figura 33, Tabela 22) e a declividade/altitude (Figura 34, Tabela 23), a fim de identificar as áreas mais vulneráveis da bacia e suas características geo-ambientais mais relevantes.

Tabela 21 Porcentagens de área ocupada pelos diferentes usos e ocupações da terra calculada para cada grupo de produção de sedimentos.

Grupos de Produção de Sedimentos	Usos e ocupações da Terra			
	Agricultura %	Pastagem %	Solo Aberto%	Floresta/Cerrado %
0.0-1.0 (Ton/Ha)	21,1	48,7	4,8	25,4
1.1-2.5 (Ton/Ha)	27,5	29,8	18,8	23,7
2.6-5.0 (Ton/Ha)	28,5	29,9	19,5	22,2
5.1-7.5 (Ton/Ha)	54,5	11,5	20,0	14,0
7.6-10.0 (Ton/Ha)	44,8	13,4	20,9	20,9
10.1-20.0 (Ton/Ha)	27,6	6,7	49,6	16,1
20.1-39.8 (Ton/Ha)	0,0	11,4	88,6	0,0

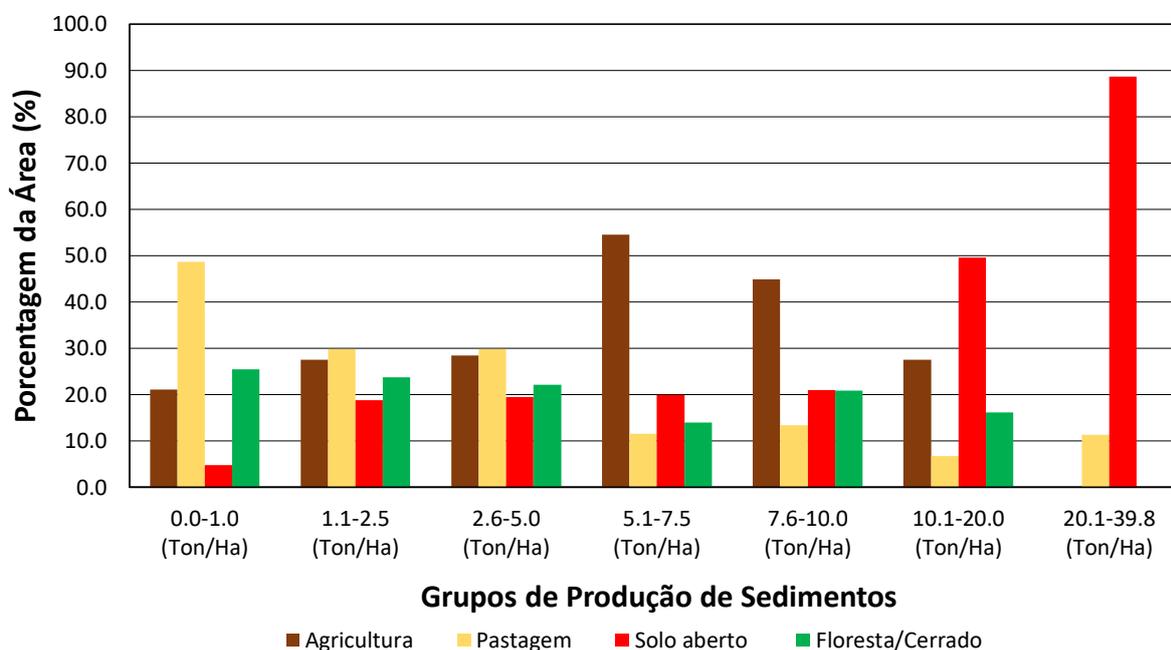


Figura 32 Distribuição de usos e ocupações da terra para cada grupo de produção de sedimentos.

Áreas de maior produção de sedimentos são caracterizadas por altas porcentagens médias de solo aberto (88,6%), áreas mais propensas à erosão. Já as áreas de menor produção de sedimentos são caracterizadas por áreas maiores com Floresta e Cerrado preservado. Nos grupos intermediários, áreas de agricultura possuem uma área de produção superior do que áreas de pastagem.

Com relação aos tipos de solo, a produção de sedimentos apresenta os maiores valores em áreas com alta porcentagem de Solos Concrecionários Câmbicos, Cambissolo e Solos Litólicos (CB-CX-SL) (92,9%). Estes solos, além de as Areias Quartzosas são frágeis e requerem um manejo adequado e cuidados intensivos por que são solos sujeitos a forte ocorrência de erosão. Apesar de serem solos estáveis, áreas com os diferentes tipos de Latossolos também podem se caracterizar por produções de sedimentos elevados, menos por sua própria estrutura, mas pelo uso intenso pela agricultura mecanizada. Já as menores produções são simuladas em áreas de alta porcentagem de Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo (PVA-PT) (61,1 %). Estes solos do tipo Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo são solos mais estáveis e com menor risco de erosão.

Tabela 22 Porcentagens de área ocupada pelos tipos de solos presentes em os diferentes grupos de produção de sedimentos (AQ: Areias Quartzosas, CB-CX-SL: Solos Concrecionários Câmbicos, Cambissolo e Solos Litólicos, LVE-LVA: Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico, PVA-PT: Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo).

Grupos de Produção de Sedimentos	Tipos de Solos			
	AQ %	CB-CX-SL %	LVE-LVA %	PVA-PT %
0.0-1.0 (Ton/Ha)	14,9	8,4	15,5	61,1
1.1-2.5 (Ton/Ha)	32,8	21,9	14,6	30,7
2.6-5.0 (Ton/Ha)	35,9	20,1	21,5	22,5
5.1-7.5 (Ton/Ha)	25,0	11,7	56,4	6,9
7.6-10.0 (Ton/Ha)	19,1	32,1	31,5	17,2
10.1-20.0 (Ton/Ha)	8,7	62,5	21,4	7,4
20.1-39.8 (Ton/Ha)	7,1	92,9	0,0	0,0

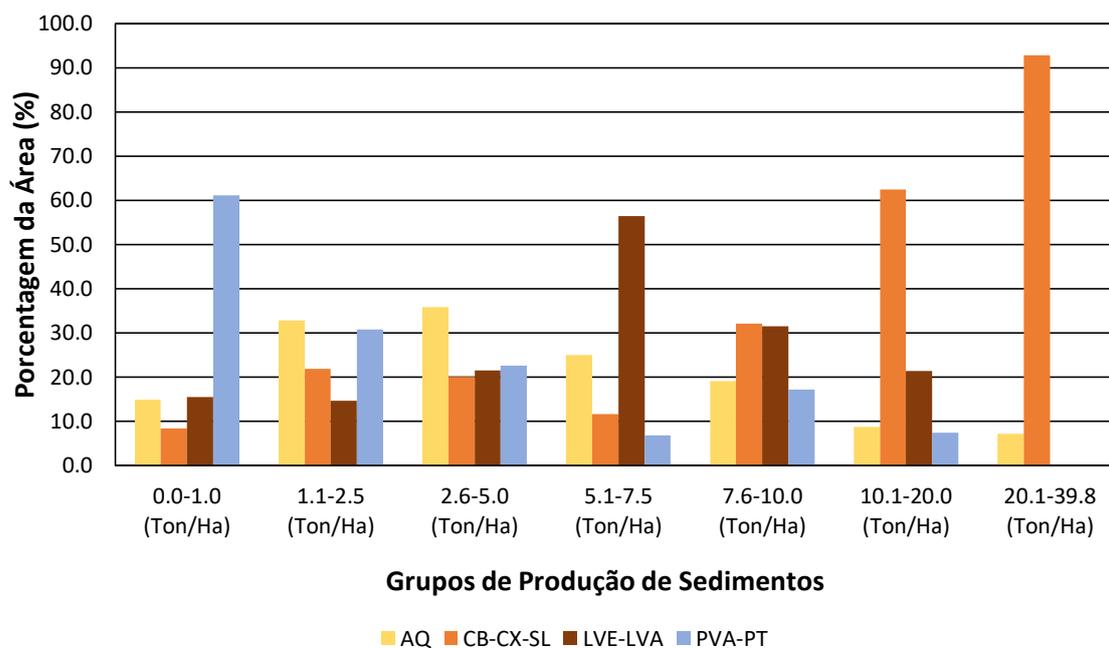


Figura 33 Distribuição dos tipos de solos para cada grupo de produção de sedimentos (AQ: Areias Quartzosas, CB-CX-SL: Solos Concrecionários Câmbicos, Cambissolo e Solos Litólicos, LVE-LVA: Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico, PVA-PT: Podzólico Vermelho-Amarelo e Plintossolo).

Com relação à produção de sedimentos, apresentam os maiores valores áreas de alta declividade (17,7%) e altitude intermediária (354 m) na área de transição entre o Planalto e as Depressões periféricas, onde a declividade mais acentuada facilita o processo de erosão. As áreas de planalto (> 450m) possuem também produção alta e intermediária de sedimentos. Apesar das suas declividades mais suaves, essas áreas possuem parcialmente solos frágeis (p. ex. Areais quartzosas que correspondem aos Neossolos Quartzarênico do sistema de classificação pedológica recente) pareado com intenso uso.

Tabela 23 Declividade média (%), e altitude (m) calculada para cada grupo de produção de sedimentos.

Grupos de Produção de Sedimentos	Declividade %	Altitude (m)
0.0-1.0 (Ton/Ha)	8,9	310,8

1.1-2.5 (Ton/Ha)	9,0	384,7
2.6-5.0 (Ton/Ha)	9,1	394,6
5.1-7.5 (Ton/Ha)	9,3	546,8
7.6-10.0 (Ton/Ha)	9,3	479,9
10.1-20.0 (Ton/Ha)	15,5	567,9
20.1-39.8 (Ton/Ha)	17,7	354,0

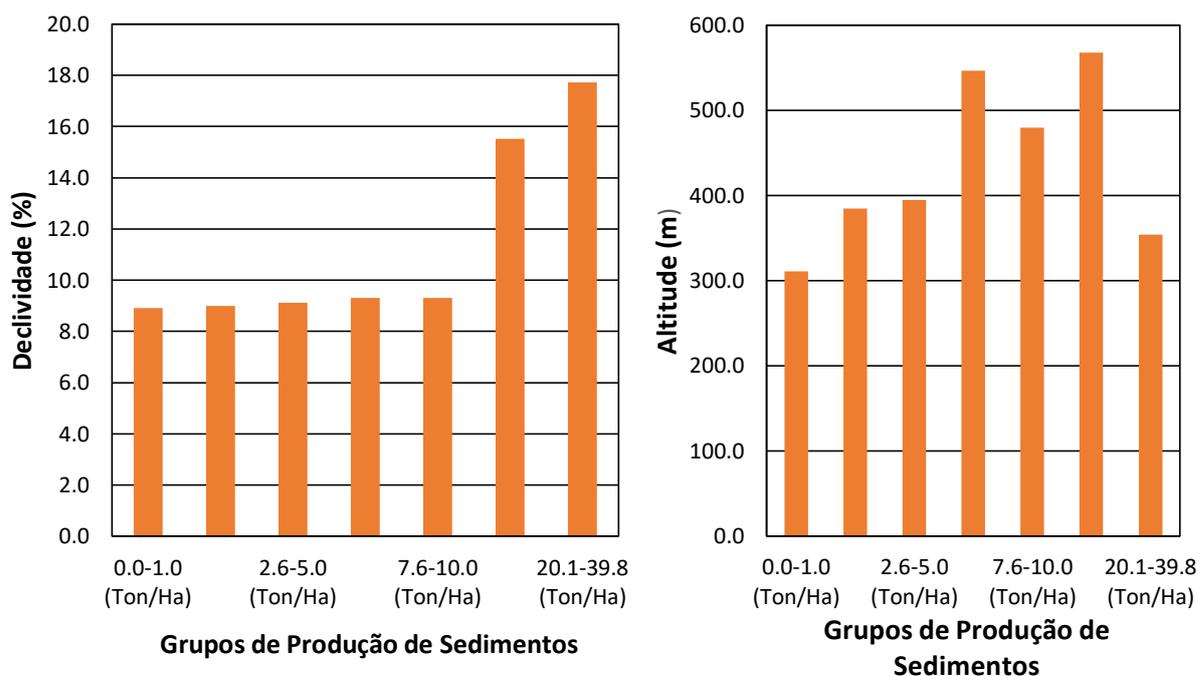


Figura 34 Declividade e elevação média calculada para cada grupo de produção de sedimentos.

Como constatado aqui, o estudo feito por Sousa (2018) mostra que a produção de sedimentos apresenta os valores mais altos em áreas de pouca vegetação, áreas com a presença de solos arenosos, áreas de declives mais acentuados.

Desta forma, identificaram-se aos municípios Campo Verde, Jaciara, Dom Aquino, Poxoréo e Pedra Preta como as áreas com maior de produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Ríó São Lourenço.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O modelo hidrológico SWAT, foi aplicado à bacia hidrográfica do Rio São Lourenço, em Mato Grosso, para simulação de séries de vazão e séries de sedimentos em suspensão.

O desempenho inicial do modelo SWAT mostrou-se pouco eficiente na simulação das vazões do Rio São Lourenço, já após a calibração e validação o desempenho das vazões em escala mensal se tornou satisfatório.

O desenvolvimento da análise de sensibilidade possibilitou a identificação dos parâmetros com maior grau de sensibilidade para simulação da vazão com o SWAT na bacia hidrográfica do rio São Lourenço, sendo os três parâmetros mais sensíveis: SOL_BD (Densidade aparente do solo), GW_DELAY (Tempo de retardo da água subterrânea) e CN2 (Curva-Número);

Contudo, ao final deste estudo pode-se inferir que baseado nos resultados encontrados nesse trabalho o modelo SWAT não é adequado para simular a transporte de sedimentos em suspensão para series completas, mas mostrou-se adequado para simular concentração medias de sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do Ríó São Lourenço.

Foram identificadas as áreas com maior de produção de sedimentos, além disso foram identificadas algumas características geo-ambientais que levam a elevar a produção de sedimentos, como a presença de solos mais arenosos, declives muito acentuados e solos abertos.

Diante dos resultados obtidos é possível fazer diversas considerações sobre a aplicação do modelo SWAT, para complementar este estudo e para se alcançar melhores resultados em trabalhos posteriores, recomenda-se o seguinte:

- Aquisição de séries históricas de sedimentos em suspensão em termos de cargas diárias;
- Realizar testes com diferentes mapas de usos e ocupações da terra, para analisar a variação da produção de sedimentos em diferentes períodos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP2009: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 95 p. 2015.
- ABBASPOUR, K.C.; YANG, J.; MXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. (2007) Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, v. 333, p. 413– 430.
- ABBASPOUR, K.C. (2011) SWAT-CUP 2009: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 95 p.
- ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, Madison, v. 3, n. 4, p. 1340-1352, 2004.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA/GEF/PNUMA/OEA). Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai. Brasília: Projeto GEF/Pantanal/Alto Paraguai. ANA/GEF/PNUMA/OEA. Síntese Executiva, 2004.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Análise do pedido de outorga de direito de uso de recursos hídricos para o Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (Nota Técnica n.º 390 / 2005/SOC) 2005.
- ALLEN, R. G.; JENSEN, M. E.; WRIGHT, J. L.; BURMAN, R. D. (1989) Operational estimates of evapotranspiration. *Agronomy Journal*, v. 81, p. 650-662. 52
- ALLEN, R.G. (1986) A Penman for all seasons. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, v. 112, p. 348-368.
- ANDRADE, M.A.; MELLO, C.R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.17, n.1, p.69-76, jan. 2013.
- ANDRIOLO, M.V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R.C.; CAMARGO, A.S.G. 2008. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In: SIMPÓSIO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. Anais. Belo Horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens. v. 1. p. 1-17.

- ARNOLD, J.G., R. SRINIVASIN, R.S. MUTTIAH, AND J. R. WILLIAMS. 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment: Part I. Model Development. JAWRA 34(1):73-89.
- ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; NICKS, A.D.; SAMMONS, N.B. 1990. SWRRB: a basin-scale simulation model for soil and water resources management. College Station: Texas A&M University
- ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; MAIDMENT, D.R. 1995. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. Journal of Hydraulic Engineering, New York, v. 121, p. 171-183.
- ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. (2012a) SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Transactions of the ASABE , v. 55(4), p. 1491-1508.
- ARNOLD, A. E.; MAYNARD, Z.; GILBERT, G. S.; COLEY, P. D.; KURSAR, T. A. Aretropical fungal endophytes hyperdiverse? Ecology Letters 3: p. 267-274. 2000.
- BALDISSERA, G.C. 2005. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT 144 p.Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso.
- BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. Transactions of the ASAE, Saint Joseph, v. 23, n. 4, p. 938-944.
- BENNET, J.P. 1974. Concepts of mathematical modelling of sediment yield. Water Resources Research, Washington, v. 10, n. 3, p. 485-492.
- BEVEN, K. J. A manifesto for the equifinality thesis. Journal of Hydrology, v. 320, p. 18-29. 2006.
- BEVEN, K. J. Changing ideas in hydrology the case of physically based models. Journal of Hydrology, v. 105, p. 157-172, 1998
- BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives in an agricultural watershed using a physical process based model. Agriculture, Ecosystems and Environment, 113(1-4): 62-72. 2006.
- BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J.C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados as perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes

sistemas de manejo de solo. Revista Brasileira de Ciência do solo, v, 31, n.1, p. 133-142. 2007.

BOURAOUI, F.; BENABDALLAH, S.; JRAD, A.; BIDOGLIO, G. Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia). Phys. Chem. Earth 30(8-10): 497-507. 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai. Brasília: MMA, 140p. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (Brasília, DF). Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) - PCBAP: análise integrada e prognóstico da Bacia do Alto Paraguai. Brasília, v.3. 369 p. 1997.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMA, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects.

BRIGHENTI, M. T. Modelagem hidrológica e avaliação de diferentes métodos de calibração para o modelo SWAT. 2015. 119f. Dissertação (Programa de pós-graduação em engenharia ambiental), Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.

BUTCHER, J.B. 2001. Forecasting future land use for watershed assessment. Journal of the American Water Resources Association, Herndon, v. 35, n. 3, p. 555-565.

CARVALHO, F. 2010. Utilização do modelo SWAT para estimativa da produção de sedimentos em uma sub-bacia hidrográfica contribuinte ao lago do Descoberto-DF. Monografia de conclusão de curso de especialização, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 60p.

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

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

CATELANI, C. S. Geotecnologias aplicadas à análise do assoreamento de reservatórios de hidrelétricas em cenário de escassez de dados de séries históricas. 2015. 138 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2015.

CFSR: Global Weather Data for SWAT, <http://globalweather.tamu.edu/>

- CHIEW, F.H.S., MCMAHON, T.A., 1993. Assessing the adequacy of catchment streamflow yield estimates. *Aust. J. Soil Res.* 31, 665–680. <https://doi.org/10.1071/SR9930665>
- CHU, T.W.; SHIRMOHAMMADI, A.; MONTAS, H.; ABBOTT, L.; SADEGHI, A. 2005. Watershed level BMP evaluation with SWAT model. In: ASAE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2005. Saint Joseph. (ASAE Paper n. 052098).
- COLEMAN, D.J.; SCATENA, F.N. 1986. Identification and evaluation of sediment sources. In: HADLEY, R.F. (Ed.). *Drainage basin sediment delivery*. Wallingford: IAHS. p. 3-18. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n.159).
- CONAN, C.; DE MARSILY, G.; BOURAOUI, F.; BIDOGLIO, G. A long-term hydrological modelling of the Upper Guadiana riverbasin (Spain). *Phys Chem Earth* 28:193–200.2003.
- COOKE, R.U.; DOORNKAMP, J.C. 1990. *Geomorphology in environmental management*. Oxford: Clarendon.
- COWEN, J. 1993. A proposed method for calculating the LS factor for use with the USLE in a grid-based environment. In: ESRI ANNUAL USER CONFERENCE, 13., 1993. Proceedings. Palm Springs, CA: Environmental Systems Research Institute. p. 65-74.
- CPP, 2014. Centro de Pesquisa do Pantanal: Projeto científico para compor o Componente 1: Lei do Pantanal.
- DAGGUPATI, P., PAI, N., ALE, S., ZECKOSKI, R.W., JEONG, J., PARAJULI, P.B., SARASWAT, D., YOUSSEF, M.A., 2015. A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models. *Trans. ASABE* 58, 1705–1719. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. 1996. Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. *International Journal of Geographical Information Science*, London, v. 10, n. 3, p. 311-331.
- DUAN, Q.; SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V. K.. 1994. Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models. *Journal of Hydrology*. 158. 265-284.
- DURÃES, M.F.; Mello, C.R.; Naghettini, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River Basin, MG. *Cerne*, v.17, p.481-488, 2011.

- EAWAG. SWAT-CUP. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Disponível em: www.eawag.ch/organisation/abteilungen/siam/software/swat/index_EN.
- EMMETT, W.W. 1970. The hydraulics of overland flow on hillslopes. Washington: U.S.Govt. Print. Off. 68 p. (Geological Survey Professional Paper 662-A).
- FANTIN-CRUZ, I. Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização da alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto Hídrico e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, 2012.
- FANTIN-CRUZ, I. PEDROLLO, O.; GIRARD, P. ; ZEILHOFER, P. ; HAMILTON, S. K. . Effects of a Diversion Hydropower Facility on the Hydrological Regime of the Correntes River, a Tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 531, p. 1-11, 2015.
- FERNANDES, J. G.; GALVINCIO, J. D.; FREIRE, M. B. G. S. O Modelo SWAT e suas Possibilidades de Aplicações em APL Agrícolas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, n. 01, p. 115-126, 2012.
- FERRIGO, S. (2014). Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-159/14, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 164 p.
- FERRO, V.; MINACAPILLI, M. 1995. Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrological Sciences Journal*, Wallingford, v. 40, n. 6, p. 703-717.
- FEYEN, L., VÁZQUEZ, R., CHRISTIAENS, K., SELS, O., FEYEN, J., 2000. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4, 47–63.
- FOSTER, G.R. 1971. The overland flow processes under natural conditions. In: INTERNATIONAL SEMINAR FOR HYDROLOGICAL PROFESSORS, 3., 1971, West Lafayette. Biological effects in the hydrological cycle: proceedings. West Lafayette: Purdue University. p. 173-185.
- FOSTER, I.D.L. 1995. Lake and reservoir bottom sediments as a source of soil erosion and sediment transport data in the UK. In: FOSTER, I.D.L.; GURNELL, A.M.; WEBB, B.W. (Ed.). *Sediment and water quality in river catchments*. Chichester: Wiley. p. 265-283.
- GARRIDO, J. M. (2003). Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá - Bahia. Dissertação de Mestrado em Tecnologia

Ambiental e Recursos Hídricos, publicação PTARH.DM-063A/03, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.

GASSMAN, P. W., M. REYES, C. H. GREEN, AND J. G. ARNOLD. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future directions. *Trans. ASABE* 50(4): 1211-1250.

GODOY, L. P.; CONCEIÇÃO, F. T.; GODOY, A. M. Aspectos Geológicos da região no polo turístico das águas termais de São Lourenço-MT. *Revista Geociências UNESP*, v. 35, n. 1, p. 110-125, 2016.

GOVENDER, M.; EVERSON C.S. 2005. Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model. *Hydrological Processes*, Chichester, v. 19, p. 683-692.

GRAYSON, R.B.; MOORE, I.D.; McMAHON, T.A. Physically-based hydrologic modeling: II Is the concept realistic. *Water Resources Research*, v.26, n.10, p. 2659-2666, 1992.

GREEN, W. H. e AMPT, G. A (1911). Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *The Journal of Agricultural Science*, v. 4(1), p. 1-24.

GREHS, S. A. Efeitos da espacialização de propriedades físicas nas respostas hidrológicas da bacia do rio Ibirapuitã. Porto Alegre, 2003. 188 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

GUPTA, H. V., KLING, H., YILMAZ, K.K., MARTINEZ, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>

HUNKE P, ROLLER R, ZEILHOFER P, SCHROEDER B, MUELLER EN. 2015. Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil, *Geoderma Regional*. 2015, 4, 31.

INSTITUTO GEOLÓGICO E MINEIRO. Água Subterrânea: Conhecer para Preservar o Futuro. 2001. Acessado em: outubro de 2004. Disponível em: http://www.igm.pt/edicoes_online/diversos/agua_subterranea/indice.htm.

JAKEMAN, A.J.; GREEN, T.R.; BEAVIS, S.G.; ZHANG, L.; DIETRICH, C.R.; CRAPPER, P.F. 1999. Modelling upland and in-stream erosion, sediment and phosphorus transport in a large catchment. *Hydrological Processes*, Chichester, v. 13, n. 5, p. 745-752.

- KANNAN, N.; WHITE, S.M.; WORRALL, F. WHELAN, M.J. (2007) Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modelling in SWAT-2000. *Journal of Hydrology*, v. 332, p. 456– 466.
- KAYSER, J. A. (2017). Modelagem processual da vazão e parâmetros de qualidade de água na bacia hidrográfica do rio cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, 47p.
- KENNEDY, J. E EBERHART, R.C. Swarm Intelligence. In. *Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks*. p.1942-1948, 1995.
- KHOI, D. N. e THOM, V. T. (2015) Parameter uncertainty analysis for simulating streamflow in a river catchment of Vietnam. *Global Ecology and Conservation* 4, 538–548. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.007>.
- KNISEL, W.G. 1980. *CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system*. Washington: Department of Agriculture, Science and Education Administration. 643 p.
- KOBIYAMA, M.; MANFROI, O. J. Importância da modelagem e monitoramento em bacias hidrográficas. In: *Curso de Extensão: Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba p.111-118, 1999.
- KNIGHTON, D. 1998. *Fluvial forms & processes: a new perspective*. Oxford: Oxford University. 383 p.
- KUCZERA, G.; PARENT, E. Monte Carlo Assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. *Journal of Hydrology*. v.211, n.1, p.69–85, 1998.
- KRAMER, L.A.; MEYER, L.D. 1969. Small ammounts of surface mulch reduce soil erosion and runoff velocity. *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, v. 12, p. 638-641.
- LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, ANIBAL, F. da.; LIMA, D. C.L. de.; ROCHA, E. O. de.; *Análise de Sensibilidade e calibração do modelo Swat aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, p. 623-634, 2012.
- LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. 2002. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 27, n. 9-10. 645-654.
- LEONARD, R.A.; KNISEL, W.G.; STILL, D.A. 1987. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, v. 30, p. 1403-1428.

- LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J.; MERRITT, W.S.; MCKEE, L.J.; EYRE, B.D.; BAGINSKA, B. 1999. Review of techniques to estimate catchment exports. Sydney South: Environmental Protection Authority. 139 p. (EPA Technical Report, 99/73).
- MACHADO, R.E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 2002 154f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 2002.
- MAIDMENT, D.R. 2002. Developing a spatially distributed unit hydrograph by using GIS. In: NATCHNEBEL, H. P.; DOVAR, K. (Ed.). Application of geographic information systems in hydrology and water resources. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 181-192.
- MALUTTA, S. Estudo Hidrossedimentológico da Bacia Hidrográfica do Rio Negrinho - SC Com o Modelo SWAT. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (UFSC). Florianópolis, 126p. 2012.
- MARCHIORO, E. Modelagem hidrosedimentológica na bacia do Córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense. 2008, 196f. Tese (Doutorado) – Programa Pós-graduação em Geografia da UFRJ. 2008.
- MELLO, C. R. et al., Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. *Catena*, Schaaflheim, v. 75, p 235-247, 2008.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*. Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38.
- MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, Oxford, v. 18, p. 761- 799.
- MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. 1996. Strategies for water quality assessment. In: CHAPMAN, D. (Ed.). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2nd. ed. London: E & FN Spon. ch. 2, p. 23-57.
- MINELLA, J.P.G. 2007. Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural do Rio Grande do Sul. 162 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- MINELLA, J.P.G.; WALLING, D.E.; MERTEN, G.H. 2008. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 348, p.546-563.
- MINOTI, R.T. 2006. Abordagens qualitativa e quantitativa de microbacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do médio Mogi-Superior - SP. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MISHRA, A.; FROEBRICH, J.; GASSMAN, P.W. 2007. Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. *Transactions of the ASABE*, St. Joseph, v. 50, n. 2, p. 469-478.
- MONTEITH, J.L. Evaporation and the environment. 205-234. In the movement of water in living organisms, XIXth Symposium. Soc. of Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press. 1965.
- MOORE, I.D.; BURCH, G.J. 1986. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: application of unit stream power theory. *Water Resources Research*, Washington, v. 22, n. 8, p. 1350-1360.
- MORIASI, D.N., GITAU, M.W., DAGGUPATI, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- MORO, M. 2005. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. 100 p. Dissertações (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- NCEP: National Centers for Environmental Prediction (<http://globalweather.tamu.edu/>)
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. 2002. Soil and water assessment tool – user’s manual: version 2000. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station. 458 p.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. Soil and water assessment tool - Theoretical documentation version 2005. Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 541p, 2005.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool -Theoretical Documentation: Version 2009. 2011. College Station, Blackland Research Center, Texas A&M University, 647 p. 2011

- NOGARE, M.A. Modificações nos padrões de comportamento de curvas-chave de sedimentos em suspensão a jusante de barramentos. 2014. 104 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- OLIVERA, FRANCISCO; VALENZUELA, M.; SRINIVASAN, R.; CHOI, J.; CHO, H., KOKA, S., AGRAWAL, A. ArcGIS-SWAT: A Geodata Model and GIS interface for 177SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*. vol 42, nº2, pp 295-309. 2006.
- PEART, M.R.; WALLING, D.E. 1988. Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. In: BORDAS, M.P.; WALLING, D.E. (Ed.). *Sediment budgets*. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 267-279. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 174).
- PESSOA, M.C.P.Y.; LUCHIARI, A.J.; FERNANDES, E.N.; LIMA, M.A. Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas, Jaguariúna, Embrapa/CNPMA, p.83, 1997.
- PRADO, T.B.G. 2005. Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônômico de Campinas.
- RADAMBRASIL, Levantamento de Recursos Naturais. Cuiabá, 1982. V.19
- REFSGAARD, J.C., STORM, B., 1996. Construction, Calibration And Validation of Hydrological Models, in: Abbott, M.B., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 41–54. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_3
- REFSGAARD, J.C., 1997. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *J. Hydrol.* 198, 69–97. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X)
- RENNÓ, C. D. Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas. Tese (doutorado). São José dos Campos: INPE, 148p. 2003.
- RICKSON, R.J. 2006. Management of sediment production and prevention in river catchments: a matter of scale? In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. (Ed.). *Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modeling and management*. Wallingford: CABI. p. 228-238.
- RITCHIE, J.T. 1972. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.* 8:1204-1213. USDA Soil Conservation Service. 1983. National Engineering Handbook Section

- RITTER, A., MUNOZ-CARPENA, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *J. Hydrol.* 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- SALLES, L. A. Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pípiripau. 2012. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) -Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2012.
- SANTHI, C; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. 2003. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in the Big Cypress Creek watershed. In: TOTAL Maximum Daily Load (TMDL) environmental regulations II: proceedings of the 8–12 November 2003 conference, Albuquerque, New Mexico. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers. p. 384-394. (ASAE Publication, n. 701P1503).
- SANTOS, R.C. 2002. Classificação textural aplicada à cobertura do solo de uma bacia hidrográfica usando sensoriamento remoto. 153 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- SANTOS, R. F. Planejamento Ambiental: Teoria e Prática. São Paulo: Oficina de Textos, p. 184, 2004.
- SARMENTO, L. Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas. Tese de doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. TD – 07/10, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília,DF, 2010, 241p.
- SARTORI, A. (2010) Desenvolvimento de critérios para classificação hidrológica de solos e determinação de valores de referência para o parâmetro CN. Tese de Doutorado. Engenharia Civil, na área de concentração de Recursos Hídricos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 237 p.
- SEMA, Secretária Estadual de Meio Ambiente, <http://sema.mt.gov.br/>
- SEPLAN, Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso. Cuiabá/MT: SEPLAN, 2000.
- SILVA, F.G.B.; CRESTANA, S. Reunião de modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SCHALCH, V. Bacia hidrográfica: diversas abordagens em pesquisa. São Carlos: RIMA, 2004.

- SILVEIRA, A.L.L. 2009. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. In: Tucci, C.E.M. Hidrologia: ciência e aplicação. Segunda edição. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH. p 35- 51.
- SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, C. A. G.; GALVÃO, C. O. Erosão Hídrica do Solo no Semi-Árido Brasileiro: A Experiência na Bacia Experimental de Sumé. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 8, nº 2, pp 56-72. 1998
- SINGH, P.; SINGH, V.P. 2001. Snow and glacier hydrology. Dordrecht: Kluwer. 742 p. (Water Science and Technology Library, v. 37).
- SINGH, V.P.; FREVERT, D.K. (Ed.). 2002. Mathematical models of small watershed hydrology and applications. Highlands Ranch: Water Resources Publications. 950 p.
- SOROOSHIAN, S. 1991. Parameter estimation, model identification and model validation: conceptual type models. In: BOWLES, D.S.; O'CONNEL, P.E. (Ed.). Recent advances in the modelling of hydrological systems. Dordrecht: Kluwer Academic. p. 443-467.
- SPRUILL, C.A.; WORKMAN, S.R.; TARABA, J.L. 2000. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. Transactions of the ASAE, St. Joseph, v. 43, n. 6, p. 1431-1439.
- SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G. 1994. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. Water Resources Bulletin, Herndon, v. 30, n. 3, p. 453-462.
- TIM, U.S. Emerging technologies for hydrologic and water quality modeling research. Transactions of the ASAE, V.39, n.20, p.465-476, 1996.
- THIREL, G., ANDRÉASSIAN, V., PERRIN, C., 2015. On the need to test hydrological models under changing conditions. Hydrol. Sci. J. 60, 37–41. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>
- THORSEN, M.; REFSGAARD, J.C.; HANSEN, S.; PEBESMA, E.; JENSEN, J.B.; KLEESCHULTE, S. 2001. Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. Journal of Hydrology, Amsterdam, v. 242, p. 210-227.
- TOY, T.J.; FOSTER, G.R.; RENARD, K.G. 2002. Soil erosion: processes, prediction, measurement and control. New York: John Wiley. 338 p.
- TRIPATHI, M.P.; PANDA, R.K.; RAGHUWANSHI, N.S. 2003. Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. Biosystems Engineering, London, v. 85, n. 3, p. 365-379.
- TUCCI, C. E. M. Modelos Hidrológicos. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – ABRH. 2ª Edição. Porto Alegre, 678 p. 2005.

- TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – ABRH. 4ª Edição. Porto Alegre, 943 p. 2009.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization – World Water Assessment Programme. Disponível em: <http://www.unesco.org/water/iyfw2/water_use.shtml>. Acesso em: 4 de agosto de 2012.
- UZEIKA, T. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. 2009. Dissertação de Mestrado, Instituto de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 130p.
- UZEIKA, T.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P.G.; MORO, M. 2012. Use of the swat model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. Rev. Bras. Ciênc. Solo. vol.36, n.2 ISSN 0100-0683. 558-566.
- USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. National Engineering Handbook Section 4 Hydrology, chapters 4-10, 1972.
- VACHE, K.B.; EILERS, J.M.; SANTELMANN, M.V. 2002. Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the U.S. Corn Belt. Journal of the American Water Resources Association, Herndon, v. 38, n. 3, p. 773–787.
- VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T. Methods to quantify and identify the sources of uncertainty for river basin water quality Models, Water Science. & Technology. v.53, n.1, p.51–59, 2006.
- VAN LIEW, M.W.; GARBRECHT, J. 2003. Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT. Journal of the American Water Resources Association, Herndon, v. 39, n. 4, p. 977-986.
- VEITH, T. L.; LIEW, M. W. VAN; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: A comparison across five USDA-ARS watersheds. Transactions of the ASABE, v.53, p.1477-1486, 2010.
- VENTE, J.; POESEN, J. 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. Earth Science Reviews, Amsterdam, v. 71, p. 95- 125.
- VERSTRAETEN, G.; POESEN, J. 2001. Factors controlling sediment yield from smallintensively cultivated catchments in a temperate humid climate. Geomorphology, Amsterdam, v. 40, p. 123-144.

- VERSTRAETEN, W.W.; VEROUSTRAETE, F.; VAN DER SANDE, C. J.; GROOTAERS, I.Y.; FEYEN J. 2006. Soil moisture retrieval using thermal inertia, determined with visible and thermal spaceborne data, validated for European forests. *Remote Sensing of Environment*, New York, v. 101, p. 299–314.
- VILLELA, S. M. *Hidrologia aplicada*. Colaboração de Arthur Mattos. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1979.
- WALLING, D.E. 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 344. p. 159-184.
- WALLING, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 410. p. 223-240.
- WASSON, R.J. 2002. What approach to the modelling of catchment scale erosion and sediment transport should be adopted? In: SUMMER W.; WALLING D. E. (Ed.). *Modelling erosion, sediment transport and sediment yield*. Paris: UNESCO. p. 1-11. (Technical Documents in Hydrology, 60).
- WESKA, R.K. *Geologia da região diamantífera de Poxoréo e áreas adjacentes, Mato Grosso*. 1996 191f. Tese (Doutorado em Mineralogia e Petrologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 1996.
- WHEATER, H.S.; JAKEMAN, A.J.; BEVEN, K.J. 1993. Progress and directions in rainfallrunoff modeling. In: JAKEMAN, A.J.; BECK, M.B.; MCALEER, M.J. (Ed.). *Modelling change in environmental systems*. Chichester: John Wiley. p. 101-132.
- WHITE, Kati L.; CHAUBEY, I. 2005. Sensitivity Analysis, Calibration and Validation for a Multisite and Multivariable SWAT Model. *Journal of the American Water Resources Association*. October. 1077– 1089.
- WILLIAMS, J.R. 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Transactions of the ASAE, St. Joseph*, v. 12, n. 1, p. 100-103.
- WILLIAMS, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin, Herndon*, v. 11, n. 5, p. 965-974.
- WILLIAMS, J. R. and BERNDT, H. D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. ASAE* 20(6): 1100-1104. 1977.
- WILLIAMS, J.R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. 1984. A modeling approach to determine the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE, St. Joseph*, v. 27, p. 129-144.

- WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. 1990. KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. Washington: Agricultural Research Service. 130 p.
- WU, Y., CHEN, J. (2013). Estimating irrigation water demand using an improved method and optimizing reservoir operation for water supply and hydropower generation: A case study of the Xinfengjiang reservoir in southern China. *Agricultural Water Management*. *Agricultural Water Management* 116, 110–121.
- WU, H. BING CHEN, B. (2015). Evaluating uncertainty estimates in distributed hydrological modeling for the Wenjing River watershed in China by GLUE, SUFI-2, and ParaSol methods. *Ecological Engineering* 76, 110–121. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.014
- WWF- Brasil. 2009. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solona Bacia do Alto Paraguai — Porção Brasileira — Período de Análise: 2002 a 2008 (Iniciativa: CI–Conservação Internacional, ECOA - Ecologia e Ação, Fundación AVINA, Instituto SOS Pantanal. Brasília. 58 pp.).
- XAVIER, C.F. 2005. Avaliação da influência do uso e ocupação do Solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná. 167 f. Dissertações (Mestrado em Solos) –Universidade Federal do Paraná.
- XAVIER, F. V. Contribuição metodológica ao estudo da produção e distribuição espacial de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Manso, utilizando o modelo AVSWAT. Cuiabá, 2009. 167p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso.
- XEVI, E., CHRISTIAENS, K., ESPINO, A., SEWNANDAN, W., MALLANTS, D., SØRENSEN, H., FEYEN, J., 1997. Calibration, Validation and Sensitivity Analysis of the MIKE-SHE Model Using the Neuenkirchen Catchment as Case Study. *Water Resour. Manag.* 11, 219–242. <https://doi.org/10.1023/a:1007977521604>
- ZHAN, X. e HUANG, M.L. 2004. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling e Software* 19 (10) 875-879.
- ZHANG, Y., SHAO, Q., ZHANG, S., ZHAI, X., SHE, D., 2016. Multi-metric calibration of hydrological model to capture overall flow regimes. *J. Hydrol.* 539, 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.053>.