



UFPE

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE**

YENÊ MEDEIROS PAZ

**ESTIMATIVAS HIDROSSEDIMENTOLÓGICAS COMO FERRAMENTA DE
PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Recife

2018

YENÊ MEDEIROS PAZ

**ESTIMATIVAS HIDROSEDIMENTOLÓGICAS COMO FERRAMENTA DE
PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente

Orientadora: Prof^a. Dra. Josiclêda Domiciano Galvínio

Coorientador: Prof. Dr. Bernardo Barbosa da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Romildo Morant de Holanda

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

P348e Paz, Yenê Medeiros.
Estimativas hidrossedimentológicas como ferramentas de planejamento e gestão ambiental em Bacias Hidrográficas / Yenê Medeiros Paz. – 2018.
144 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora : Prof^ª. Dr^ª. Josiclêda Domiciano Galvêncio.

Coorientador : Prof. Dr. Bernardo Barbosa da Silva.

Coorientador : Prof. Dr. Romildo Morant de Holanda.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente,
Recife, 2018.

Inclui referências.

1. Meio ambiente. 2. Gestão ambiental. 3. Sedimentos (Geologia). 4. Calibração. I. Galvêncio, Josiclêda Domiciano (Orientadora). II. Silva, Bernardo Barbosa (Coorientador). III. Holanda, Romildo Morant de (Coorientador). IV. Título.

YENÊ MEDEIROS PAZ

**ESTIMATIVAS HIDROSEDIMENTOLÓGICAS COMO FERRAMENTA DE
PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 19/07/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dra. Josiclêda Domiciano Galvêncio (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^ª. Dra. Werônica Meira de Souza
Universidade Federal Rural de Pernambuco - Unidade Acadêmica de Garanhuns

Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto
Universidade Federal de Sergipe

Prof^ª. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Andrea Karla Pereira da Silva
Universidade de Pernambuco

Dedico aos meus pais, Ayla e Del, pelo amor e
confiança nos meus próximos passos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por tudo, em todos os momentos.

Agradeço aos meus pais pelo contínuo esforço para me proporcionar as melhores condições de vida e ensino de qualidade, além de todo o suporte emocional desde o início da vida.

Agradeço a minha irmã por ser tão próxima, ainda que do outro lado do mundo, e por ser a melhor que ela poderia ser.

Agradeço ao meu noivo e agora marido, pelo acolhimento, companheirismo, paciência, amizade e amor durante todo o período do doutorado.

Agradeço a minha avó Francisca, guerreira nordestina vinda do sertão do Rio Grande do Norte que venceu na vida e muito nos ensinou. E ao meu avô, Professor Izaías (*in memoriam*), que tanto acreditava na capacidade do ensino como transformação social.

Agradeço a minha família por ter tido a oportunidade de estudar em tantos momentos difíceis, além do amor e confiança sempre presentes.

Agradeço aos meus tios e padrinhos, Zuila e Paul, que mesmo a distância conseguiram me auxiliar durante toda a minha trajetória acadêmica em escolas privadas para que eu pudesse alcançar as universidades públicas e pós graduações.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo apoio e suporte durante todo o período de doutorado.

Agradeço a minha orientadora, Profa. Josiclêda, pelo crédito, confiança e suporte para meu desenvolvimento profissional e construção da tese, além da oportunidade de conhecer um novo mundo acadêmico e de pesquisa durante meu doutorado sanduíche.

Agradeço aos meus co-orientadores, Prof. Romildo e Prof. Bernardo, pelo apoio, credibilidade e impulso.

Agradeço a Prof. Soraya El-Deir pelo direcionamento acadêmico e carinho durante toda a minha jornada.

Agradeço a oportunidade de aprendizado através do estágio docência, iniciada com a contribuição da minha orientadora, através da prática e didática de ensino e diferentes metodologias de avaliação de conteúdo.

Agradeço a equipe do SWAT pela contribuição para o desenvolvimento desta tese.

Agradeço à CAPES pela concessão do período de bolsa de doutorado e pela bolsa de doutorado sanduíche no exterior e projeto PVE 103/2013.

Agradeço ao CNPq e projeto 446254 / 2015-0 e ao Projeto do SuPer edital 23/2015.

Agradeço à *Texas A&M University* pelo acolhimento e contribuição científica do trabalho, em especial ao Dr. Raghavan Srinivasan e Dr. Charles Allan Jones.

Agradeço a APAC, INMET, ANA, EMBRAPA, IBGE pelos dados disponibilizados para o desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço a Universidade Federal de Pernambuco, pela estrutura disponibilizada aos estudantes de graduação e pós-graduação, contribuindo para a fixação dos estudantes através do acervo de livros da biblioteca e do refeitório universitário.

Agradeço aos meus amigos de turma de doutorado, por todos os altos e baixos que passamos juntos, em especial a minha amiga Renata Laranjeiras.

Agradeço aos amigos verdadeiros do laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento (SERGEO) pelos momentos de ajuda e descontração, em especial a Viviane, Jadson, Ygor, Pedro e Pedro Paulo.

Agradeço a bibliotecária Janeide do CFCH pela contribuição referente a formatação da tese e normas ABNT.

Aos membros da banca, Profa. Dra. Werônica Meira de Souza (UFRPE), Profa. Dra. Suzana Montenegro (UFPE), Profa. Dr. Andrea Karla Pereira da Silva (UPE), Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto (UFS) pela contribuição e crítica para construção de um trabalho científico de melhor qualidade.

RESUMO

A modelagem hidrossedimentológica pode ser considerada como uma ferramenta matemática para análise do comportamento de uma bacia hidrográfica. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi analisar estratégias de conservação ambiental para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas através da estimativa de variáveis hidrossedimentológicas para a bacia hidrográfica do rio Goiana em Pernambuco. A modelagem foi realizada através do modelo SWAT que foi calibrado para dados mensais de vazão para o período de 1999 a 2009, avaliando-se a qualidade das estimativas para dados de precipitação observados (Locais) e de reanálise (Globais). Foi realizada a validação da vazão para três períodos 1997 a 1998, 2010 a 2011 e 2012 a 2013 e da produção mensal de sedimentos para o período de 1999 a 2009 e 2010 a 2011. Foram encontrados resultados satisfatórios para a maior parte dos postos utilizados na calibração, evidenciando a aplicabilidade do modelo para estimativas mensais de vazão. Contudo, observou-se estatísticas insatisfatórias para a área mais seca da bacia cujo posto pluviométrico possui o maior índice de falhas. Durante a etapa de validação do modelo verificou-se através da representação gráfica que os dados simulados representaram adequadamente a vazão observada, contudo evidenciou-se uma superestimativa das predições das sub-bacias na maior parte dos períodos analisados. A estimativa da produção mensal de sedimentos foi obtida através de cálculo de regressão com o LOADEST, com dados de concentração de sedimentos e vazão observada. O modelo foi considerado satisfatório para simulação do aporte mensal de sedimentos na bacia. A produção de sedimentos na bacia variou de 0,06 a 8,68 t/ha/ano, estando as áreas de valores mais elevados situadas próximas a costa e ao exutório da bacia. As estimativas apontadas neste trabalho podem contribuir para melhoria nas práticas conservacionistas da região e mitigação de impactos ambientais. Os resultados foram discutidos sob cenários alternativos de uso e cobertura do solo, utilizando-se o cenário agrícola atual, um cenário de reflorestamento e outro de expansão urbana para demonstração de sua aplicabilidade no planejamento e gestão ambiental da bacia hidrográfica. Os cenários alternativos de uso e cobertura do solo podem ser considerados como uma ferramenta relevante para o planejamento e gestão hídrica de bacias hidrográficas, permitindo discussões para desenvolvimento de estratégias junto aos comitês de bacias hidrográficas, alinhando-se aos planos diretores municipais e outros instrumentos de gestão territorial.

Palavras-chave: Modelo SWAT. LOADEST. Produção de sedimentos. Cenários alternativos. Calibração.

ABSTRACT

The hydrosedimentological modeling can be considered as a mathematical tool to analyze the behavior of a river basin. The objective of this study was to analyze environmental conservation strategies for the planning and management of basins through the estimation of hydrosedimentological variables for the river basin of the Goiana river in Pernambuco. The modeling was performed using the SWAT model, which was calibrated for monthly flow data for the period from 1999 to 2009, evaluating the quality of the estimates for observed (Local) and reanalysis (Global) data were evaluated. Flow validation was carried out for three periods from 1997 to 1998, 2010 to 2011 and 2012 to 2013 and for monthly sediments yield for the period from 1999 to 2009 and 2010 to 2011. Satisfactory results were found for most of the stations used in the calibration, evidencing the applicability of the model to monthly flow estimates. However, unsatisfactory statistics were observed for the driest area of the basin whose pluviometric station has the highest missing data rate. During the validation phase of the model, it was verified through the graphical representation that the simulated data adequately represented the observed flow, however, an overestimation of the predictions of the sub-basins was evident in most of the analyzed periods. The estimation of the monthly sediment yield was obtained through a regression calculation with LOADEST, using sediment concentration and flow data. The model was considered satisfactory for simulation of the monthly sediment load in the basin. Sediment yield in the basin ranged from 0.06 to 8.68 t/ ha/ year, with the areas with the highest values being close to the coast and to the exudation of the basin. The estimates pointed out in this study may contribute to the improvement of conservation practices in the region and mitigation of environmental impacts. The results were discussed under alternative scenarios of land use and cover, using the current agricultural scenario, a reforestation scenario and another scenario of urban expansion to demonstrate its applicability in the planning and environmental management of the river basin. Alternative land use and land cover scenarios can be considered as a relevant tool for hydrographic river basin planning and management, allowing for discussions to develop strategies at river basin committees, aligning with municipal master plans and other territorial management.

Keywords: Model SWAT. LOADEST. Sediment yield. Alternative scenarios. Calibration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia do rio Goiana - PE no Nordeste brasileiro	23
Figura 2 - Limites da bacia hidrográfica do Goiana - PE com outras bacias, estado da Paraíba e Oceano Atlântico.	24
Figura 3 - Distribuição de reservatórios com capacidade inferior a 500.000 m ³ e entre 500.000 m ³ e 1.000.000 m ³ na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.....	28
Figura 4 - Distribuição das estações pluviométricas (dados locais), estações locais utilizadas no WGN e estações climáticas CFSR (dados globais) na região da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.....	29
Figura 5 - Total pluviométrico anual (1980-2014) das estações pluviométricas utilizadas	30
Figura 6 - Estações fluviométricas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE	33
Figura 7 - Dados utilizados no modelo SWAT aplicado a bacia hidrográfica do rio Goiana-PE	35
Figura 8 - Mapas de classes de solos (A), uso e cobertura do solo* (B) e declividade do terreno (C) da bacia do rio Goiana-PE.....	36
Figura 9 - Zonas utilizadas para análise de sensibilidade e calibração espacial.	38
Figura 10 - Precipitação média anual da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE no período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos (A) observados locais, (B) de reanálise globais e (C) ambos.	48
Figura 11 - Comparativo das calibrações realizadas nas sub-bacia 28 (A), sub-bacia 13 (B), sub-bacia 14 (C), sub-bacia 5 (D) e sub-bacia 8 (E) para o período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos locais e globais.	50
Figura 12 – Verificação de desempenho do modelo nas sub-bacia 28 (A), sub-bacia 13 (B), sub-bacia 14 (C), sub-bacia 5 (D) e sub-bacia 8 (E) para o período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos locais e globais.	53
Figura 13 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 28 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.	56
Figura 14 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 13 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais	57

Figura 15 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 14 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais	58
Figura 16 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 5 para os períodos de (a) 2010 e 2011 e (b) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.	60
Figura 17 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 8 para os períodos de (a) 2010 e 2011 e (b) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.	61
Figura 18 - Estação fluviométrica localizada na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE	69
Figura 19 - Comparativo entre a concentração diária de sedimentos observada e simulada pelo SWAT para o período de calibração da vazão (1999 a 2009).	76
Figura 20 - Média mensal de precipitação e vazão para o período analisado de 1999 a 2011 na estação Engenho Itapissirica.	77
Figura 21 - Relação entre a concentração de sedimentos (CSS) e vazão para dados observados na estação Engenho Itapissirica para o período de 1999 a 2011.	79
Figura 22 - Sedimentograma para a bacia hidrográfica do rio Goiana-PE para o período de 1999 a 2011.	81
Figura 23 - Produção anual média de sedimentos nas sub-bacias para o período de 1999 a 2009.	83
Figura 24 - Fatores contribuintes para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.	86
Figura 25 - Composição do comitê da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE no mandato de 2017 a 2020.	110
Figura 26 - Vazão mensal média simulada para o período de 1999 a 2011 para os cenários alternativos.	114
Figura 27 - Produção média mensal de sedimentos simulados no período de 1999 a 2009 para o cenário 1 (atual), 2(reflorestamento) e 3(expansão urbana).	115
Figura 28 – Vazão média mensal simulada para as sub-bacias do Goiana durante o trimestre mais chuvoso do ano (maio-junho-julho) para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (C) expansão urbana, no período de 1999 a 2011.	116
Figura 29 – Vazão média mensal simulada para as sub-bacias do Goiana durante o trimestre mais seco do ano (outubro-novembro-dezembro) para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (C) expansão urbana, no período de 1999 a 2011.	118

Figura 30 - Distribuição da produção média anual de sedimentos simulados nas sub-bacias do Goiana para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (c) expansão urbana, no período de 1999 a 2011..... 119

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Modelos de Regressão para seleção automática pelo LOADEST	70
Quadro 2 - Total populacional e densidade demográfica dos municípios da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE	97
Quadro 3 - Plano diretor municipal dos municípios completamente inseridos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.....	102
Quadro 4 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Aliança-PE.....	104
Quadro 5 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Nazaré da Mata-PE.....	104
Quadro 6 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Timbaúba-PE.....	105
Quadro 7 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Vicência-PE.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Informações sobre a primeira camada dos solos trabalhados no SWAT	25
Tabela 2 - Reclassificação do uso e cobertura do solo de acordo com as classes do SWAT ..	26
Tabela 3 - Declividade do terreno na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.....	27
Tabela 4 - Informações dos reservatórios da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE com capacidade superior a 500.000m ³	28
Tabela 5 - Estações utilizadas para o Gerador Climático a partir de estações do INMET	29
Tabela 6 - Estações pluviométricas (dados locais) utilizadas para modelagem hidrológica ...	30
Tabela 7 - Estações climáticas CFSR para simulação hidrológica no período de 1999 a 2009	32
Tabela 8 - Estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE e sub-bacias em que estão localizadas.....	32
Tabela 9 - Distribuição final das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU) da bacia do rio Goiana-PE.....	36
Tabela 10 - Parâmetros utilizados para análise de sensibilidade no SWAT-CUP	39
Tabela 11 - Total pluviométrico anual e percentual de falha nos períodos de validação	40
Tabela 12 - Percentual de falhas das estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE e sub-bacias em que estão localizadas.....	41
Tabela 13 - Performance do modelo para vazão a partir de estatísticas recomendadas por Moriasi et al. (2007) para dados mensais de vazão.	41
Tabela 14 - Análise de sensibilidade dos parâmetros para vazão.....	42
Tabela 15 - Parâmetros utilizados na calibração	44
Tabela 16 - Comparativo das simulações antes e após calibração para estações locais e globais	47
Tabela 17 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 28, utilizando dados climáticos locais e globais.....	55
Tabela 18 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 13, utilizando dados climáticos locais e globais.....	57
Tabela 19 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 14, utilizando dados climáticos locais e globais.....	58
Tabela 20 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 5, utilizando dados climáticos locais e globais.....	59

Tabela 21 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 8, utilizando dados climáticos locais e globais.....	61
Tabela 22 - Informações e resolução espacial dos dados de entrada do modelo SWAT.	73
Tabela 23 - Distribuição dos solos, uso e cobertura e declividade da bacia após reclassificação dos usos no SWAT.	73
Tabela 24 - Performance do modelo para sedimentos a partir de estatísticas recomendadas por Moriasi et al. (2007) para dados mensais de saída.	75
Tabela 25 – Produção média e total de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE para o período de 1999 a 2009	84
Tabela 26 – Distribuição de solos, cobertura e declividade das sub-bacias de maior produção de sedimentos	87
Tabela 27 - Reclassificação do uso do solo nas categorias do SWAT.....	99
Tabela 28 - Cenários de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Goiana, Pernambuco, Brasil.....	101
Tabela 29 - Valores mensais de vazão e sedimento para o período de 1999 a 2011 na bacia hidrográfica do rio Goiana, Pernambuco, Brasil.	112

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	HIPÓTESE	19
1.2	OBJETIVOS	19
2	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO ESPACIAL DO MODELO SWAT APLICADO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO LITORAL PERNAMBUCANO ATRAVÉS DE DADOS CLIMÁTICOS OBSERVADOS E DE REANÁLISE.....	20
3	AVALIAÇÃO ESPACIAL DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA EM PERNAMBUCO E ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DOS PROCESSOS EROSIVOS	65
4	PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DA MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA E ESTUDO DE CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE USO E COBERTURA DO SOLO	93
5	CONCLUSÕES GERAIS	125
	REFERÊNCIAS	126

1 INTRODUÇÃO

Com o avanço no desenvolvimento tecnológico, aumento das produções, demanda por recursos naturais e a disputa por uma maior competitividade entre organizações, processos e produtos, as ações antrópicas têm provocado cada vez maiores alterações no meio ambiente. Essas modificações, muitas vezes ao nível local, têm sido ignoradas ou ainda mitigadas por grandes empreendimentos, a fim de não impedir a continuidade do desenvolvimento. O que se percebe é que os impactos relacionados a essas atividades, bem como outros advindos de atividades agrícolas, industriais, urbanização e serviços têm sido cada vez mais discutidos. Isso se dá por diferentes pressões da academia, sociedade, órgãos de fiscalização ambiental, organizações não governamentais (ONG's), legislação ambiental, entre outros.

Atrelado às discussões ambientais, diversos estudos têm buscado explicitar as principais modificações devido às atividades antrópicas, avaliando-se mudanças no uso e cobertura do solo (DU; HUANG, 2017; FERNANDES et al., 2015; GALHARTE; VILLELA; CRESTANA, 2014; SILVA, FONSECA, 2016; SUN et al., 2018) e realizando-se uma análise muitas vezes temporal para discussão das alterações provocadas ao longo do tempo. A importância desses estudos tem sido a de identificar práticas potencialmente impactantes e contribuir para a conservação ambiental ou ainda a recuperação ou restauração de áreas degradadas, pois conforme Reddon e Durante (2018), o futuro da humanidade depende da preservação da natureza.

A conservação ambiental tem sido elucidada em muitos estudos que esclarecem e quantificam os problemas ambientais sofridos por atividades antrópicas. Isto se dá pela busca do uso sustentável dos ecossistemas e a manutenção dos processos ecológicos, estando assim alinhada a utilização dos recursos naturais de maneira sustentável. Conforme Lima (2003) a sustentabilidade ou o ecodesenvolvimento consiste de uma estratégia multidimensional com articulação entre promoção econômica, preservação ambiental e participação social. Já a recuperação de áreas degradadas se apresenta como uma solução para uma situação onde houve um dano ambiental e os processos ambientais estão comprometidos, procedendo-se com a restituição da área para uma situação não degradada, conforme a Lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000) que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, pode ser uma condição diferente do original.

Apesar de nem todo estudo ambiental culminar com ações de conservação ou de recuperação ambiental, esses contribuem para socialização da informação que poderá ser aplicada para um melhor planejamento, gestão ambiental e tomada de decisões. Nesse contexto,

a bacia hidrográfica é uma importante unidade de estudos ambientais, visto que pode ser considerada como uma área na qual os recursos naturais interagem, sendo fundamental para análise de ciclo hidrológico com o meio físico e biótico. Seu conceito está relacionado a uma área de drenagem delimitada por divisores de água, onde os cursos de água confluem até um exutório.

A bacia hidrográfica também pode ser considerada como a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, conforme a Lei 9.433/1997 (BRASIL, 1997). Por esses aspectos físicos e políticos, atrelado a importância que as bacias têm na representação de todos os processos ocorridos dentro de sua área através de seu exutório, Porto e Porto (2008) mencionam que as saídas da bacia hidrográfica retratam todas as formas de ocupação de seu território e os usos da água. Sendo assim, a bacia hidrográfica é uma unidade fundamental nos estudos ambientais que buscam analisar a complexidade dos efeitos entre a interação de diferentes variáveis.

Segundo Carvalho (2014), o planejamento de bacias hidrográficas é voltado principalmente aos recursos hídricos, não ocorrendo um planejamento ambiental integrado. Para a modificação desta realidade, necessita-se da contínua realização de discussões no âmbito das bacias hidrográficas, apontando-se a importância de diversos fatores na conservação ambiental e de recursos hídricos.

Como ratificação de sua importância, verifica-se que a bacia hidrográfica tem sido utilizada como unidade de estudo em diversos modelos hidrológicos. A modelagem hidrológica pode ser considerada como uma ferramenta matemática para análise do comportamento de uma bacia hidrográfica. Segundo Vema, Sudheer e Chaubey (2017) através da modelagem se consegue representar as interações entre os processos hidrológicos e permite a avaliação dos impactos que ocorrem devido a mudanças de uso e cobertura do solo, mudanças climáticas, entre outros. E podem ser utilizados para tomada de decisões e políticas públicas (ALMEIDA; SERRA, 2017).

Diversos estudos têm sido realizados utilizando-se diferentes modelos como Vema, Sudheer e Chaubey (2017) que propuseram um novo modelo baseado no balanço hídrico; Kim, Kwon e Han (2018) estudaram modelos já conhecidos como HYMOD e IHACRES, Karlsson et al. (2016) avaliaram o impacto das respostas hidrológicas de três diferentes modelos NAM, SWAT e MIKE SHE para cenários de mudanças climáticas e usos da terra; Salvadore, Bronders e Batelaan (2015) realizaram uma revisão acerca de 43 abordagens de modelos para bacias hidrográficas urbanizadas, buscando apontar direcionamentos futuros.

Um modelo mundialmente conhecido e que tem sido amplamente utilizado no Brasil é o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). O modelo foi desenvolvido com o objetivo de prever o impacto das mudanças do uso, cobertura e manejo do solo sobre a água, produção de sedimentos e nutrientes (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2011) em bacias hidrográficas. Devido aos bons resultados encontrados por diferentes autores, esse modelo tem se mostrado aplicável para bacias brasileiras.

Porém, evidencia-se o desafio no uso do SWAT em bacias hidrográficas brasileiras devido a problemática na obtenção de dados observados no Brasil devido a distribuição espacial irregular de estações e elevado índice de falhas. Isto reduz a eficácia da representação das condições naturais pelo modelo e eleva as incertezas nas simulações.

Alguns estudos têm utilizado dados climáticos de reanálise para melhorar a distribuição espacial dos dados ou utilizar séries com ausência de falhas. Mas é fundamental a identificação se as características climáticas dos dados estão bem representadas numa escala espacial e temporal.

E durante a modelagem hidrossedimentológica, além de apenas discutir sobre os problemas ambientais provocados por diferentes cenários de uso e cobertura do solo, mudanças climáticas, entre outros aspectos potencialmente impactantes, é importante que sejam discutidas maneiras de se utilizar os resultados para a sociedade através de planejamento e gestão ambiental participativa. Pois, ainda que os tomadores de decisão tenham poder para estabelecer determinadas normativas, a sociedade tem a capacidade de pulverizar boas práticas quando se sente empoderada sobre determinados aspectos. Dessa maneira, isso mostra a relevância de um trabalho científico que consiga produzir resultados que possam ser discutidos com a sociedade para que estes sejam os atores de mudança e encontrem as melhores soluções para as diferentes localidades.

No estado de Pernambuco, a bacia hidrográfica do rio Goiana corresponde a uma área de interesse econômico devido à elevada atividade agrícola e industrial. Podem ser pontuados alguns usos do solo na bacia como monocultura da cana de açúcar, policultura, pecuária, ocupação urbana e industrial, aquicultura e áreas de vegetação arbórea e arbustiva (CONDEPE/FIDEM, 2005). Neste cenário de desenvolvimento econômico da região, é fundamental o debate acerca de possíveis prejuízos sociais, ambientais e econômicos provocados pela incoerência aos limites de suporte da natureza e a gestão de bacias hidrográficas.

1.1 HIPÓTESE

O presente estudo é orientado pela hipótese de que a modelagem hidrossedimentológica pode ser utilizada como ferramenta para planejamento e gestão de bacias hidrográficas, possibilitando o desenvolvimento de estratégias para a conservação ambiental em bacias hidrográficas. E se sabendo das dificuldades na modelagem hidrossedimentológica com escassez de dados observados e elevado índice de falhas, uma calibração espacializada poderia alcançar resultados satisfatórios para vazão e produção de sedimentos.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho consistiu em analisar estratégias de conservação ambiental para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas através da estimativa de variáveis hidrossedimentológicas para a bacia hidrográfica do rio Goiana em Pernambuco.

Como objetivos específicos tem-se:

- a) Avaliar a qualidade de estimativas hidrológicas a partir da modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Goiana utilizando-se dados climáticos observados e de reanálise.
- b) Estimar a produção de sedimentos na bacia, discutindo estratégias para minimização de processos erosivos.
- c) Avaliar os resultados da modelagem hidrossedimentológica sob distintos cenários alternativos de uso e cobertura do solo, apresentando uma ferramenta para o planejamento e gestão ambiental da bacia hidrográfica.

2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO ESPACIAL DO MODELO SWAT APLICADO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO LITORAL PERNAMBUCANO ATRAVÉS DE DADOS CLIMÁTICOS OBSERVADOS E DE REANÁLISE

2.1 INTRODUÇÃO

Como descrevem Medeiros e Silva (2014) os modelos matemáticos estão em ascensão e têm grande importância em estudos climáticos, tendo os custos de determinação dos resultados inferiores a trabalhos de campo. Apesar das incertezas e dos processos probabilísticos, os modelos hidrológicos se constituem de uma metodologia capaz de avaliar os processos a nível de bacia hidrográfica, realizando-se projeções de condições futuras (PRASKIEVICZ; CHANG, 2009). Esses são utilizados para previsão de cheias e inundações, gestão dos recursos hídricos, avaliação da qualidade de água, erosão, sedimentação, uso e ocupação do solo, mudanças climáticas, circulação de nutrientes e pesticidas, entre outros (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015). Para Engel et al. (2007) um modelo se refere a uma ferramenta que pode ser usada para analisar uma determinada hipótese, não sendo a própria hipótese em si. Assim, sua utilização é fundamental para testar e avaliar mudanças a partir de análises espaço-temporais devido a distribuição espacial e temporal dos fenômenos hidrológicos (BLAINSK; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017; PONTES et al., 2016).

Em relação a variação espacial dos processos simulados dentro de um modelo hidrológico, existem os modelos concentrados e os distribuídos. Para estudos que buscam analisar variáveis de maneira espacial e temporal, os modelos distribuídos têm sido amplamente aplicados. Ainda que se reconheçam problemáticas referentes a distribuição e confiabilidade de dados físicos e climáticos no Brasil, alguns estudos necessitam de modelos distribuídos para uma avaliação mais completa e especializada em bacias hidrográficas.

Diversos modelos têm sido desenvolvidos ao longo do tempo e discutidos em múltiplas pesquisas, como o *SWAT Model (Soil and Water Assessment Tool)*, *MIKE SHE model (Systeme Hydrologique European)*, *HBV model (Hydrologiska Byrans Vattenavdelning model)*, *TOPMODEL*, *VIC model (Variable Infiltration Capacity model)*, *BASINS (Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources)* (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015; PRASKIEVICZ; CHANG, 2009). Um modelo que está sendo bastante difundido no Brasil é o SWAT (ARNOLD et al., 1998) que pode ser caracterizado como um modelo hidrológico semi-distribuído que realiza operações diárias, capaz de prever vazão, escoamento superficial, produção de sedimentos, qualidade das águas a partir de modificações

no uso e ocupação do solo de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 2012a; GASSMAN et al., 2007).

De acordo com Veith et al. (2010), visto que as simulações dos modelos hidrológicos apresentam resultados com variação em relação aos dados observados, verifica-se a necessidade da realização da calibração desses modelos. Vários trabalhos foram desenvolvidos apresentando a aplicabilidade do modelo SWAT, que com o uso da calibração manual ou automática pode alcançar modelagens bastante satisfatórias como mostram alguns trabalhos recentes (BRESSIANI et al., 2015; FUKUNAGA et al., 2015; LELIS et al., 2012; PEREIRA et al., 2014a; 2016; SANTOS et al., 2014; 2015).

A análise de sensibilidade vem sendo realizada como etapa anterior a calibração, visando encontrar os parâmetros que forneçam as melhores respostas (FEYEREISEN et al., 2007; LELIS et al., 2012). Esses parâmetros são ajustados tendo-se uma compreensão das características da bacia hidrográfica e dos processos envolvidos, analisando-se valores reais de medições em campo e outras fontes de informação (BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2016; DAGGUPATI et al., 2015a). Para Sarrazin et al. (2016) a análise de sensibilidade caracteriza o impacto da modificação dos dados de entrada nos dados de saída. Segundo Nossent e Bauwens (2012) e Engel et al. (2007) esta análise permite verificar a influência de certos parâmetros, identificando-se quais são mais importantes na modelagem. Nossent et al. (2011) ainda destacam a importância da análise na verificação de efeitos de interação entre os parâmetros.

Na maioria dos trabalhos brasileiros verifica-se que a estratégia de análise de sensibilidade, calibração e validação utilizada faz uso de apenas um exutório, como mencionado nos trabalhos de Andrade, Mello e Beskow (2013), Brighenti, Bonuma e Chaffe (2016), Franco e Bonumá (2017) e Pereira et al. (2014a; 2014b), Rodrigues et al. (2015). Entretanto, verificam-se pesquisas que trabalham de maneira espacializada como o de Bressiani et al. (2015), Eduardo et al. (2016), Lelis et al. (2012) e Piniewski e Okruszko (2011). A calibração através de um exutório, como indica Daggupati et al. (2015a) pode ser bem aplicada para bacias hidrográficas pequenas com características uniformes, mas para bacias maiores os resultados resultarão em valores médios da bacia que podem ser superestimados ou subestimados em vários pontos, sendo indicada a calibração espacial.

Os resultados da calibração ainda devem ser analisados com cautela pois como aponta Abbaspour (2005) existem muitas soluções durante o processo de calibração e o usuário deve analisar qual se adequa as condições da área de estudo; ou seja, o ajuste dos parâmetros não deve se basear apenas nas estatísticas alcançadas, mas na adequabilidade destes às características locais.

No contexto de dados climáticos observados brasileiros, verifica-se a presença de falhas, dessa maneira, buscam-se alternativas para estudar os processos hidrológicos. Problemáticas referentes aos dados de entrada foram registradas no trabalho de Bressiani et al. (2015) e Dile e Srinivasan (2014), em que os autores utilizaram dados climáticos globais de reanálise a fim de comparar com a eficiência no uso de dados observados locais que apresentaram falhas. Assim, apresentando-se como uma opção para bacias hidrográficas cujas estações estejam mal distribuídas ou com problemas relativos a informações.

Dessa maneira, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade de estimativas hidrológicas a partir da modelagem hidrológica da bacia do rio Goiana utilizando-se dados climáticos observados e de reanálise.

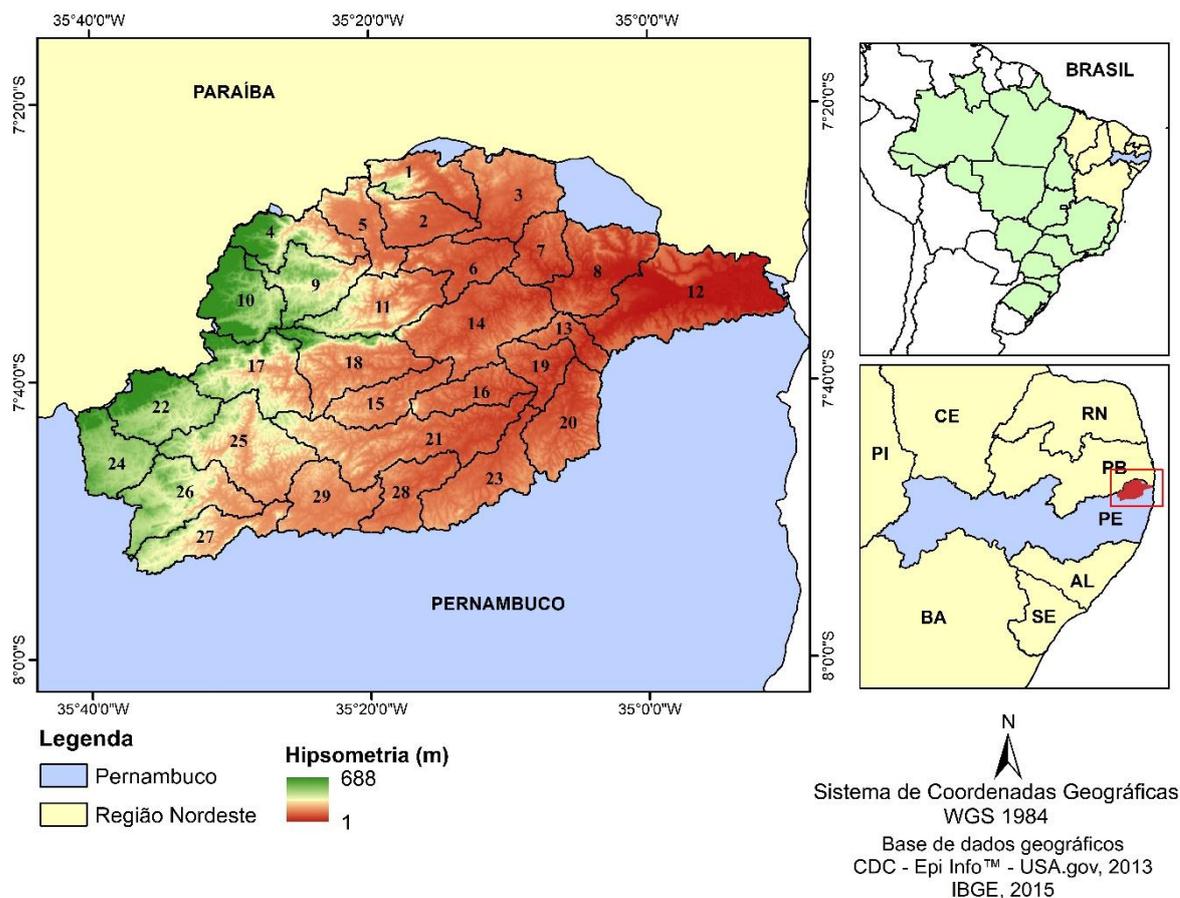
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Goiana possui uma área de 2.847,53 km², localizada entre a latitude 07°22'20'' e 07°54'47''sul e longitude entre 34° 49'06'' e 35°41'43'' oeste, no estado de Pernambuco (Figura 1), contempla 26 municípios da Zona da Mata Norte, Agreste Setentrional e Região Metropolitana do Recife e foi subdividida em 29 sub-bacias para as análises deste trabalho.

A elevação da bacia inicia-se no nível do mar e atinge 688m em seu maior pico nas proximidades com o estado da Paraíba. Fora do Litoral Norte, a maior parte da bacia hidrográfica é localizada em terrenos do Embasamento Cristalino, dependendo da pluviosidade para o abastecimento de sua rede hidrográfica (CPRH, 2003).

Figura 1 - Localização da bacia do rio Goiana - PE no Nordeste brasileiro

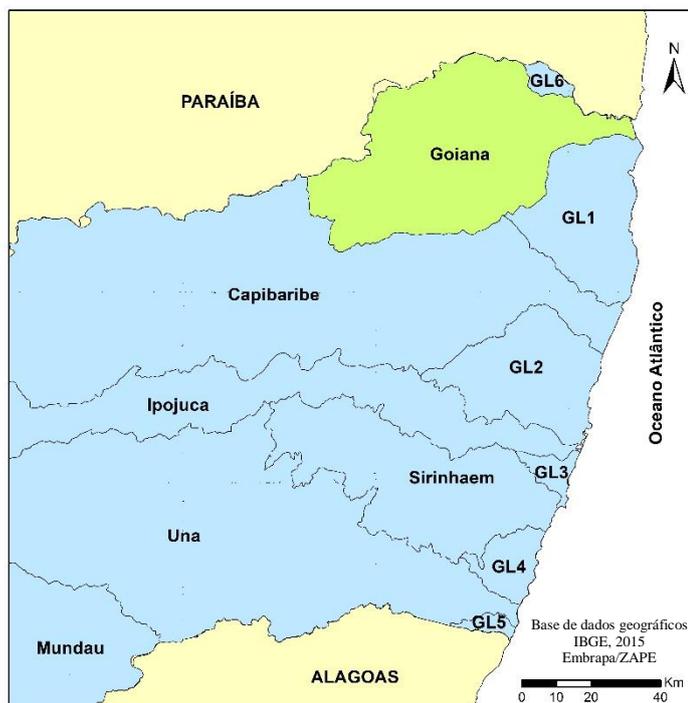


A bacia hidrográfica do rio Goiana possui limites ao norte com o estado da Paraíba e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 6 (GL6), na parte sul possui limites com a bacia do rio Capibaribe e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 1 (GL1), na parte leste com o Oceano Atlântico e a oeste também com o estado da Paraíba (APAC, 2016) (Figura 2).

O rio Goiana é formado pela confluência de dois outros rios: Rio Capibaribe Mirim e Tracunhaém. Este rio percorre 18km de extensão para então desaguar no oceano Atlântico. O rio Tracunhaém tem sua nascente no município de Orobó e possui 126,3km de extensão. O rio Capibaribe Mirim, apesar de ter uma extensão inferior de 93,7km, é considerado mais importante por drenar a maior parte da bacia do rio Goiana (CPRM, 2011).

Com relação a climatologia, Santos (2010) aponta 3 áreas com tipologias climáticas distintas, sendo: i) úmido subúmido a região do litoral e na encosta do planalto da Borborema com total anual pluviométrico variando de 1150 a 2350 mm, ii) seco subúmido na área central da bacia e com precipitação anual de 1000 a 1150 mm e iii) semiárido na região sudoeste da bacia cujo total anual pluviométrico é inferior as demais regiões apresentando variação de 850 a 1150mm.

Figura 2 - Limites da bacia hidrográfica do Goiana - PE com outras bacias, estado da Paraíba e Oceano Atlântico.



Como principais usos da água na região, tem-se a exploração da carcinicultura e pesca, consumo humano, abastecimento público e industrial, consumo animal, turismo, recreação e lazer. E os principais fatores impactantes aos recursos hídricos podem ser pontuados como descarga de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais, retirada de areia do leito dos rios, construção de edificações nas proximidades dos cursos de água, captação de água do leito dos rios não regulamentada, desmatamento das matas ciliares e nascentes dos rios e lançamento de lixo diretamente no rio por parte da população (CONDEPE/FIDEM, 2005).

2.2.2 Dados utilizados

2.2.2.1 Caracterização dos solos

O mapeamento dos solos da região foi realizado através do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE) da Embrapa, com uma escala de 1:100.000. A classificação dos solos seguiu o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS; EMBRAPA, 2013).

O levantamento das características físicas e químicas das camadas dos solos foi realizado através do Sistema de informação de solos brasileiros (SiSolos) (<https://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) como profundidade, textura e carbono orgânico.

Os parâmetros densidade do solo, capacidade de água disponível e condutividade hidráulica foram estimados a partir de funções de pedotransferência¹ e o cálculo realizado a partir de planilha em Excel elaborada por Saxton e Rawls (2006). A classificação hidrológica dos solos foi feita através do trabalho de Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).

A caracterização da primeira camada de cada tipo de solo, está detalhada através da Tabela 1. Essas informações são fundamentais para o estudo do comportamento da água no solo, ocorrência de infiltração da água, percolação e escoamento superficial. Em relação aos tipos de solo identificados pelo ZAPE, observa-se que há uma predominância do Argissolo Vermelho com 39,01% de toda a área da bacia. Este solo apresentou valor superior em relação à capacidade de água disponível. Para a obtenção de dados mais precisos indica-se a realização de coletas de campo.

Tabela 1 - Informações sobre a primeira camada dos solos trabalhados no SWAT

Solo	Área (%)	Textura	Densidade do solo (Kg/dm ³)	Capacidade de água disponível (mmH ₂ O/mmsolo)	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)
PA	11,12	Areia franca	1,2792	0,0803	68,7800
PVA	19,13	Franco arenosa	1,3041	0,0980	46,2954
T	19,73	Franco argilo arenoso	1,3806	0,1149	45,9918
S	0,33	Franco arenoso	1,3362	0,1204	78,5682
RL	2,90	Franco argilo arenoso	1,4749	0,1185	41,3527
PV	39,01	Franco argilo arenoso	1,3029	0,1316	84,1901
LA	2,38	Franco argilo arenoso	1,1687	0,1200	32,3916
WATR	0,81	-	-	-	-
E	0,86	Areia	1,1242	0,0658	141,7506
RQ	0,58	Areia	1,3694	0,0442	138,5304
G	3,16	Franco arenoso	1,1643	0,1221	91,2675

PA: Argissolo amarelo; PVA: Argissolo vermelho amarelo; T: Luvisolo; S: Planossolo; RL: Neossolo litólico; PV: Argissolo vermelho; LA: Latossolo amarelo; WATR: Corpos hídricos; E: Espodossolo; RQ: Neossolo Quartzarênico; G: Gleissolo.

2.2.2.2 *Uso e cobertura do solo*

O mapa de uso e cobertura do solo foi obtido a partir do Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica brasileira (Probio) coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). Este mapeamento foi elaborado numa escala de 1:250.000, tendo como base de mapeamento o ano de 2002, utilizando-se cenas de 1999 a 2005, concentrando-se a maior parte das imagens do ano de 2001-2003 e utilizando-se cenas a partir do sensor ETM+ do Landsat 7, SPOT4 e CCD/CBERS (IESB, 2007).

A partir das classes de uso e cobertura do mapa do Probio foi realizado uma análise das classes disponibilizadas pelo SWAT visando atribuir novas categorias (Tabela 2). Este

¹ Equações para estimativas de parâmetros do solo através de características conhecidas.

procedimento foi realizado observando-se as características das áreas, de modo que o SWAT ainda não possui uma classificação detalhada para regiões tropicais.

Devido a classificação da categoria agricultura não ser detalhada, maiores informações foram adquiridas através do IBGE cidades (<http://cidades.ibge.gov.br>) onde verificou-se como principais culturas nesses municípios a cana de açúcar e banana, além de uma elevada concentração do coco-da-baia no município de Goiana. Estas informações foram inseridas no modelo para obtenção de uma classificação do uso e cobertura mais adequada as condições reais da bacia hidrográfica.

Tabela 2 - Reclassificação do uso e cobertura do solo de acordo com as classes do SWAT

Uso do solo	Uso do solo reclassificado	Área (%)
Floresta ombrófila aberta das terras baixas, Floresta ombrófila aberta submontana, Floresta ombrófila densa das terras baixas, Floresta ombrófila densa submontana	FRSE	3,48
Agricultura	AGRL	3,94*
Agropecuária e Savana	PAST	86,22**
Corpos d'água	WATR	0,10
Áreas antrópicas indiscriminadas	URML	0,21
Floresta estacional semidecidual das terras baixas e Floresta estacional semidecidual submontana	FRSD	4,36
Formação pioneira com influência fluvial e/ou lacustre, Formação pioneira com influência fluviomarinha e Formação pioneira com influência marinha.	WETL	1,68

*85% AGRR (Cana de açúcar) e 15% COCO (Côco); **38% PAST, 9% BANA(Banana) e 53% SUGC (Cana de açúcar). FRSE: Floresta perenifólia; AGRL: Agricultura; PAST: Pastagem; FRSD: Floresta decídua; WETL: Áreas úmidas; URML: Área urbana – média a baixa densidade; WATR: Corpos hídricos..

2.2.2.3 Modelo de Elevação digital

O modelo de elevação digital do terreno foi obtido através do monitoramento por satélite da Embrapa (www.cnpm.embrapa.br) que disponibiliza imagens do *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) com resolução de 90m para todo o Brasil.

A classificação da declividade do terreno foi realizada a partir da Embrapa (1979), sendo considerados os seguintes intervalos: 0-3% plano, 3-8% suave ondulado, 8-20% ondulado, 20-45% forte ondulado e maior que 45% montanhoso a forte montanhoso. A declividade da região

é predominantemente ondulada, com uma área que corresponde a 41,07% de toda a bacia (Tabela 3)

Tabela 3 - Declividade do terreno na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE

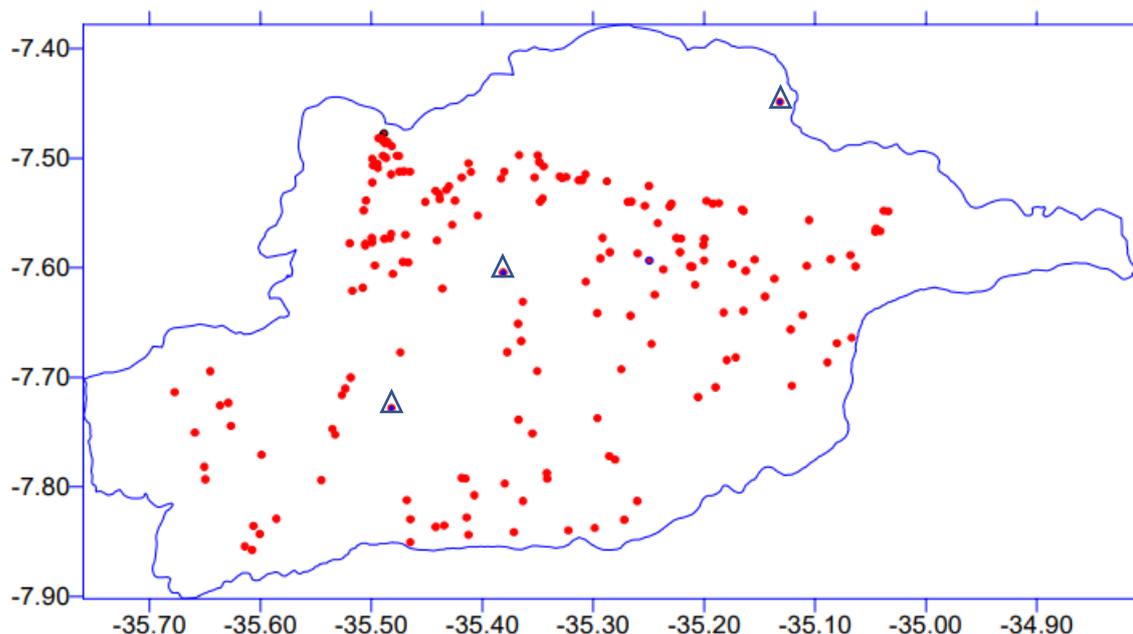
Declividade (%)	Área (%)
0-3	14,73
3-8	31,21
8-20	41,07
20-45	0,27

2.2.2.4 *Dados de reservatórios*

Apesar da regularidade de chuvas em grande parte da bacia, segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco (PERH-PE) (PERNAMBUCO, 1998) a bacia hidrográfica do rio Goiana conta com uma elevada quantidade de açudes, totalizando 181 unidades durante o levantamento (Figura 3), o que representa um volume da ordem de 8,81 milhões de m³.

A maior parte dos açudes, 177 unidades, possui capacidade inferior a 500.000 m³ cujo uso se dá prioritariamente para abastecimento urbano ou rural. Dessa forma, para este estudo foram selecionados os reservatórios de volume superior a 500.000 m³ cujos dados foram obtidos a partir da ficha técnica de reservatórios da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC; <http://www.apac.pe.gov.br/monitoramento>). Segundo a APAC foram identificadas 4 unidades distintas e esses dados foram utilizados em virtude da atualização das informações.

Figura 3 - Distribuição de reservatórios com capacidade inferior a 500.000 m³ e entre 500.000 m³ e 1.000.000 m³ na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE



Fonte: Pernambuco (1998)

*Capacidade abaixo dos 500.000 m³(Círculos vermelhos); Capacidade entre 500.000 e 1.000.000 m³.(Triângulos azuis).

O mês e o ano de funcionamento inicial dos açudes foram obtidos a partir da primeira informação disponibilizada de volume. Já os dados de volume na superfície de emergência e volume na superfície do vertedouro principal foram identificados a partir dos volumes indicados nas cotas de sangradouro e descarga. Dentre os principais usos desses açudes estão o abastecimento (Palmeirinha) e a irrigação (Guararema e Siriji), além de outros usos (Tiúma). Os dados de entrada utilizados para o SWAT estão detalhados na Tabela 4.

Tabela 4 - Informações dos reservatórios da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE com capacidade superior a 500.000m³

Nome	RES_SUB	MORES	IYRES	RES_ESA (ha)	RES_EVOL (10 ⁴ m ³)	RES_PSA (ha)	RES_PVOL (10 ⁴ m ³)
Tiúma	4	-	-	131,4464	610,9159	53,9339	160,14193
Guararema	3	Dezembro	2002	227,215	1776,209	76,199	280,872
Siriji	18	Março	2005	381	1726	138,8	279,2
Palmeirinha	25	Abril	2000	49	650	31	257,5

RES_SUB: Sub-bacia do reservatório; MORE: Mês de início de funcionamento; IYRES: Ano de início de funcionamento; RES_ESA: Área da superfície de água na cota de emergência; RES_EVOL: Volume de água na cota de emergência; RES_PSA: Área da superfície na cota de descarga principal; RES_PVOL: Volume de água na cota de descarga principal.

2.2.2.5 Dados Climáticos

Como entrada de dados climáticos foram utilizadas 3 (três) estações climatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o Gerador Climático (WGN) (Tabela 5). Foram utilizados dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento, correspondendo ao período de 1961 a 2014.

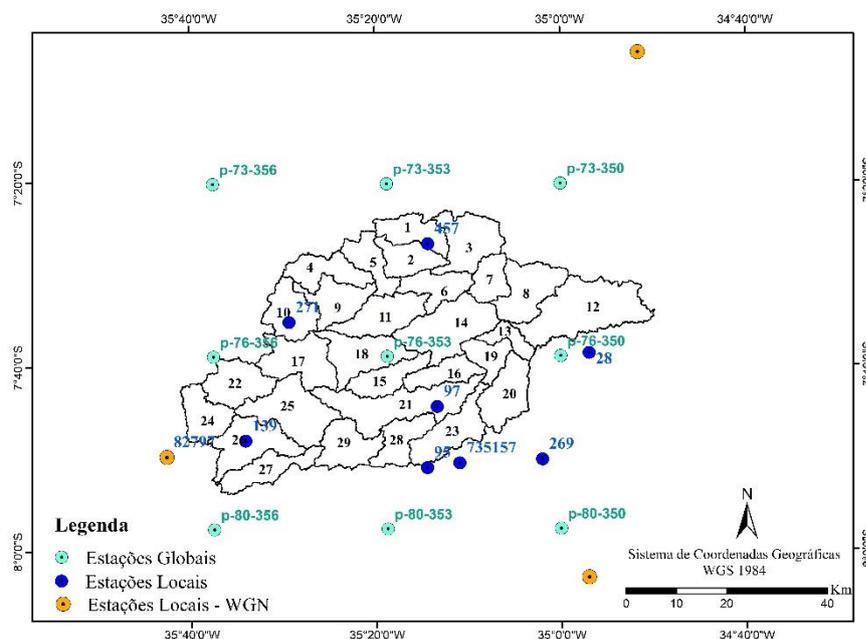
Estas estações situadas fora da área da bacia foram utilizadas devido à ausência de estações com dados climáticos completos dentro da área de estudo.

Tabela 5 - Estações utilizadas para o Gerador Climático a partir de estações do INMET

Código	Nome	Latitude	Longitude
82797	Surubim	-7,83	-35,71
82900	Recife	-8,05	-34,95
82798	João Pessoa	-7,1	-34,86

Para dados de precipitação, utilizou-se estações pluviométricas com dados diários obtidas a partir do INMET, Agência Nacional das Águas (ANA) e Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). Analisando-se a série de dados, selecionou-se 9 (nove) estações, sendo estas denominadas de estações locais e a distribuição destas não foi homogênea (Figura 4) devido à dificuldade de selecionar estações com baixo percentual de falhas.

Figura 4 - Distribuição das estações pluviométricas (dados locais), estações locais utilizadas no WGN e estações climáticas CFSR (dados globais) na região da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE

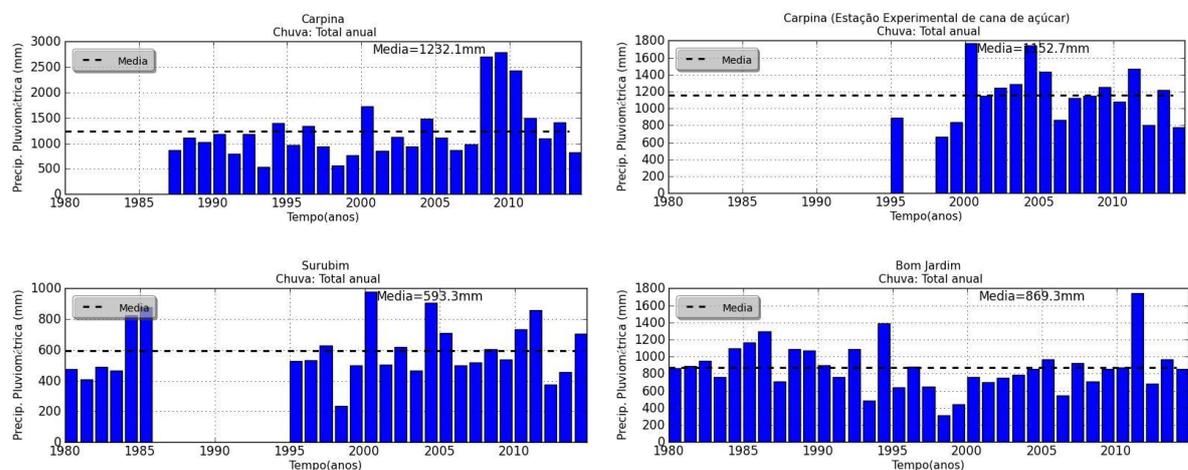


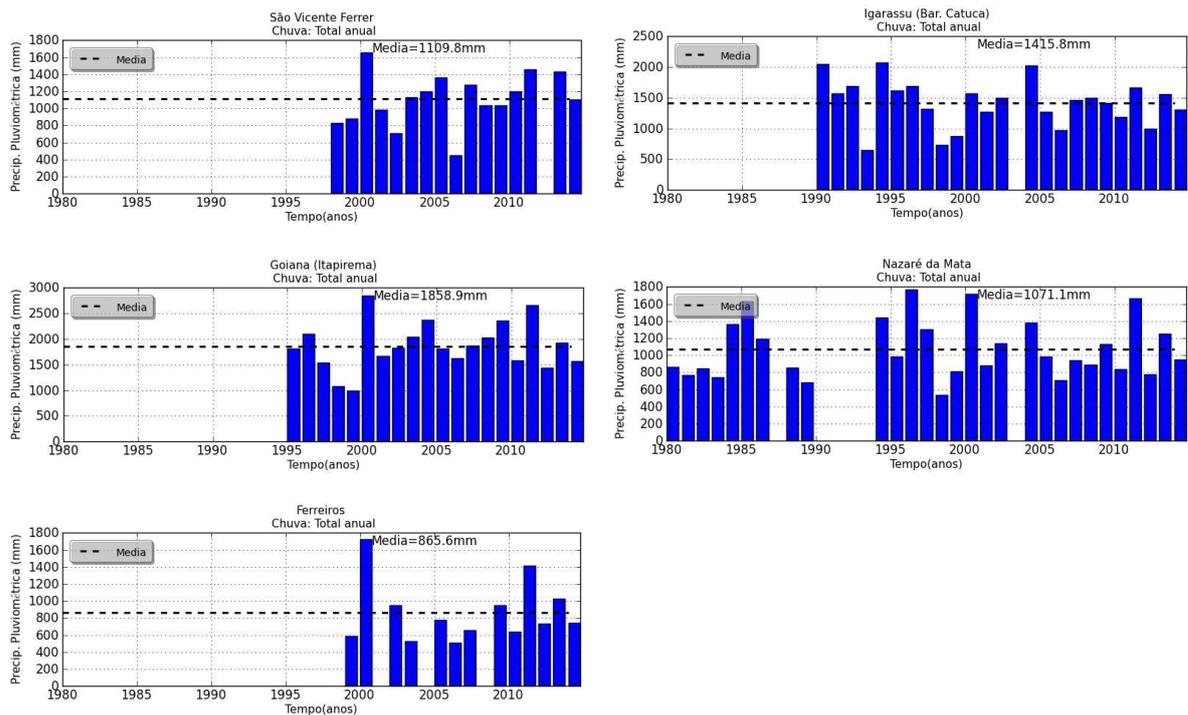
A série de precipitação utilizada no modelo corresponde ao período de 1980 a 2014 (Figura 5), com a presença de anos com pluviosidade acima e abaixo da média, porém com expressiva falta de dados para diferentes estações. A série de dados de precipitação foi analisada a partir do aplicativo de análises de dados climáticos – ClimAp Versão 1.1 (SALVADOR, 2014). Os dados são mais consistentes a partir da década de 1990 e dessa forma para a simulação hidrológica foi utilizado o período com menor incidência de falhas (1999-2009), cujo percentual de falhas variou de 0 a 14,19% (Tabela 6). A escolha do período também ocorreu em virtude da disponibilidade de dados observados de vazão.

Tabela 6 - Estações pluviométricas (dados locais) utilizadas para modelagem hidrológica

Código	Nome	Latitude	Longitude	Altitude	Falhas 1980 a 2014 (%)	Média da precipitação total anual de 1980 a 2014 (mm)	Falhas 1999 a 2009 (%)	Média da precipitação total anual de 1999 a 2009 (mm)
735157	Carpina	-7,8428	-35,1825	102	12,46	1232,1	0,00	1456,24
95	Carpina (est. exp. de Cana-de-açúcar)	-7,8511	-35,2408	183	29,33	1152,7	0,15	1300,37
82797	Surubim	-7,83	-35,71	418	15,58	593,3	0,17	621,66
139	Bom Jardim	-7,8017	-35,5678	340	0,10	869,3	0,32	784,82
271	São Vicente Ferrer	-7,5875	-35,4889	427	33,59	1109,8	0,37	1084,79
269	Igarassu (Bar.catuca)	-7,8364	-35,0336	50	19,89	1415,8	4,80	1347,98
28	Goiana (Itapirema)	-7,6442	-34,9489	87	29,28	1858,9	6,82	2045,75
97	Nazaré da mata	-7,7408	-35,2228	82	7,19	1071,1	7,07	1008,58
457	Ferreiros	-7,4461	-35,2386	93	38,26	865,6	14,19	676,42

Figura 5 - Total pluviométrico anual (1980-2014) das estações pluviométricas utilizadas





Sabendo que a distribuição e disponibilidade de dados é muito importante para a modelagem hidrológica (EL-SADEK et al., 2011) e verificando que os dados disponíveis de precipitação na bacia hidrográfica do rio Goiana não se encontram satisfatoriamente distribuídos, foram utilizados dados climáticos de reanálise.

Os dados de reanálise foram obtidos através do *Global Weather Data for SWAT* (<http://globalweather.tamu.edu/>) disponibilizado pela Universidade Texas A&M a fim de comparar os resultados com as estações locais descritas anteriormente, visto que alguns trabalhos demonstraram a aplicabilidade desses dados (BRESSIANI et al., 2015; DILE; SRINIVASAN, 2014; FUKA et al., 2014).

Os dados CFSR (*Climate Forecast System Reanalysis*) disponibilizados são diários e sem falhas para o período de 1979 a 2014, possuindo uma resolução de 38km (0,3125°) e cobertura global. Devido a possuir cobertura global, estes foram denominados de dados globais, conforme a literatura.

Estes dados contêm informações de precipitação, temperatura máxima e mínima, umidade, radiação solar e velocidade do vento que são adequadas para o período simulado com os dados convencionais. Foram utilizadas 09 (nove) estações que correspondem a um box de latitude -8,4669 a -7,0464 e longitude -35,777 a -34,585 (Tabela 7) (Figura 4).

Tabela 7 - Estações climáticas CFSR para simulação hidrológica no período de 1999 a 2009

Estação	Latitude	Longitude	Média da precipitação total anual de 1999 a 2009 (mm)
p-80-356	-7,96184	-35,625	879,43
p-76-356	-7,64961	-35,625	719,33
p-73-356	-7,33738	-35,625	898,61
p-80-353	-7,96184	-35,3125	1574,61
p-76-353	-7,64961	-35,3125	1158,81
p-73-353	-7,33738	-35,3125	1246,09
p-80-350	-7,96184	-35	2330,54
p-76-350	-7,64961	-35	1565,74
p-73-350	-7,33738	-35	1640,27

2.2.2.6 Dados fluviométricos

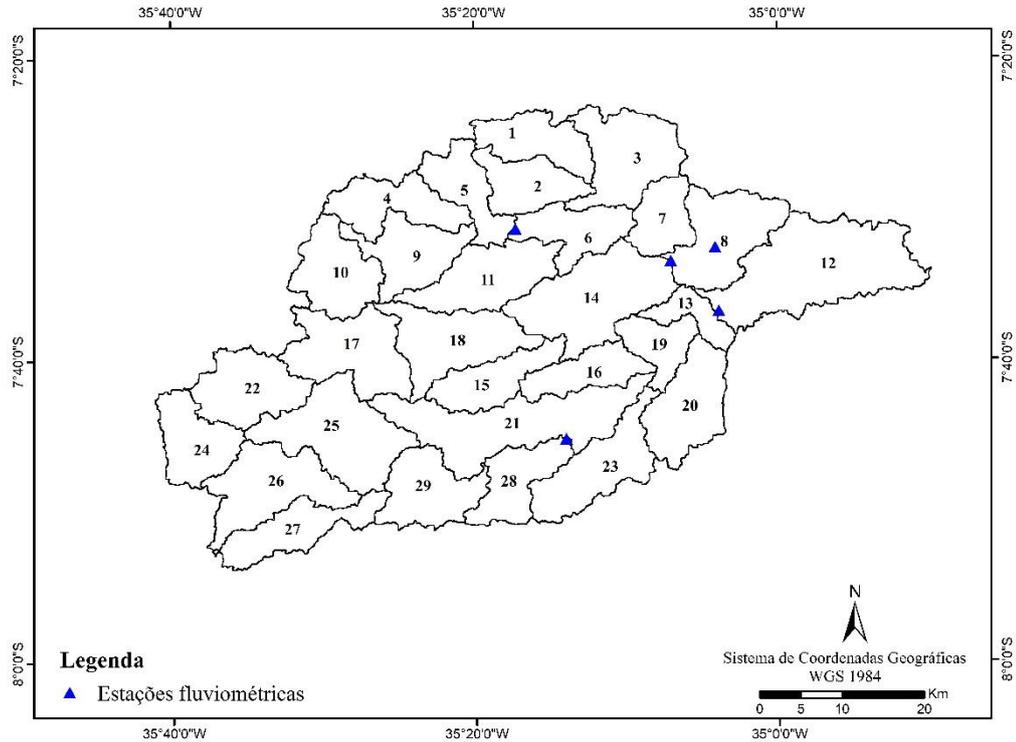
Os dados de vazão foram obtidos a partir de 05 (cinco) estações fluviométricas (Figura 6) através do Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional das Águas (ANA).

O período disponível de dados para cada uma das estações é variável (Tabela 8), assim a partir do período em que há incidência menor de falhas na precipitação foram realizadas análises entre dados observados e simulados. Verifica-se que as estações Engenho Volta e Caricé não possuem dados para todo o período trabalhado na simulação.

Tabela 8 - Estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE e sub-bacias em que estão localizadas.

Nome	Latitude	Longitude	Período de dados disponíveis
Nazaré da Mata	-7,75417	-35,23306	1973 - 2014
Engenho Itapissirica	-7,61306	-35,06472	1967 - 2014
Engenho Retiro	-7,55778	-35,1175	1977 - 2014
Engenho Volta	-7,52194	-35,28833	2002 - 2014
Caricé	-7,54278	-35,06861	1999 - 2014

Figura 6 - Estações fluviométricas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE



2.2.3 Modelo SWAT

O modelo foi desenvolvido pela *USDA Agricultural Research* em parceria com a Universidade Texas A&M e possui componentes em hidrologia, informações climáticas, sedimentação, caracterização dos solos, crescimento de culturas, detalhamento de nutrientes e pesticidas, assim como manejo de culturas agrícolas (ARNOLD et al., 2010). O modelo SWAT ainda possui duas divisões nas simulações hidrológicas, consistindo-se a primeira fase no ciclo hidrológico e a segunda como a fase do encaminhamento da água (SARRAZIN et al., 2016)

O nível de discretização adotado pelo modelo se refere as Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Units - HRU*) como apontam Arnold et al. (2010). Estas se referem a áreas homogêneas em relação ao tipo de solo, uso e cobertura, topografia e manejo e não são identificadas espacialmente (GASSMAN et al., 2007).

As diferentes variáveis que o modelo é capaz de estimar, assim como a caracterização dos parâmetros e equações utilizadas para o funcionamento do modelo são descritas na documentação teórica disponibilizada *online* (<https://swat.tamu.edu/documentation/>) (NEITSCH et al., 2011). O modelo é baseado na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - W_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}) \quad (1)$$

Onde SW_t se refere ao conteúdo final de água no solo (mm H₂O), SW_0 é o conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm H₂O), t é o tempo em dias, R_{day} o quantitativo de precipitação no dia i (mm H₂O), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H₂O), E_a é a evapotranspiração no dia i (mm H₂O), W_{seep} é a percolação no dia i (mm), e Q_{gw} é o quantitativo do fluxo de retorno no dia i (mm H₂O).

Dentre os métodos disponibilizados para estimativa da evapotranspiração potencial no modelo (NEITSCH et al., 2011), selecionou-se Penman-Monteith, e para prever o escoamento superficial da chuva para diferentes tipos de solo e cobertura da terra, o modelo utiliza o método da equação da curva número (CN; ARNOLD et al., 1998) em função da umidade solo. Para este trabalho foi utilizado o SWAT versão 2012 (revisão 658) com a interface do ArcGIS 10.2.2 (ArcSWAT)

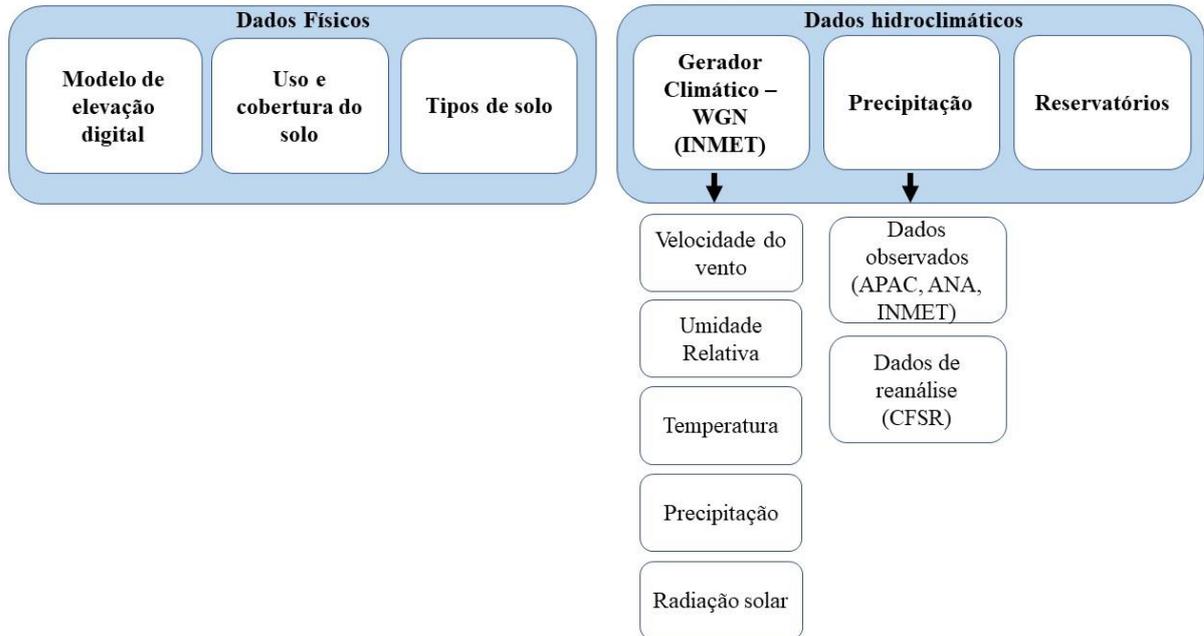
2.2.4 Dados de entrada e configuração do modelo SWAT

A bacia hidrográfica do rio Goiana foi delineada utilizando-se o SWAT, a partir do modelo de elevação digital do terreno e do posicionamento de exutórios para delimitação das sub-bacias. Assim, obteve-se 29 sub-bacias cujas áreas variam de 36,94 a 218,07 km² com média de 98,85 km².

As áreas das sub-bacias variam de 1,30 a 7,66%, com média de 3,47% da área total de drenagem. O delineamento foi realizado buscando-se uma melhor distribuição das sub-bacias, além da inserção de exutórios correspondentes aos pontos de medição fluviométrica como nas sub-bacias 28, 13, 14, 5 e 8. Além de atentar para as conclusões de Jha et al. (2004), que explicam que para análise de vazão a distribuição e tamanho das sub-bacias não tem forte influência, contudo para sedimentos os autores encontraram uma média de 3% do total da área da bacia é indicado.

O modelo SWAT requer dados físicos e climáticos para realização de simulações hidrossedimentológicas e as informações utilizadas estão descritas na Figura 7. Os dados físicos são requeridos para delimitação da bacia hidrográfica e definição das HRUs e os dados climáticos para simulação dos processos hidrológicos. Informações adicionais como dados de reservatórios permitem um ajuste nas simulações.

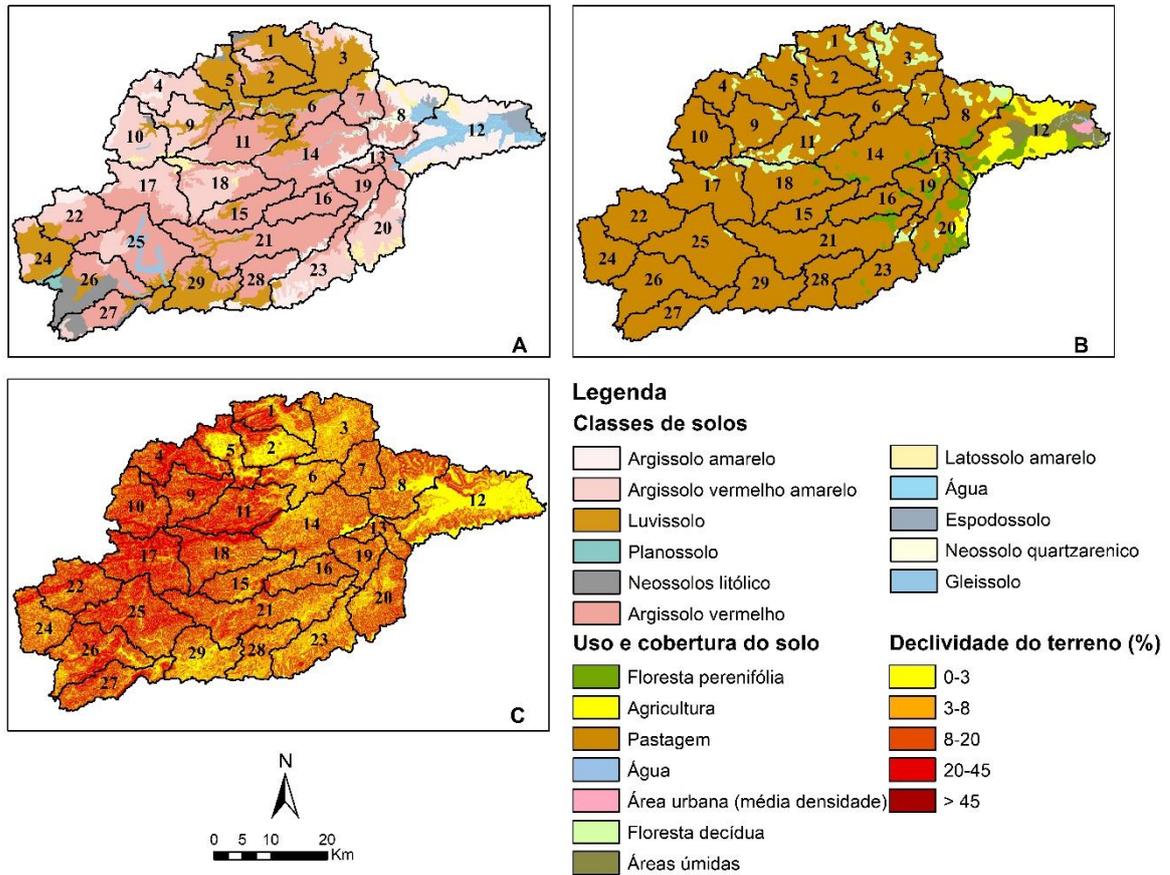
Figura 7 - Dados utilizados no modelo SWAT aplicado a bacia hidrográfica do rio Goiana-PE



Em relação aos dados físicos, tipos de solos (Figura 8A), uso e cobertura (Figura 8B), modelo de elevação digital (DEM) (Figura 8C), a resolução e qualidade tem importância na predição de vazão e sedimentos, sendo o DEM a entrada mais sensível (COTTER et al., 2003).

Devido a imprecisão dos dados usados com relação a solos, uso e cobertura e declividade, foi utilizado nesse estudo a exclusão de classes com área inferior a 10% dentro de cada HRU de maneira a reduzir as incertezas relativas a esses dados de entrada. Assim, o número obtido foi de 451 HRUs e a classificação final e a área percentual do solo, uso e cobertura e declividade está descrita conforme a Tabela 9.

Figura 8 - Mapas de classes de solos (A), uso e cobertura do solo* (B) e declividade do terreno (C) da bacia do rio Goiana-PE.



*Baseado nas classes do SWAT

Tabela 9 - Distribuição final das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU) da bacia do rio Goiana-PE

Uso e cobertura do solo	Área (%)	Tipos de solos	Área (%)	Declividade	Área (%)
FRSE	2,91	PA	10,70	0-3	11,90
AGRL	55,26	PVA	19,08	3-8	33,38
PAST	36,50	T	19,60	8-20	43,82
FRSD	3,24	RL	2,67	20-45	10,90
WETL	2,10	PV	42,69		
		LA	1,17		
		WATR	0,26		
		E	0,36		
		RQ	0,56		
		G	2,91		

FRSE: Floresta perenifólia; AGRL: Agricultura; PAST: Pastagem; FRSD: Floresta decídua; WETL: Áreas úmidas; PA: Argissolo amarelo; PVA: Argissolo vermelho - amarelo; T: Luvissole; RL: Neossolo Litóico; PV: Argissolo vermelho; LA: Latossolo Amarelo; E: Espodossolo; RQ: Neossolo Quartzarenico; G: Gleissolo; WATR: Água.

Além desses dados, inseriu-se as informações referente aos reservatórios da bacia e dados climáticos (precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento) correspondentes ao WGN gerado a partir das estações do INMET.

Para verificar a qualidade das estimativas hidrológicas em relação a utilização de dados observados de precipitação (ANA, APAC e INMET) ou a combinação destes com dados de reanálise (CFSR), foram inseridos dados advindos de estações de precipitação ou a combinação com dados de reanálise, referentes ao período de 1979 a 2014.

Apesar dos dados de entrada de precipitação utilizados corresponderem ao período de 1980 a 2014, a simulação foi realizada para o período de 1999 a 2009, devido ao menor índice de falhas. Utilizou-se 3 (três) anos para aquecimento do modelo (1996 a 1998). Este período de aquecimento é importante para o alcance do equilíbrio dinâmico na modelagem (DAGGUPATI et al., 2015b).

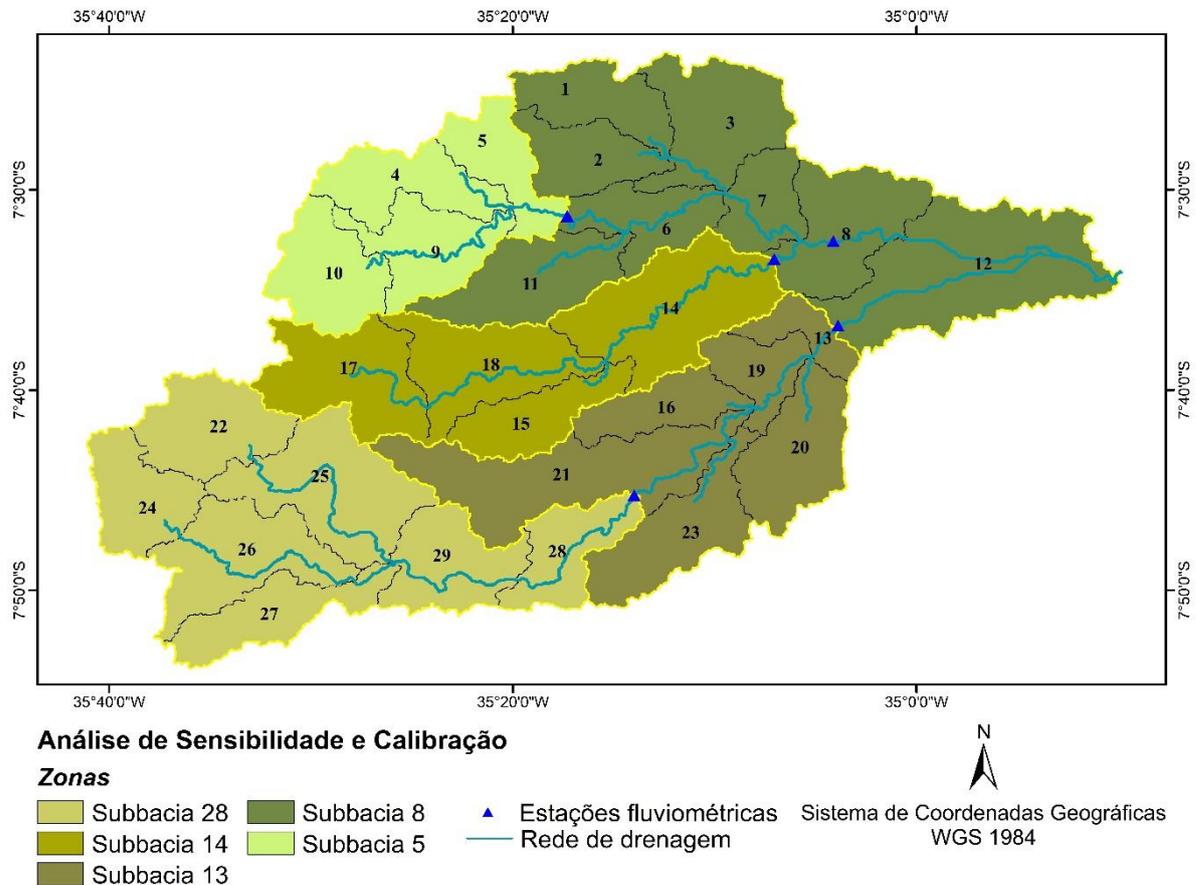
A simulação foi configurada para obtenção de resultados mensais, pois para aplicações em relação a produção de sedimentos o intervalo mensal permite maiores discussões e reduz erros em relação a estimativas diárias.

2.2.5 Análise de sensibilidade e calibração do modelo

A análise de sensibilidade foi realizada nas sub-bacias 28, 13,14, 5 e 8 (Figura 9), delimitando assim 5 zonas na bacia do rio Goiana. Essas áreas foram estabelecidas a partir das estações fluviométricas situadas dentro da bacia.

Utilizou-se o software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) para identificar os parâmetros mais sensíveis, passíveis a ajustes para maior coerência em relação aos dados observados e simulados de vazão, e realização da posterior calibração. O SWAT-CUP possui uma interface que foi desenvolvida para o SWAT e é capaz de realizar análise de sensibilidade, incertezas e calibração (ABBASPOUR, 2015).

Figura 9 - Zonas utilizadas para análise de sensibilidade e calibração espacial.



Existem cinco distintos métodos de calibração no SWAT-CUP, sendo estes: SUFI-2, PSO, GLUE, ParaSol e MSMC. Selecionou-se neste trabalho o método SUFI-2 (*Sequential Uncertainty Fitting*), devido aos bons resultados encontrados (DAGUPPATI et al., 2015a; FRANCO; BONUMÁ, 2017; PONTES et al., 2016) e sua aplicabilidade em diversas regiões do Brasil. Esse faz uma análise de incerteza e pode trabalhar com uma grande quantidade de parâmetros (ABBASPOUR, 2005). A predição de 95% da incerteza (95PPU) é calculada para cada variável simulada (SCHUOL; ABBASPOUR, 2006).

A análise de sensibilidade foi realizada de maneira global para as sub-bacias 28, 13, 14, 8 e 5, utilizando-se 500 iterações (ABBASPOUR, 2015; SANTOS, 2015). A amostragem dos parâmetros é realizada através do *Latin hypercube* (MCKAY; BECKMAN; CONOVER, 2000).

Foram elencados alguns parâmetros (Tabela 10) descritos na literatura para avaliação da sensibilidade as respostas do modelo, bem como sua significância foram analisados a partir do *t-stat* e *p-value*².

² O *t-stat* representa a sensibilidade do parâmetro quanto maior for seu valor e o *p-value* a significância dessa sensibilidade quanto mais próximo de zero for seu resultado (NARSIMLU et al., 2015; SANTOS, 2015).

Andrade, Mello e Beskow (2013) utilizaram 21 parâmetros para a análise de sensibilidade e no presente trabalho foram elencados 20. Apesar de alguns autores utilizarem um intervalo menor para modificação dos parâmetros, verificou-se que Andrade, Mello e Beskow (2013) trabalharam com alterações de até 50% para os parâmetros de CN2, SOL_Z, SOL_K e SOL_AWC. Nesse trabalho optou-se por utilizar um intervalo de variação menor de 25% e para o CN2 de apenas 10%, como verificado em alguns estudos, evitando parâmetros modificados forçadamente.

Tabela 10 - Parâmetros utilizados para análise de sensibilidade no SWAT-CUP

N.	Parâmetros	Descrição	Intervalos definidos
1	r__CN2.mgt	Curva número na condição 2 de umidade (adimensional)	-0.1 a 0.1
2	v__ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do fluxo de base (dias)	0 a 1
3	a__GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do fluxo subterrâneo (dias)	-30 a 90
4	a__GWQMN.gw	Profundidade mínima do aquífero superficial para escoamento superficial (mmH ₂ O)	-500 a 500
5	v__ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo (adimensional)	0 a 1
6	r__SOL_AWC().sol	Capacidade de água disponível (mm H ₂ O/ mm solo)	-0.25 a 0.25
7	r__SOL_Z().sol	Profundidade da camada de solo (mm)	-0.25 a 0.25
8	r__CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal (mm/h)	-0.1 a 0.1
9	v__GW_REVAP.gw	Coefficiente de escoamento subterrâneo (adimensional)	0.02 a 0.2
10	v__REVAPMN.gw	Mínimo de água para ocorrência de escoamento superficial (mm)	0 a 1000
11	v__RCHRG_DP.gw	Fração de percolação para o aquífero profundo (adimensional)	0 a 1
12	r__SLSUBBSN.hru	Comprimento médio do declive (m)	-0.25 a 0.25
13	r__SOL_K().sol	Condutividade hidráulica (mm h ⁻¹)	-0.25 a 0.25
14	r__USLE_P.mgt	Fator relativo às práticas de conservação do solo	-0.25 a 0.25
15	r__SOL_ALB().sol	Albedo do solo (adimensional)	-0.25 a 0.25
16	v__CH_N2.rte	Coefficiente de Manning do canal principal (adimensional)	-0.01 a 0.3
17	v__CANMX.hru	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo (mm)	0 a 10
18	v__BIOMIX.mgt	Eficiência do revolvimento biológico (adimensional)	0 a 1
19	v__EPCO.hru	Fator de compensação de água pelas plantas (adimensional)	0 a 1
20	v__SURLAG.bsn	Coefficiente de retardamento do escoamento superficial (adimensional)	0 a 24

r: multiplicação percentual; v: substituição de valores; a: adição de valores.

A partir da identificação dos parâmetros mais sensíveis foi procedida a calibração do modelo e através de um processo iterativo foi possível encontrar os ajustes necessários a diferentes parâmetros, para que as simulações estejam coerentes com dados observados.

As discussões acerca do processo de calibração e validação indicados por Daggupati et al. (2015b) e Engel et al (2007) foram observadas.

O processo de calibração utilizado foi o espacial, que é considerado de estratégia complexa (DAGGUPATI et al., 2015b), no qual foram utilizadas múltiplas estações trabalhando-se a partir da *upstream* para *downstream* (ARNOLD et al, 2012), ou seja, a montante e a jusante.

A abordagem sistemática na calibração foi o *single-stage* que corresponde a análise da resposta do modelo com uma única variável de saída (DAGGUPATI et al., 2015b), que para este trabalho utilizou-se a vazão.

Foram utilizados dados mensais de vazão observada correspondente ao período de 1999 a 2009, selecionados a partir da identificação do menor índice de falhas de precipitação para o mesmo período. As estações Nazaré da Mata, Engenho Itapessirica, Engenho Retiro, Engenho Volta e Caricé foram utilizadas para calibrar as zonas das sub-bacias 28, 13, 14, 5 e 8 respectivamente.

Para validação dos dados, foram utilizados três períodos distintos: 1997 e 1998, 2010 e 2011, 2012 e 2013 (Tabela 11), buscando períodos que contenham ambos períodos secos e úmidos. Nos anos de 1997 e 1998, as estações apresentaram a maior parte dos resultados abaixo da média anual de precipitação, em 2010 e 2011, 2012 e 2013 os períodos possuem tanto anos secos como úmidos. Anos com total pluviométrico acima da média foram assinalados em azul e abaixo da média assinalados em vermelho.

Tabela 11 - Total pluviométrico anual e percentual de falha nos períodos de validação

Código	Precipitação média anual (mm)						Falhas (%)		
	1997	1998	2010	2011	2012	2013	1997-1998	2010-2011	2012-2013
735157	931,7	564,7	2435,3	1490,8	1091,3	1413,2	0%	4,24%	0%
95	127,4	663,8	1079,6	1467,3	807	1213	25,06%	0%	3,97%
82797	626,7	235,2	733	859,4	376,9	455,5	0%	0,14%	0,14%
139	649	310,8	874,2	1744,2	686,3	968,9	0%	0%	0,14%
271	341,4	828	1198	1459,6	783,1	1436,3	33%	16,58%	5,47%
269	1319,8	735	1182,8	1669,6	993,4	1562,5	3,56%	0,96%	0,96%
28	1542,2	1077,2	1584,9	2663,7	1438,4	1924,4	2,33%	0,55%	0%
97	1304,4	523,3	839	1664,8	780,2	1247,9	0%	0,27%	1,37%
457	-	-	638	1416,5	735,8	1025,3	100%	4,38%	0%

Dentro do período estabelecido para calibração e validação, verificou-se que as estações pluviométricas possuem períodos sem informação (Tabela 12), reduzindo-se o número de dados para avaliação do desempenho do modelo.

Tabela 12 - Percentual de falhas das estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE e sub-bacias em que estão localizadas.

Nomes	Sub-bacia	Falhas (%)			
		1999-2009	1997-1998	2010-2011	2012-2013
Nazaré da Mata	28	9,8	4,2	0	4,2
Engenho Itapissirica	13	6,1	0	8,3	8,3
Engenho Retiro	14	13,6	0	0	8,3
Engenho Volta	5	40,9	100	29,2	4,2
Caricé	8	9,8	100	54,2	16,7

Sabendo-se que é importante analisar os resultados gerados pelo modelo a partir das simulações em relação aos dados observados (KLEMES, 1986), o desempenho do modelo foi avaliado segundo múltiplos critérios. Arnold et al. (2012a) e Gassman et al. (2007) apontam que diferentes métodos gráficos e estatísticos podem ser aplicados e dentre os mais comumente utilizados estão o R^2 , NSE e PBIAS. Neste estudo utilizou-se a classificação dada por Moriasi et al. (2007) (Tabela 13) e as estatísticas recomendadas NSE, PBIAS e RSR podem ser representadas pelas seguintes equações:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (2)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \times 100\% \quad (3)$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \quad (4)$$

Onde O_i se refere ao dado observado, P ao resultado após a modelagem, \bar{O} a média dos dados observados e n é o número de observações.

Tabela 13- Performance do modelo para vazão a partir de estatísticas recomendadas por Moriasi et al. (2007) para dados mensais de vazão.

Performance	NSE	PBIAS	RSR
Muito boa	1 – 0,75	PBIAS < ± 10	0,0 – 0,50
Boa	0,75 – 0,65	±10 ≤ PBIAS < ± 15	0,50 – 0,60
Satisfatória	0,65 – 0,50	±15 ≤ PBIAS < ± 25	0,60-0,70
Insatisfatória	≤ 0,50	PBIAS ≥ 25	> 0,70

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Análise de sensibilidade

A Tabela 14 apresenta o resultado da análise de sensibilidade automática realizada pelo SWAT CUP, em que se apresentam os parâmetros mais sensíveis à calibração da vazão. Alguns desses parâmetros com alta sensibilidade também foram identificados em outros trabalhos.

Tabela 14 - Análise de sensibilidade dos parâmetros para vazão

Parâmetros	SB 28	SB 13	SB 14	SB 5	SB 8
r_CN2.mgt	1	14	1	1	8
v_ALPHA_BF.gw	18	19	17	15	20
a_GW_DELAY.gw	6	7	6	4	3
a_GWQMN.gw	16	18	14	6	18
v_ESCO.hru	2	2	2	5	2
r_SOL_AWC().sol	4	3	7	3	5
r_SOL_Z().sol	5	6	10	7	6
r_CH_K2.rte	19	17	20	17	15
v_GW_REVAP.gw	17	5	5	13	13
v_REVAPMN.gw	14	12	12	14	11
v_RCHRG_DP.gw	3	1	3	18	1
r_SLSUBBSN.hru	10	15	15	10	17
r_SOL_K().sol	9	11	13	11	14
r_USLE_P.mgt	12	9	11	9	9
r_SOL_ALB().sol	11	13	16	8	12
v_CH_N2.rte	13	10	8	12	10
v_CANMX.hru	7	8	9	6	7
v_BIOMIX.mgt	15	16	19	19	19
V_SURLAG.bsn	20	20	18	20	16
v_EPCO.hru	8	4	4	2	4

*Os parâmetros mais sensíveis em cada uma das sub-bacias foram sinalizados.

Os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade no presente trabalho se referem a manejo de culturas/vegetação, solo, e água subterrânea. Isso se dá, pois, conforme o trabalho de Schmalz e Fohrer (2009), no qual os parâmetros de maior influência na modelagem hidrológica foram os relacionados a água subterrânea e solo. Devi, Ganasri e Dwarakish (2015) ainda colocam que os dados meteorológicos e as propriedades do solo correspondem a parâmetros de influência no desempenho dos modelos. Isso se dá devido aos dados e condições meteorológicas influenciarem nas condições de vegetação, solo, água subterrânea e escoamento superficial.

Como os parâmetros apresentaram sensibilidades distintas para cada uma das sub-bacias avaliadas, observa-se que conforme Aragão et al. (2013) os processos ocorridos nas bacias são diferentes e os mesmos parâmetros não devem ser utilizados para calibração de distintas bacias.

Essa variação da sensibilidade dos parâmetros advém das características físicas e climatológicas das sub-bacias, e conforme Lelis et al. (2012), o tamanho das sub-bacias não tem influência.

Verifica-se que dos 20 parâmetros utilizados na análise para vazão, 10 apresentaram as maiores sensibilidades, sendo estes o CN2, GW_DELAY, ESCO, SOL_AWC, SOL_Z, RCHRG_DP, USLE_P, CH_N2, CANMX e EPCO. Já no trabalho de Me, Abell e Hamilton (2015) para uma bacia hidrográfica localizada na Nova Zelândia, os autores apontaram 21 parâmetros sensíveis que foram calibrados para vazão, modificando diversos parâmetros da modelagem inicial.

No levantamento bibliográfico realizado por Arnold et al. (2012) foi evidenciado que muitos trabalhos utilizam CN2, SOL_AWC, ESCO, GW_ALPHA e SURLAG nos procedimentos de calibração, o que indica a sensibilidade desses. Para Feyereisen et al. (2007), numa bacia experimental no sudoeste da Geórgia, os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade relativa para produção de água, vazão de tempestade e vazão de base foram referentes a respostas na superfície como CN2, SOL_AWC, ESCO e SOL_BD.

Schuol e Abbaspour (2006), em uma bacia hidrográfica da África ocidental, encontraram CN2, SOL_AWC, ESCO, SURLAG, REVAPMN, RCHRG_DP, e MSK. Destes parâmetros o SURLAG não apresentou sensibilidade para nenhuma das sub-bacias do rio Goiana, apesar da verificação da sensibilidade em outros trabalhos. Isso se dá pelas diferenças nas características físicas e climáticas das bacias, que influenciam nos valores dos parâmetros e assim na sua análise de sensibilidade. Além disso, o uso e ocupação de cada sub-bacia também tem influência nos resultados, conforme Lelis et al. (2012).

Para Nossent, Elsen e Bauwens (2011), no nordeste da Bélgica, os parâmetros mais sensíveis foram referentes a CN2, CH_N e GWQMN para calibração da vazão. Pereira et al. (2016) trabalhando na bacia hidrográfica do rio Pomba no sudeste brasileiro identificou SOL_K, ALPHA_BF, ESCO, CN2, CH_N2, SOL_AWC e SOL_Z como mais sensíveis. Para Andrade, Mello e Beskow (2013), na região do Alto rio Grande em Minas Gerais, os parâmetros encontrados foram CN2, ALPHA_BF, RCHRG_DP, ESCO, SOL_Z, SOL_K, SOL_AWC.

Fukunaga et al. (2015), em uma bacia hidrográfica no Espírito Santo, encontraram como parâmetros sensíveis os relacionados a solo, uso e cobertura do solo, águas subterrâneas e rede de transmissão, como CN2, GWQMN, ESCO, CANMIX, SOL_K, SOL_AWC, SOL_Z, ALPHA_BF, BLAI, CH_K2, CH_N2, GW_DELAY, SOL_ALB, EPCO, REVAPMN e SURLAG. Contudo, os autores optaram por não utilizar todos os parâmetros na calibração.

O ALPHA_BF que é descrito muitas vezes como um parâmetro sensível, teve uma das menores influências. Este parâmetro tem sido relatado por Andrade, Mello e Beskow (2013),

Bressiani et al. (2015), Fukunaga et al. (2015) e Wu e Johnston (2007), contudo não foi utilizado na calibração do presente estudo devido possuir uma sensibilidade inferior aos demais parâmetros analisados.

Daggupati et al. (2015b) mencionaram que nem todos os parâmetros considerados sensíveis necessitam ser calibrados, isso pode ser avaliado a partir da experiência do usuário em modelagens ou a partir de indicações da literatura. No presente trabalho o EPCO, apesar de ser considerado sensível, não foi utilizado na calibração. Este é geralmente aplicável quando se verifica a existência de grande fragmentação de diferentes usos de solo na bacia hidrográfica.

2.3.2 Calibração do modelo

Com base nos parâmetros obtidos na análise de sensibilidade, os mais sensíveis para cada uma das sub-bacias sofreram ajustes de valores através do processo de calibração da vazão. Para cada uma das sub-bacias trabalhadas verifica-se valores distintos encontrados, ainda que alguns parâmetros tenham sido utilizados em distintas sub-bacias, conforme pode-se verificar na Tabela 15. Os parâmetros estão apresentados quanto a ordem de sensibilidade.

Tabela 15 - Parâmetros utilizados na calibração

Parâmetros subbacia 28	Valor calibrado	Parâmetros subbacia 13	Valor calibrado	Parâmetros subbacia 14	Valor calibrado
CN2	-0,08519	RCHRG_DP	0,381004	CN2	-0,07262
ESCO	0,303912	ESCO	0,276827	ESCO	0,438359
RCHRG_DP	0,471794	SOL_AWC	0,248508	RCHRG_DP	0,455415
SOL_AWC	0,248123	GW_REVAP	0,087755	GW_REVAP	0,130872
SOL_Z	0,199801	SOL_Z	0,095000	GW_DELAY	-27,52166
GW_DELAY	-24,1585	GW_DELAY	-29,9764	SOL_AWC	0,04324
CANMX	19,26619	CANMX	4,608878	CH_N2	0,277646
SOL_K	-0,14453	USLE_P	-0,06060	CANMX	9,532859
SLSUBBSN	0,014511			SOL_Z	0,031403

Tabela 15 - (Continuação) Parâmetros utilizados na calibração

Parâmetros subbacia 5	Valor calibrado	Parâmetros subbacia 8	Valor calibrado
CN2	-0,09295	RCHRG_DP	0,021149
SOL_AWC	0,208182	ESCO	0,501378
GW_DELAY	53,05331	GW_DELAY	-7,28545
ESCO	0,672376	SOL_AWC	0,092922
GWQMN	990,3423	SOL_Z	0,254504
SOL_ALB	0,231693	CANMX	8,472565
USLE_P	0,071065	CN2	-0,00789
SLSUBBSN	-0,21433	USLE_P	-0,00640
SOL_K	0,213173	CH_N2	0,170758
	-	REVAPMN	596,7773

Para as diferentes sub-bacias calibradas nesse estudo, os valores finais dos parâmetros obtidos foram comparados aos utilizados em outros trabalhos. Para o fator de compensação da evaporação do solo (ESCO), Wu e Johnston (2007), baseado em alguns estudos, indicaram que para condições climáticas médias o valor é 0,5 e para condições mais secas 0,8. Para o presente trabalho, o parâmetro foi sensível a todas as sub-bacias utilizadas no processo de calibração e o maior e menor valor encontrado foram respectivamente para as sub-bacias 5 e 13 de 0,67 e 0,28.

O valor calibrado para ESCO por Pereira et al. (2016) foi de 0,3 para uma bacia no sudeste brasileiro que possui média anual de precipitação de 1400mm. Esse valor foi similar ao calibrado para a sub-bacia 28. Bressiani et al. (2015) apontou como melhor valor 0,6 para a bacia hidrográfica do Jaguaribe localizada numa área semiárida do estado do Ceará. Valor esse que se aproxima do valor encontrado para a sub-bacia 5, cuja pluviosidade anual é inferior as demais sub-bacias. Castro et al. (2013) obteve 0,1 para a bacia experimental Alto Jardim localizada no do cerrado brasileiro no Distrito Federal. Um valor similar também foi obtido por Kim, Kim e Kang (2016) para uma bacia hidrográfica localizada na Coréia do Sul. Shuol e Abbaspour (2006) apresentaram um intervalo final de calibração que variou de 0,12 a 0,50 para uma robusta bacia hidrográfica no oeste da África que inclui a bacia do rio Niger, Volta e Senegal. Fukunaga et al. (2015) encontraram um valor para calibração de 0,566 para uma bacia hidrográfica localizada no Espírito Santo. Andrade, Mello e Beskow (2013) obtiveram valor inferior para este parâmetro (0,043) para uma área com temperatura média anual de 19°C e precipitação anual de 1500mm, na região Alto Rio Grande em Minas Gerais.

Para a bacia hidrográfica do rio Tapacurá, no estado de Pernambuco, Santos (2015) utilizou parâmetros similares aos utilizados neste trabalho. Para o CN2, o valor calibrado foi de -8,31%, e neste trabalho todos os valores ajustados também sofreram redução percentual, representando diminuição do escoamento superficial. Para os parâmetros de profundidade do solo (SOL_Z) e capacidade de armazenamento de água no solo (SOL_AWC), foi calibrado respectivamente os valores de 3,52% e 11,13% na bacia do rio Tapacurá e nas sub-bacias do rio Goiana, o SOL_Z variou de 3,14% a 25,45%, já o SOL_AWC variou de 9,29% a 24,85%. Em que esta variação percentual positiva representa um aumento da capacidade de armazenamento de água no solo, reduzindo assim o escoamento superficial.

O SOL_AWC também foi considerado como sensível em outras pesquisas. Shuol e Abbaspour (2006) numa bacia hidrográfica no Oeste da África, indicaram o intervalo utilizado na calibração para este parâmetro de 0,145 a 0,175. A capacidade de água disponível pode ser descrita como a capacidade que um solo tem de armazenar e liberar água para as raízes das

plantas (SILVA et al., 2014) e as variações dos valores são referentes aos diferentes tipos de solo e as condições modeladas para cada uma das sub-bacias. Apesar da modificação nesse parâmetro ser em variação percentual, não substituindo valores anteriormente definidos no modelo, deve-se ter cuidado ao utilizar valores muito altos para não forçar condições naturais apenas para alcance de estatísticas superiores. Fukunaga et al. (2015) acrescentaram 41,8% a este parâmetro no processo de calibração, contudo no presente trabalho limitou-se aos 25%. Já Silva et al. (2015) para a bacia hidrográfica do rio Poxim em Sergipe acrescentaram apenas 10%, sendo este o parâmetro considerado mais sensível para a bacia.

A água da chuva pode ser interceptada pela vegetação e atingir o solo posteriormente, influenciando em aspectos como infiltração da água no solo e escoamento superficial. Tendo, portanto, importância nos estudos hidrológicos (XIAU et al., 2000). A parcela de água interceptada é diferente para cada tipo de vegetação e com relação ao armazenamento máximo de água no dossel (CANMIX), Fukunaga et al. (2015), para uma região com vegetação agrícola calibraram o valor em 11,3 mm, onde há plantação de café, eucalipto, pastagem, floresta nativa, floresta de regeneração secundária, área urbana e pedras. Pereira et al. (2014a) realizaram trabalho em uma área de Mata Atlântica, mas não alteraram o parâmetro CANMIX, modificando-se outros parâmetros de vegetação do SWAT como BLAI, GSI, RDMX e OV_N. No presente trabalho foram alterados os valores de CANMIX para 19,27, 4,60, 9,53 e 8,47mm respectivamente para as sub-bacias 28, 13, 14 e 8. Esses valores resultam numa maior interceptação da água da chuva pelas plantas, o que reduz o volume de escoamento superficial. Na bacia hidrográfica do Tapacurá em Pernambuco, Santos (2015) também alterou este parâmetro, calibrando para o valor de 8,785mm para uma área agrícola com cana de açúcar, pecuária e policultura.

Em relação aos parâmetros de águas subterrâneas, Fukunaga et al. (2015) para uma bacia hidrográfica no Espírito Santo, alteraram o tempo de retardo do fluxo subterrâneo (GW_DELAY) para 287 dias, coeficiente de escoamento subterrâneo (GW_REVAP) para 0,188, e a profundidade mínima do aquífero superficial para escoamento superficial (GWQMN) para 3907mm. Nas sub-bacias do presente estudo, foram subtraídos valores do GW_DELAY nas sub-bacias 28 com -24,16 dias, na sub-bacia 13 com -29,98 dias, na sub-bacia 14 com -27,52 dias e na sub-bacia 8 com -7,29 dias, acelerando o escoamento de base. Somente na sub-bacia 5 que foi acrescido o valor de 53,05 dias devido consistir em uma região de climatologia mais seca que as demais, necessitando de um retardo no escoamento de base. Além do GW_DELAY, outro parâmetro utilizado na sub-bacia 5 foi o GWQMN, que com valor de 990,3423 mm, também contribuiu para a redução do fluxo de base para o rio. Santos (2015)

realizou um ajuste positivo no GW_DELAY, retardando o escoamento de base, diferentemente do representado neste modelo para a maior parte das sub-bacias, com exceção da sub-bacia 5.

O atraso relacionado ao tempo em que a água sai do perfil do solo e alcança o aquífero pode ser relacionado as propriedades hidráulicas das formações geológicas das áreas (ARNOLD et al., 2012b) e, por isso, difere para cada localidade da bacia hidrográfica. Além disso, outras condições hidrogeológicas também contribuem para o fluxo da água subterrânea, como transmissividade e coeficiente de armazenamento indicados no trabalho de Tirogo et al. (2016) em Burkina Faso no Oeste da África.

Em relação a fração de percolação para o aquífero profundo (RCHRG_DP), observa-se valores calibrados para as sub-bacias 28, 13 e 14 com ajustes próximos, variando entre 0,38 a 0,47. Porém, na sub-bacia 8 a fração de percolação foi inferior as demais, tendo valor calibrado de 0,02, representando uma pequena contribuição da zona de recarga das raízes para o aquífero profundo. Brighenti, Bonumá e Chaffe (2016) obtiveram 0,0255 para a bacia hidrográfica do rio Negrinho em Santa Catarina e Bressiani et al. (2015) 0,1 para uma bacia hidrográfica semiárida no Ceará. O intervalo utilizado por Shuol e Abbaspour (2006) no Oeste da África variou de 0,56 a 0,70, e para Andrade, Mello e Beskow (2013) o valor utilizado foi 0,484 na região Alto Rio Grande em Minas Gerais. Os distintos valores referentes a esse parâmetro estão relacionados ao tipo de solo e ao uso e cobertura da área da sub-bacia e condições climáticas. Áreas com fragmentos de Mata Atlântica são fundamentais na recarga de água subterrânea, como identificado no trabalho de Alvarenga et al. (2012).

As estatísticas encontradas (Tabela 16) demonstram uma melhoria nos resultados após a realização da etapa de calibração. Os resultados indicam que o uso de estações observadas (locais) acrescidos de dados de reanálise (globais) trouxeram resultados mais satisfatórios para algumas áreas da bacia hidrográfica do rio Goiana, devido a uma melhor distribuição de informações de precipitação ao longo da bacia. Entretanto, para a sub-bacia 8 as estatísticas apresentaram leves reduções na qualidade da representação da simulação e na sub-bacia 14 houve uma piora, gerando resultados insatisfatórios. Isso se dá devido a uma introdução de dados que não representam a mesma realidade climática da sub-bacia, alterando suas saídas.

Tabela 16 - Comparativo das simulações antes e após calibração para estações locais e globais

Sub-bacia	Estações locais (L)			Estações L+G		
	NSE	PBIAS	RSR	NSE	PBIAS	RSR
28I	0,47	-82,58	0,73	0,56	-75,74	0,66
28II	0,79	-10,69	0,46	0,80	-6,76	0,44
13I	-0,19	-116,0	1,01	-0,09	-112,3	1,04
13II	0,80	-21,53	0,44	0,87	-17,00	0,36

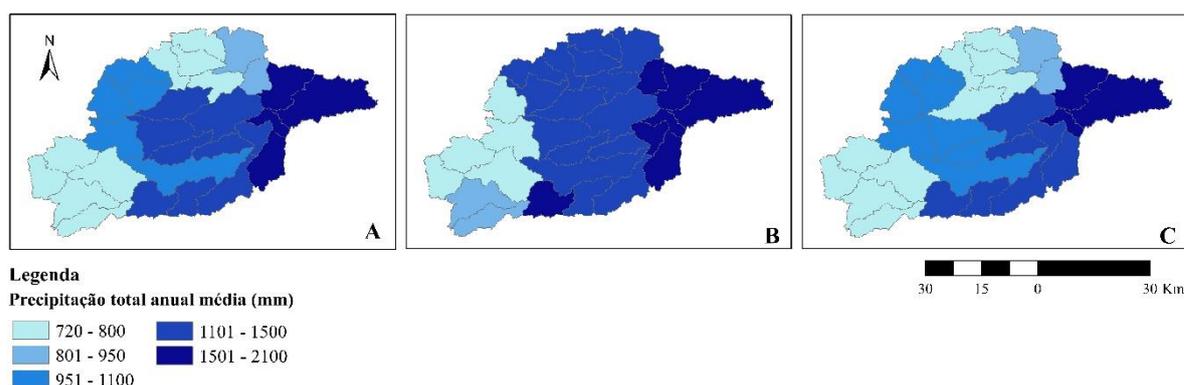
14I	-0,23	-67,08	1,11	0,05	-39,27	0,98
14II	0,62	4,43	0,62	0,34	30,08	0,80
5I	0,08	-18,08	0,71	0,08	-18,08	0,71
5II	0,43	17,99	0,56	0,43	17,99	0,56
8I	0,46	-61,69	0,73	0,58	-41,43	0,65
8II	0,82	-9,70	0,42	0,80	11,62	0,44

I – Sem calibração; II – Após calibração

As sub-bacias que exibiram simulações com resultados mais próximos do observado foram a sub-bacia 8 com NSE de 0,82, PBIAS -9,70 e RSR 0,42 e a sub-bacia 28 com NSE 0,79, PBIAS -10,69 e RSR 0,46 para dados de estações locais. Já para simulações a partir da combinação de estações locais e globais, as mesmas estações apresentaram os melhores resultados, sub-bacia 8 com NSE de 0,80, PBIAS 11,62 e RSR 0,44 e a sub-bacia 28 com NSE 0,80, PBIAS -6,76 e RSR 0,44.

Todavia, salienta-se que a sub-bacia 5 obteve resultados insatisfatórios para ambas as simulações, devido a consistir de uma área da bacia hidrográfica onde os dados climáticos são mais escassos e menos distribuídos. Além desses aspectos, essa área também possui uma climatologia um pouco mais seca que as demais áreas utilizadas na calibração (Figura 10). Assim, atesta-se que os resultados dessa área da bacia não podem ser extrapolados para outras estimativas e projeções climáticas devido a essa escassez de dados.

Figura 10 - Precipitação média anual da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE no período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos (A) observados locais, (B) de reanálise globais e (C) ambos.



Os resultados inferiores da sub-bacia 5 as demais sub-bacias calibradas também podem ter relação com a área de drenagem dessa zona de calibração, que é inferior as demais trabalhadas. No trabalho de Eduardo et al. (2016) para a bacia hidrográfica do rio das Mortes em Minas Gerais, os autores ao trabalhar com a calibração utilizando-se várias estações fluviométricas, encontraram para algumas estações resultados considerados insatisfatórios. Os autores ainda encontraram uma sensível relação entre os resultados alcançados e área de

drenagem de cada estação utilizada. Valério e Fragoso Júnior (2015) também constataram a influência da área de drenagem sob os resultados das simulações. Portanto, ao se reduzir a área de drenagem são necessárias informações mais detalhadas para representação dos processos hidrológicos reais. Sendo assim, informações de qualidade não estão disponíveis para a sub-bacia 5.

Apesar da obtenção de resultados satisfatórios se utilizando a combinação de dados climáticos locais e globais, a redução do desempenho na sub-bacia 14 aponta para a importância da realização de testes com dados de reanálise, para verificar se as características climáticas desses dados representam a realidade local.

Os dados de reanálise nem sempre são capazes de reproduzir a condições climáticas locais. Conforme observa-se através da Figura 10B os dados de reanálise ocultaram algumas características de diferentes áreas da bacia hidrográfica, elevando a precipitação de diferentes sub-bacias que possuíam condições mais secas, conforme as diferenças verificadas entre a Figura 10A e Figura 10B.

Apesar de verificar uma proximidade entre a Figura 10A e a Figura 10C, ou seja, a combinação dos dados de reanálise com os dados observados, gerou uma condição mais próxima da realidade, contudo ainda se percebem variações na precipitação média mensal, contribuindo para a inserção de maiores incertezas no modelo.

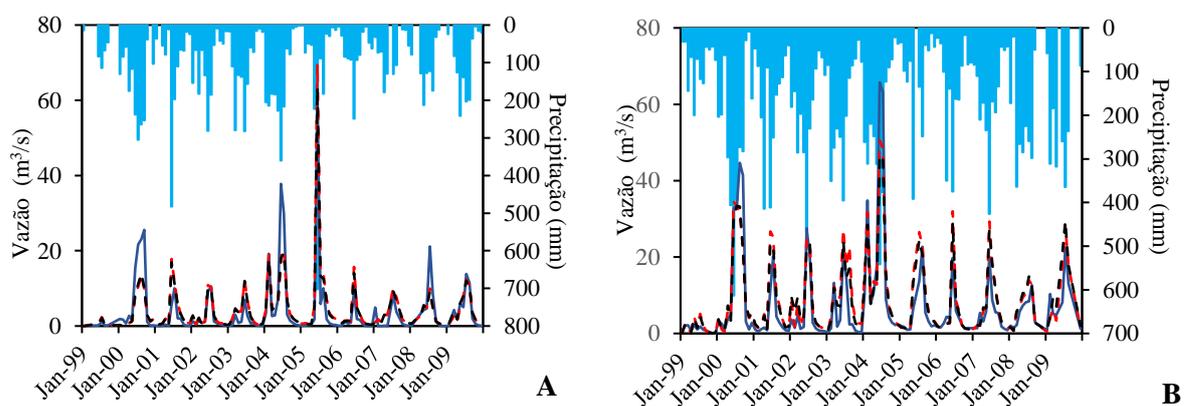
Com relação ao desempenho das simulações para as distintas sub-bacias trabalhadas, estatísticas similares foram encontradas na pesquisa de Brighenti, Bonumá e Chaffe (2016), onde os autores encontraram valores de NSE de 0,70 e 0,73 para distintos períodos de calibração e NSE 0,63 e 0,55 para validação de vazões mensais na bacia hidrográfica do rio Negrinho em Santa Catarina com área aproximada de 200km². Pereira et al. (2016) para dados diários de vazão alcançou um NSE adequado para a calibração e validação de 0,76 e PBIAS de 4,6 e 5,1 respectivamente para uma bacia hidrográfica de 8600 km² no sudeste brasileiro. O resultado encontrado por Andrade, Mello e Beskow (2013) também foi satisfatório, obtendo NSE de 0,66 e 0,87, PBIAS de 4,33 e -1,59 nas etapas de calibração e validação do modelo na bacia hidrográfica que possui 32km² região Alto Rio Grande em Minas Gerais. Pereira et al. (2014a) alcançaram NSE de 0,65 e 0,70 para os períodos de calibração e validação de dados diários de vazão na bacia hidrográfica do Córrego do Galo no Espírito Santo, possibilitando a simulação de efeitos para distintos cenários de preservação e degradação ambiental. Castro et al. (2013) encontraram o NSE de 0,66 para calibração diária numa bacia hidrográfica do cerrado brasileiro. Fukunaga et al. (2014) também obtiveram valores satisfatórios para calibração diária,

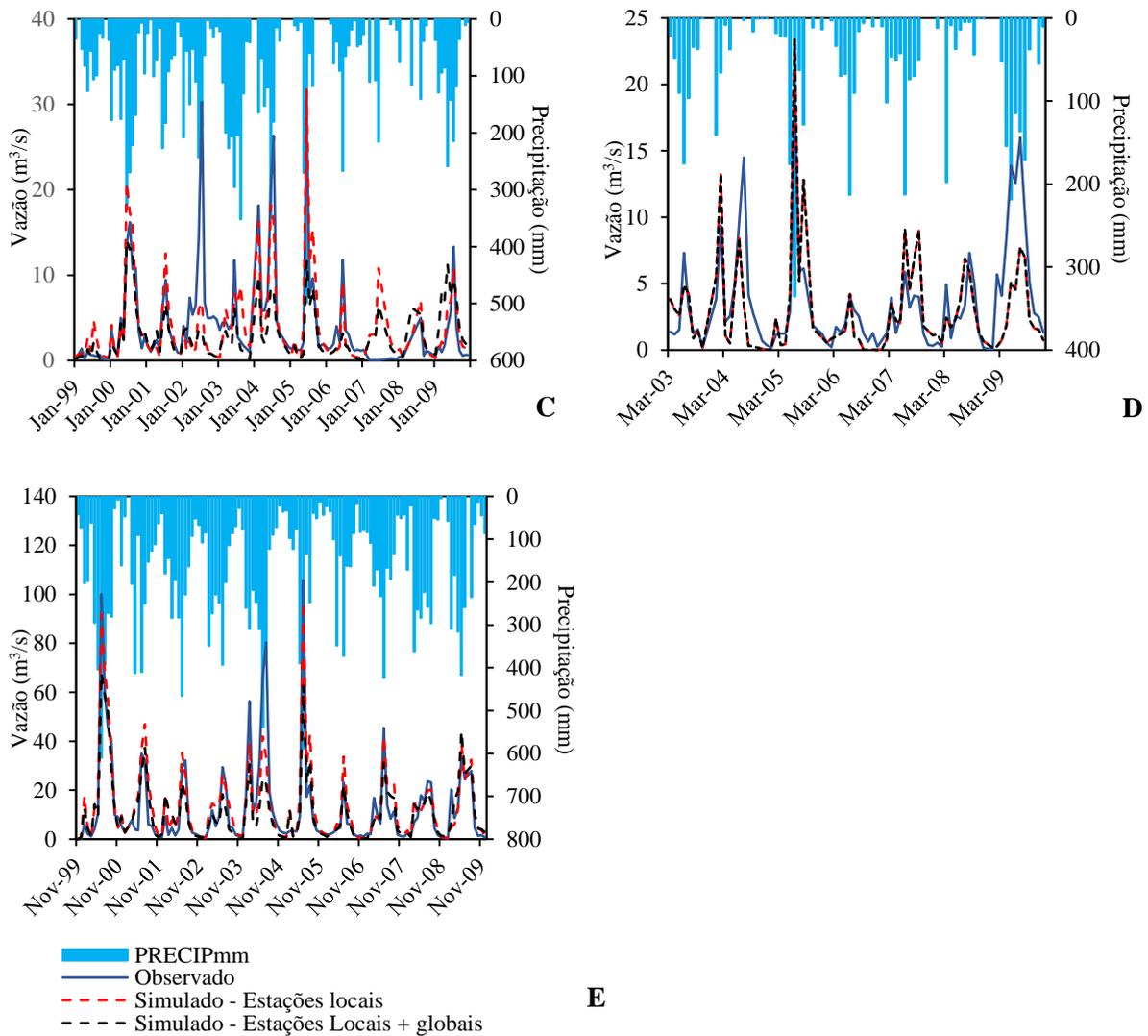
obtendo NSE de 0,75, PBIAS de 11 e RSR de 0,50. Durante a validação os valores obtidos foram 0,67, 22 e 0,57.

É importante salientar que as sub-bacias com melhores estatísticas possuem um ajuste mais adequado entre as curvas de vazão observada e simulada (Figura 11). Os picos de vazão correspondem aos períodos com maior incidência de precipitação. Apesar de algumas sub-bacias do presente trabalho terem apresentado resultados muito bons ou bons, de acordo com a classificação de Moriasi et al. (2007), verifica-se que os picos dos gráficos não são alcançados em todos os meses nas simulações. Embora seja importante destacar que alguns autores também apontaram para problemas com a vazão de pico como Aragão et al. (2013), Blainski, Acosta e Nogueira (2017), Fukunaga et al. (2015) e Sarmiento (2010).

Conforme observado pelos gráficos, os picos de vazão estão sendo superestimados e subestimados. Através da análise do PBIAS para as sub-bacias calibradas, obteve-se valores negativos para as sub-bacias 28 e 13 e valores positivos para as sub-bacias 14 e 5. Na sub-bacia 8, o PBIAS foi negativo ao utilizar somente dados locais e positivo na combinação de estações locais mais globais.

Figura 11 - Comparativo das calibrações realizadas nas sub-bacia 28 (A), sub-bacia 13 (B), sub-bacia 14 (C), sub-bacia 5 (D) e sub-bacia 8 (E) para o período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos locais e globais.





Sabendo-se que o PBIAS negativo indica superestimativas, evidencia-se graficamente que apesar da sub-bacia 28 (Figura 11A) ter as simulações consideradas superestimadas, existem picos de vazão subestimados, como picos nos anos de 2000 para os meses de junho a setembro, 2004 nos meses de fevereiro, junho e julho e em 2008 nos meses de julho e agosto. Isso também é notado na sub-bacia 13 (Figura 11B) cujos anos de 2000 nos meses de agosto e setembro, e 2004 para junho e julho também apresentaram picos subestimados.

Na sub-bacia 14 (Figura 11C), com um PBIAS positivo, indicando-se subestimativas, nota-se a presença de picos de vazão com valores superestimados como no ano de 2000, 2001, 2007 e 2008. Porém também há picos subestimados como no ano de 2002 que para os meses de junho e julho as vazões observadas foram de $14,32 \text{ m}^3/\text{s}$ e $30,30 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente e as simulações apresentaram resultados inferiores, sendo os menores valores obtidos a partir da modelagem com dados locais mais globais.

Na sub-bacia 14 (Figura 11E), observam-se vazões com valores superiores quando utilizadas as estações locais, porém em alguns casos ainda há subestimativas nos picos como no ano de 2004 em junho e julho em que os valores mensais de vazão observada alcançaram 66,34 m³/s e 80,35m³/s, e as vazões simuladas com estações locais foram de 42 m³/s e 33,44 m³/s e estações locais mais globais resultaram em 24,74 m³/s e 22,54 m³/s.

Dessa maneira, observa-se que ainda que as simulações sejam consideradas superestimadas ou subestimadas, podem ser evidenciados valores acima ou abaixo dos dados observados.

A curva da sub-bacia 5 (Figura 11D) possui diferenças expressivas entre os picos e vazão. Todavia, durante os períodos mais seco, com vazão inferior, também se percebe uma variação entre os valores simulados e os observados.

Através de trabalhos publicados, constata-se que o desempenho de modelos hidrológicos também tem relação com a incidência de períodos secos e chuvosos. Feyereisen et al. (2007) verificaram que o modelo trabalhado na bacia hidrográfica experimental de Little River no sudoeste da Geórgia gerava melhores resultados para anos mais úmidos que o normal que para anos mais secos que o normal. A sub-bacia 5 além de apresentar uma climatologia mais seca que as demais áreas da bacia, apresenta vazões inferiores durante todo o período analisado, com valores mínimos de vazão iguais a zero e valores máximos próximos a 25m³/s.

Feyereisen et al. (2007) encontraram para produção de água um NSE de 0,89 para modelagem mensal e 0,55 para diária nos anos úmidos, em contrapartida nos anos secos eles obtiveram 0,59 para modelagem mensal e 0,22 para diária. Já para simulação de vazão, os valores também tiveram a mesma resposta para o ano úmido, um NSE diário de 0,62 e para o ano seco NSE diário de -0,80. Na simulação da vazão mensal da sub-bacia 5, após a calibração o resultado foi de NSE 0,43 e PBIAS 17,99, com critérios abaixo aos determinados por Moriasi et al. (2007).

Isso também foi constatado por Van Liew et al. (2007) que testou o desempenho do SWAT em cinco bacias hidrográficas experimentais da USDA ARS nos Estados Unidos verificando melhores resultados para regiões úmidas que áreas desérticas ou semidesérticas. Brighenti et al. (2016) realizando a calibração individual para cada ano entre 2003 e 2012, verificaram calibração e validação mais eficientes em anos úmidos que em anos secos. Em contraponto, Govender e Everson (2005) verificaram que a performance do modelo foi superior em anos secos que anos úmidos em uma bacia experimental no sul da África.

Para este trabalho, as áreas úmidas da bacia hidrográfica do rio Goiana apresentaram resultados superiores tanto estatisticamente quanto graficamente na etapa de calibração,

corroborando com os trabalhos desenvolvidos por outros pesquisadores que alcançaram respostas similares.

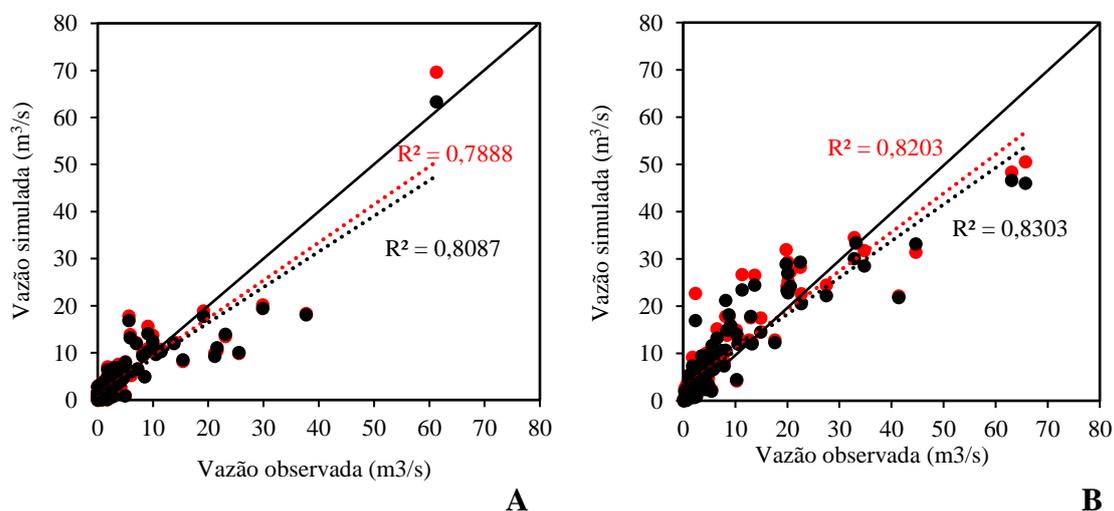
Observando-se os gráficos de dispersão (Figura 12), constata-se que o distanciamento de alguns picos de vazão apontados na Figura 11, também são identificados. Quando se verificam dados de vazão observada mais elevados, o modelo usualmente subestima, resultando em vazões menores.

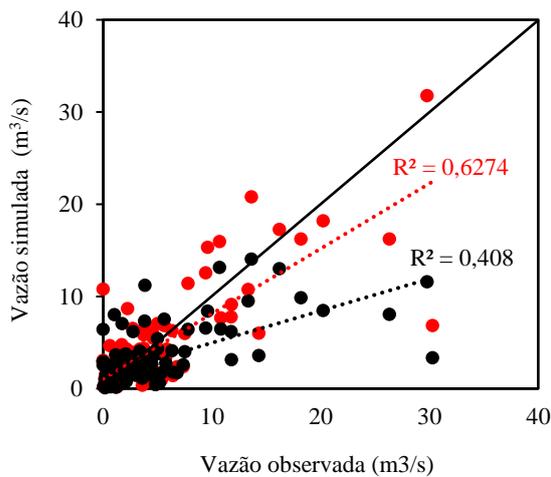
Pela análise de multicritérios estatísticos, foi aferido através do PBIAS, que as simulações após a calibração resultaram em superestimativas em parte das sub-bacias, indicadas pelo valor negativo encontrado. Porém nas sub-bacias 14 e 5, para dados locais ou a combinação com globais, e a sub-bacia 8 com a utilização da combinação locais mais globais, estes foram subestimados, resultando em um PBIAS positivo.

Entretanto, essas estatísticas são para avaliar o comportamento geral para o período trabalhado e quando se observa o gráfico de dispersão, verifica-se que há eventos superestimados ou subestimados para todas as sub-bacias, mas as condições de vazão inferiores geraram resultados melhores, principalmente para a sub-bacia 28, 13 e 8, coincidindo com a os múltiplos critérios estatísticos utilizados para avaliação.

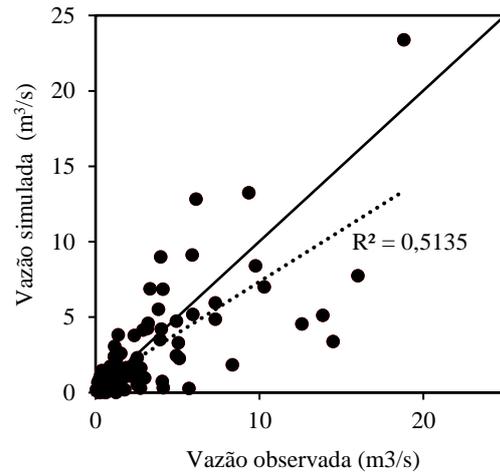
Além disso, é importante salientar que apesar da ocorrência de eventos com valores superiores e inferiores aos dados de vazão observada, a linha de tendência linear observada no gráfico de dispersão de todas as sub-bacias indica uma tendência às vazões simuladas serem subestimadas.

Figura 12 – Verificação de desempenho do modelo nas sub-bacia 28 (A), sub-bacia 13 (B), sub-bacia 14 (C), sub-bacia 5 (D) e sub-bacia 8 (E) para o período de 1999 a 2009 utilizando dados climáticos locais e globais.

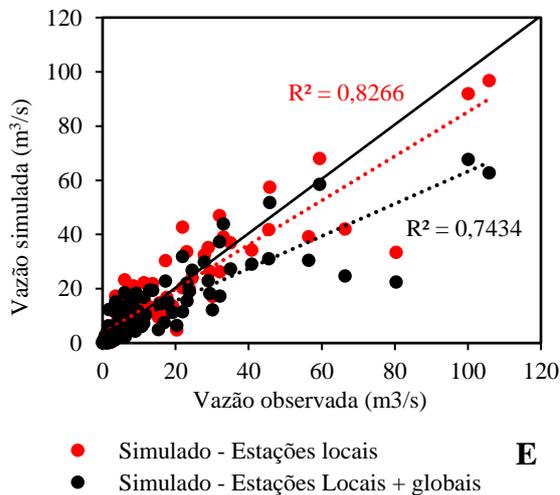




C



D



E

2.3.3 Validação do modelo

A representação gráfica do comparativo entre dados observados e simulados é um importante instrumento de análise da qualidade dos dados de saída dos modelos hidrológicos (KRAUSE; BOYLE; BASE, 2005). Através dos hidrogramas (Figura 13, 14, 15, 16 e 17) pode-se observar que os resultados obtidos durante a etapa de validação se assemelham aos observados nos diferentes períodos avaliados, seja nos picos de vazão ou períodos de baixa vazão. Porém, na sub-bacia 5, onde não houve resultados satisfatórios durante a calibração, ressalta-se as diferenças como atrasos ou avanços dos picos, assim como valores simulados consideravelmente acima ou abaixo dos dados observados.

Observando-se os valores médios mensais das vazões de distintas sub-bacias, verifica-se que o período que apresentou resultados superiores foi o de 2010 e 2011, em que várias

estações tiveram total pluviométrico superior à média. Sendo assim, esse período representado graficamente junto a outros períodos mais secos poderia encobrir diferenciações entre resultados observados e simulados, devido a elevada variação entre valores de máximo e mínimo.

Utilizando-se os múltiplos critérios para avaliação dos resultados da modelagem hidrológica, verifica-se na sub-bacia 28 (Tabela 17), os valores de NSE foram todos satisfatórios, obtendo-se resultados superiores para o período de 2010 e 2011. Outrossim, é fundamental a análise dos resultados segundo múltiplos critérios, evitando-se a avaliação através de uma única estatística isolada conforme Eduardo et al. (2016).

Com relação ao PBIAS, o período com melhores resultados corresponde aos anos de 1997 e 1998. Para todos os períodos analisados, o PBIAS indica uma superestimativa do modelo, sendo considerados insatisfatórios os resultados dos períodos de 2010 e 2011, além de 2012-2013, fazendo-se uso de estações locais. Para o RSR todos os períodos apresentaram valores na faixa do desejável.

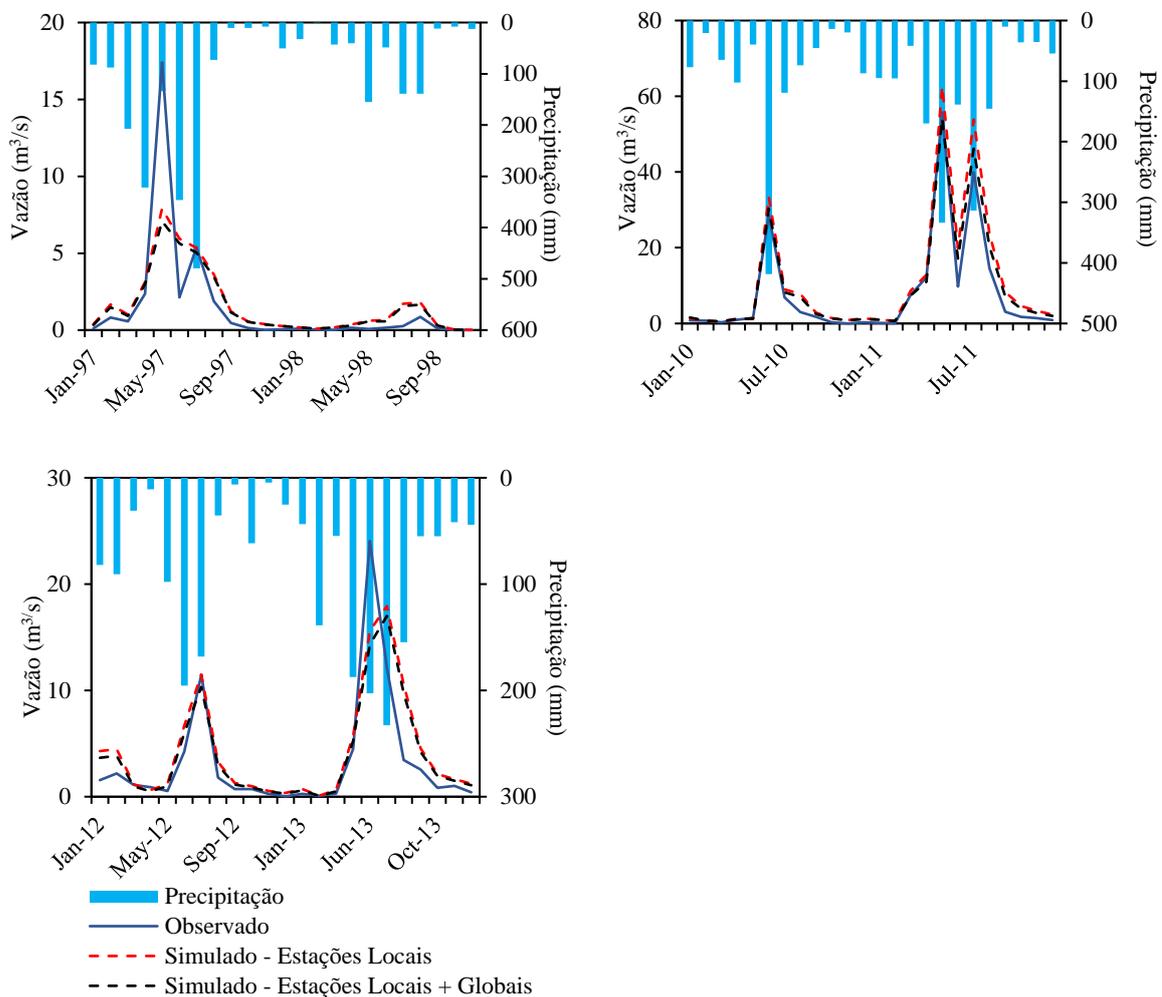
Contudo, é importante além de se analisar apenas critérios estatísticos comparativos entre dados observados e simulados, conhecer que o processo de calibração e validação são críticos, considerando-se que estes modelos apresentam incertezas relacionadas a complexidade de representação do ciclo hidrológico (EDUARDO et al., 2016). Além destas incertezas, existem as relacionadas aos dados de entrada, como por exemplo aos dados de precipitação ou dados a extensão de dados pontuais em grandes áreas conforme Abbaspour (2015).

Para os períodos de 2010 e 2011, assim como 2012 e 2013, a Figura 13 apresenta um elevado ajuste nos picos de vazão. Esse ajuste é considerado importante quando se analisa a saída dos dados de um modelo hidrológico, pois significa que esse consegue representar eventos de vazão superior, podendo contribuir na representação de outros processos hidrológicos da bacia hidrográfica.

Tabela 17 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 28, utilizando dados climáticos locais e globais

Critérios Estatísticos	1997-1998		2010-2011		2012-2013	
	L	L+G	L	L+G	L	L+G
NSE	0,62	0,58	0,89	0,96	0,73	0,96
PBIAS	-13,21	-5,27	-37,06	-19,62	-29,50	-19,62
RSR	0,62	0,65	0,34	0,20	0,52	0,20

Figura 13 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 28 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.



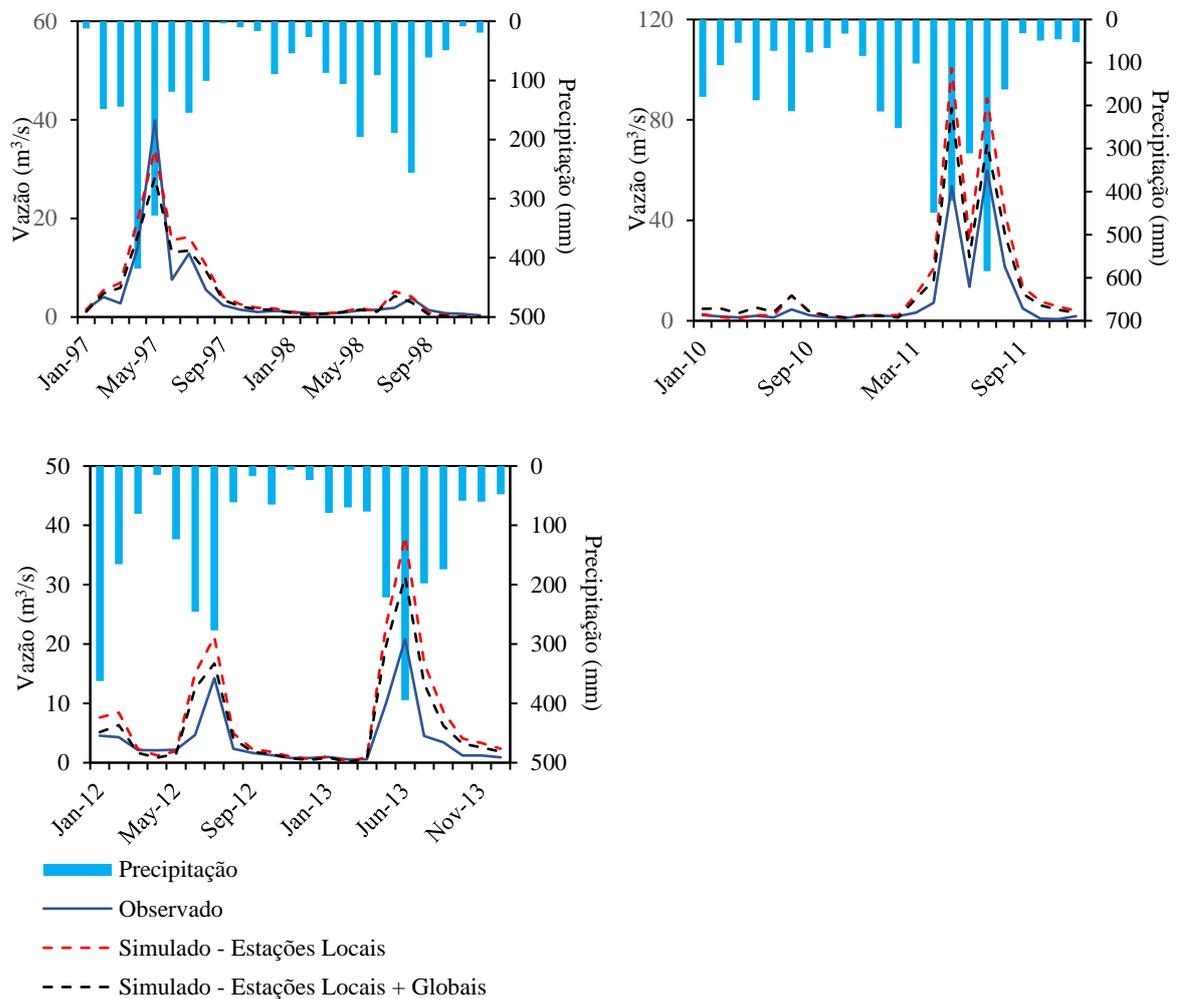
Para a validação na sub-bacia 13 (Tabela 18), com relação ao NSE, os melhores resultados foram obtidos apenas para o período de 1997 e 1998 com ambos os dados climáticos locais e a combinação destes com dados globais. Além deste período, em 2010 e 2011, com o uso de estações locais e globais, o NSE foi considerado bom. Ainda assim, apesar de haver encontrado alguns resultados adequados para o NSE, os valores de PBIAS estão fora do intervalo aceitável, com exceção do período de 1997 e 1998, em que com os dados climáticos locais e globais, o valor foi adequado. Para este mesmo período, com os dados climáticos locais, o valor fora do intervalo foi muito pequeno, excedendo o limite em apenas 0,48%.

Esses resultados podem ser analisados através da interpretação gráfica da vazão (Figura 14), em que no período de 1997 e 1998, as curvas da vazão estão mais próximas, enquanto que nos demais períodos nota-se um distanciamento, principalmente no período de 2012 e 2013, quando os índices foram mais distantes da faixa do aceitável.

Tabela 18 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 13, utilizando dados climáticos locais e globais

Critérios Estatísticos	1997-1998		2010-2011		2012-2013	
	L	L+G	L	L+G	L	L+G
NSE	0,87	0,87	0,24	0,70	-0,61	0,29
PBIAS	-25,48	-4,91	-88,16	-61,54	-95,92	-56,33
RSR	0,36	0,32	0,87	0,54	1,27	0,84

Figura 14 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 13 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais



Na vazão da sub-bacia 14 (Figura 15), verifica-se que houve uma modificação da vazão natural no ano de 2010, acarretando em um substancial aumento nos valores observados. Com isso, os múltiplos critérios estatísticos adotados indicam uma incoerência dos dados para o período de 2010 e 2011, assim como em 2012 e 2013. Porém, em casos como esse, é fundamental a análise da representação gráfica, em que nesse caso para os períodos de 2010-

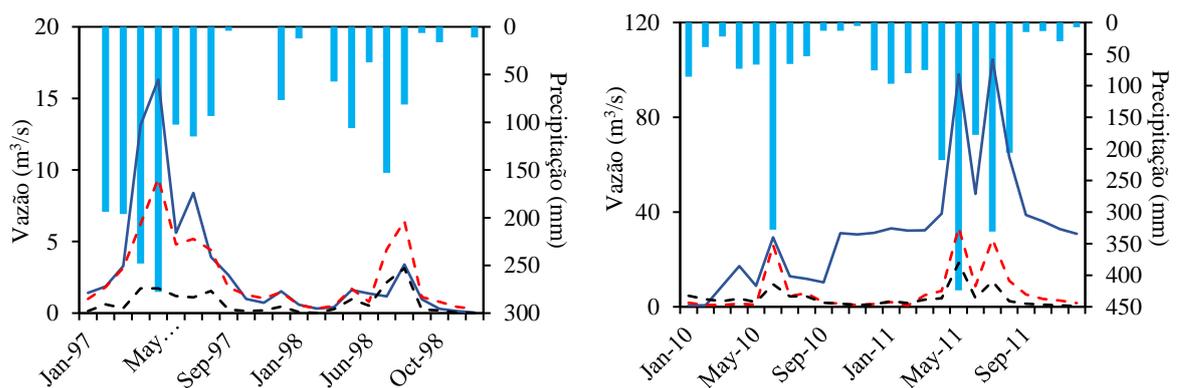
2011 e 2012-2013 verifica-se uma similaridade nas curvas de vazão, contudo com valores observados superiores em uma ordem de aproximadamente $40 \text{ m}^3/\text{s}$.

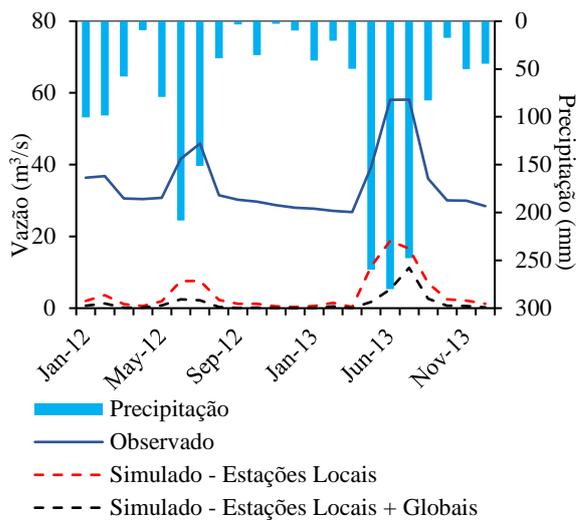
Devido a esta alteração da vazão natural na sub-bacia 14, verifica-se que apenas para o período de 1997 e 1998, utilizando-se dados climáticos locais, as estatísticas foram satisfatórias (Tabela 19). O resultado de NSE e RSR enquadram a simulação como boa e o PBIAS como satisfatória. Os demais períodos somente podem ser analisados através dos gráficos devido ao distanciamento das curvas provocados por modificação na curva chave da vazão. Problemas relacionados a curva chave já foram abordados, na qual aponta-se que a estimativa de vazão através da medição indireta cota-vazão pelo uso da curva-chave pode representar vazões inconsistentes devido a mudança de regime de escoamento por considerar um regime de escoamento permanente (OLIVEIRA et al., 2016).

Tabela 19 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 14, utilizando dados climáticos locais e globais

Critérios estatísticos	1997-1998		2010-2011		2012-2013	
	L	L+G	L	L+G	L	L+G
NSE	0,67	-0,14	-0,63	-1,13	-10,97	-13,56
PBIAS	15,99	75,64	80,08	88,78	87,90	95,92
RSR	0,58	1,07	1,28	1,46	3,46	3,82

Figura 15 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 14 para os períodos de (a) 1997 e 1998, (b) 2010 e 2011 e (c) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais





Dos resultados observados e simulados, verifica-se que na sub-bacia 5 (Figura 16) não houve aumento da vazão durante o período de 2010 e 2011, quando comparado com o período de 2012-2013. Diferente do comportamento das vazões analisadas nas demais sub-bacias, os valores permaneceram inferiores a $16\text{m}^3/\text{s}$ durante todo o período, possuindo os menores valores de vazão de toda a bacia hidrográfica do rio Goiana para esse período.

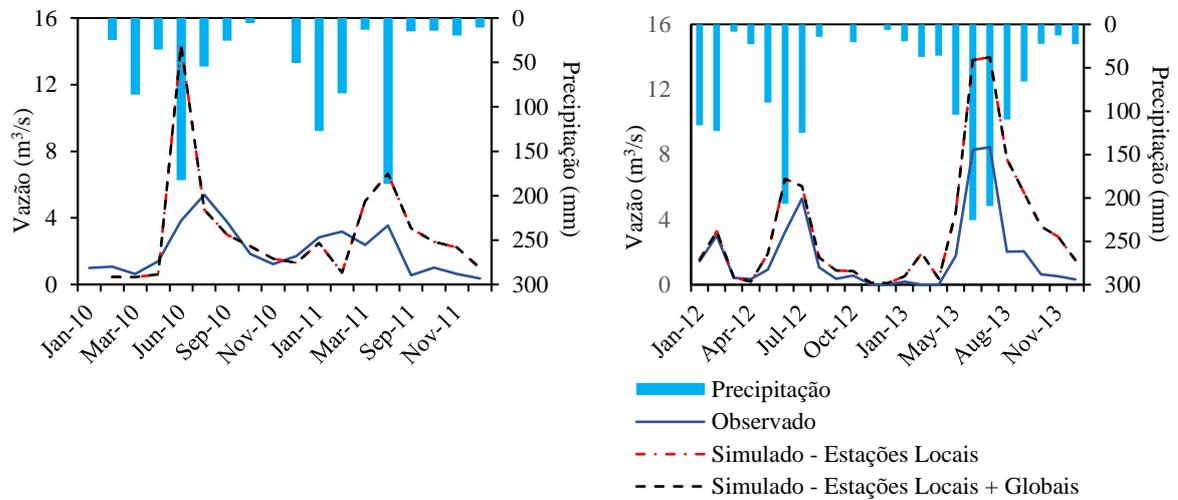
Essa região da bacia hidrográfica tem uma característica mais seca, conforme mencionado anteriormente, e atrelado a menor distribuição de dados e maior índice de falhas, verifica-se resultados insatisfatórios durante a simulação de fluxo, tanto para a calibração quanto para a validação. Ainda que graficamente (Figura 16), seja visível o comportamento das curvas em relação aos dados observados, os critérios de avaliação utilizados (Tabela 20) apresentaram os piores resultados. A vazão simulada para praticamente todo o período de validação apresentou superestimativas, que podem ser observadas pelos resultados de PBIAS e pela representação gráfica.

Não foi possível avaliar o período de 1997 e 1998, pois não existem dados de vazão para este período.

Tabela 20 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 5, utilizando dados climáticos locais e globais

Critérios estatísticos	2010-2011		2012-2013	
	L	L+G	L	L+G
NSE	-3,44	-3,44	-0,12	-0,12
PBIAS	-48,70	-48,70	-95,55	-95,55
RSR	2,11	2,11	1,06	1,06

Figura 16 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 5 para os períodos de (a) 2010 e 2011 e (b) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.



Para a sub-bacia 8, o comportamento gráfico das curvas de vazão (Figura 17) demonstra que há uma coerência com períodos de picos de vazão e decréscimo desta, e com isso justifica-se os satisfatórios resultados de NSE (Tabela 21) para os dois períodos analisados. Contudo, é importante destacar que apesar de ter um ajuste das curvas, há um distanciamento destas, em que no geral há uma superestimativa da vazão durante as simulações utilizando-se dados climáticos locais ou ambos os dados locais e globais. Essa diferença nas estimativas de vazão simulada em relação ao observado, provocou um PBIAS fora do intervalo aceitável. Um resultado adequado foi verificado apenas para o período de 2012 e 2013 para os dados locais junto aos globais. Com relação ao RSR, verifica-se que os dados encontrados estão adequados e atendem aos critérios estabelecidos por Moriasi et al. (2007).

Figura 17 - Comparativo das validações realizadas na sub-bacia 8 para os períodos de (a) 2010 e 2011 e (b) 2012 e 2013 utilizando dados climáticos locais e globais.

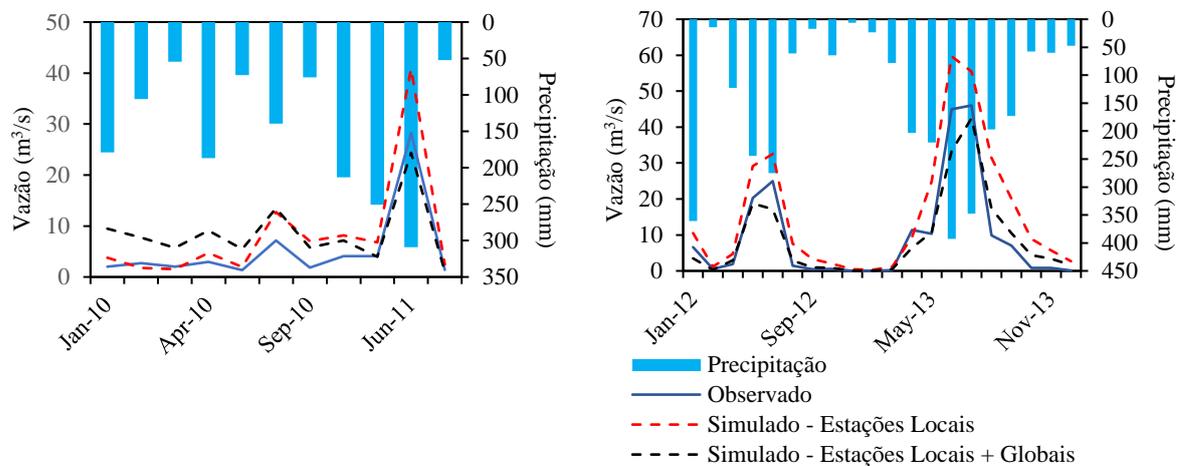


Tabela 21 - Análise de multicritérios para diferentes períodos de validação na sub-bacia 8, utilizando dados climáticos locais e globais

Critérios estatísticos	2010-2011		2012-2013	
	L	L+G	L	L+G
NSE	0,59	0,62	0,62	0,91
PBIAS	-58,53	-61,28	-65,15	5,56
RSR	0,64	0,61	0,62	0,30

Apesar da maior parte dos resultados da etapa de validação não possuir estatísticas satisfatórias de acordo com intervalos definidos na literatura, durante a fase de calibração estes alcançaram resultados considerados satisfatórios para a aplicação do modelo em outros trabalhos. Além disso, é importante discutir-se acerca das incertezas que envolvem a modelagem hidrológica, pois alguns resultados considerados insatisfatórios advêm destas.

Lima et al. (2007) levantaram três tipos de incertezas: relacionadas aos processos do modelo, parâmetros do modelo e informações climáticas. Apesar da relevância desse tipo de análise, os autores comentam que esta não é praticada com frequência pelos pesquisadores. Para Sarmento (2010) as incertezas também podem surgir a partir do uso de informações incompletas em relação a estrutura do programa utilizado. Desta maneira, indica-se a realização da análise de incertezas neste modelo em trabalhos futuros.

Incertezas nesse trabalho podem ser relacionadas aos dados observados de vazão, visto que essas medições são realizadas indiretamente e sofrem influência das variáveis climáticas e alterações no regime de escoamento. Além disso, trechos da rede de drenagem podem sofrer alterações devido a processos erosivos e pode ocorrer uma leitura errônea da altura. Brusa e Clarke (1999) avaliaram erros envolvidos na estimativa de vazão utilizando curva-chave em

um estudo no Rio Grande do Sul e constataram elevadas incertezas, demonstrando-se a importância do uso de diferentes curvas-chave para distintas faixas de cotas. De acordo com Reitz e Dias (2014) quando se tem estações com instabilidade hidráulica, a análise da consistência de dados fluviométricos deve ser efetivada pois pode impactar na gestão dos recursos hídricos.

A escassez de dados e o número de falhas, além da má distribuição de informações, que provocam incertezas na modelagem, culminam com o desenvolvimento de trabalhos sem a possibilidade de realização de procedimentos de calibração ou validação espacial como discutido anteriormente. Entretanto, além disso, também se ressalta que a etapa da validação não vem sendo realizada em diversos estudos como o de Andrade et al. (2017) na bacia hidrográfica do Alto do Mundaú, localizada entre os estados de Pernambuco e Alagoas com uma área de 4.126km², Fernandes (2015) na bacia hidrográfica do rio São Francisco com 641.000km², Lelis et al. (2012) numa bacia hidrográfica no município de Viçosa em Minas Gerais com 54,22 km², Veiga (2014) para uma bacia hidrográfica localizada em Goiânia em Goiás com 31,745 km².

Estudos sem a realização da validação demonstram dificuldades na representação de bacias hidrográficas em algumas regiões brasileiras através de modelagem hidrológica, além da indisponibilidade de dados para a seleção de períodos mais representativos para utilização nos modelos. Os resultados de validação apresentados neste trabalho, demonstram a dificuldade no alcance de resultados satisfatórios e a variação observada entre períodos com maior e menor incidência de falhas, além da variação entre anos secos e úmidos.

Outros trabalhos também apresentaram resultados insatisfatórios na etapa de validação como Castro (2013) que obteve um NSE de -0,84 para uma bacia hidrográfica experimental de 105 km² intensamente monitorada no sudeste do Distrito Federal. No mesmo estado, Sarmiento (2010) também constatou que seu modelo tinha baixa capacidade de previsão da vazão para o período da validação, obtendo-se um NSE de 0,34. Rosa (2016) para a bacia hidrográfica do rio Poma com 8700km², localizada no estado de Minas Gerais e em parte do Rio de Janeiro, também encontrou resultados insatisfatórios para a validação em uma das duas estações trabalhadas, tanto para vazão quanto para produção de sedimentos, com resultados de NSE de 0,371, PBIAS de -0,425 e R² de 0,536 para validação da vazão. Rosa (2016) também discute acerca da indisponibilidade de dados nas bacias hidrográficas brasileiras, aumentando o nível de incerteza dos modelos.

Sarmiento (2010) menciona que a validação também pode apresentar resultados insatisfatórios quando ocorrem eventos com condições hidrológicas diferentes das ocorridas

durante o período da calibração. Neste trabalho, apesar de serem utilizados períodos de pluviosidade superior e inferior à média do período de calibração, há uma escassez de dados pluviométricos e falhas substanciais nas séries de vazão.

Seria indicado a utilização de uma série maior de dados para a calibração, sendo possível analisar a capacidade do modelo em representar a realidade utilizando-se períodos mais secos, úmidos e com ambos. Contudo, devido à escassez de dados nas estações pluviométricas, bem como das estações fluviométricas, apenas foi possível o estudo do período utilizado neste trabalho.

Verifica-se assim uma oportunidade de investigação para trabalhos futuros, em que regiões com escassez de dados climáticos e hidrológicos sejam avaliados sob distintas técnicas de calibração e validação.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise de sensibilidade realizada através do SWATCUP proporcionou a identificação de parâmetros mais sensíveis e uma calibração direcionada a estes parâmetros elencados. Dos parâmetros utilizados na análise, os que apresentaram as maiores sensibilidades foram o CN2, GW_DELAY, ESCO, SOL_AWC, SOL_Z, RCHRG_DP, USLE_P, CH_N2, CANMX e EPCO.

Verificou-se também que apesar de ser uma única bacia hidrográfica e de dimensão média, por possuir distintos usos do solo, e regiões com características climáticas distintas, os parâmetros de sensibilidade foram diferentes, assim como os valores obtidos após a calibração; indicando-se, portanto, uma calibração espacializada.

Pôde-se verificar que o uso de dados observados garantiu um maior número de estações satisfatoriamente calibradas. Apesar disso, fazendo-se uso de dados climáticos locais mais globais houve uma melhora das estatísticas de sub-bacias cujas estações pluviométricas estavam melhor distribuídas.

Os resultados alcançados demonstram a possibilidade do uso de dados observados e de reanálise juntos, caso exista deficiência de informações ou estações com grande número de falhas. Contudo deve-se observar que em áreas com má distribuição de estações e regiões mais secas estas podem não fornecer respostas adequadas.

As estatísticas alcançadas na modelagem desenvolvida no SWAT evidenciam a aplicabilidade do modelo para estimativas mensais de vazão. Este demonstrou boas previsões para o exutório principal, contudo restrições para a área mais seca da bacia hidrográfica, cujos resultados foram insatisfatórios.

Durante a etapa de validação do modelo verificou-se através da representação gráfica que os dados simulados representaram adequadamente a vazão observada, contudo evidenciou-se uma superestimativa das predições das sub-bacias na maior parte dos períodos analisados, não se alcançando os critérios estatísticos satisfatórios para maior parte do período.

Apesar do destaque a dificuldade em alcançar resultados satisfatórios utilizando-se dados climáticos observados (Locais) ou a combinação com dados de reanálise (Locais + Globais), é importante descrever que alguns trabalhos brasileiros não realizaram a etapa de validação para bacias hidrográficas pequenas ou com escassez e falhas de dados observados. Isso se apresenta como uma oportunidade para pesquisas futuras, em que se indica a aplicação de distintas técnicas de calibração e validação, além da avaliação de distintos períodos da série de dados. Vislumbra-se também para trabalhos posteriores uma avaliação dos resultados de simulação realizando-se o preenchimento de falhas em séries climáticas.

3 AVALIAÇÃO ESPACIAL DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA EM PERNAMBUCO E ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DOS PROCESSOS EROSIVOS

3.1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento agrícola no Brasil e a necessidade do uso cada vez maior de terras agricultáveis vem exigindo elevada eficiência no processo de produção agrícola. Todavia, muitas vezes não há o planejamento adequado dessas áreas, acarretando assim em um uso intenso do solo, sem preocupações com práticas conservacionistas.

Técnicas de preparo de solo inadequadas para ambientes com suscetibilidade à erosão podem ocasionar diferentes problemas ambientais para essas áreas e para os recursos hídricos, como perdas de solo, carreamento de sedimentos para corpos hídricos e contaminação a partir dos defensivos agrícolas utilizados (AVANZI et al., 2013; VANZELA et al., 2010). Atrelado a isso, é importante mencionar que mudanças no uso e ocupação do solo também tem forte influência no aporte de sedimentos e que a vegetação natural pode minimizar esses impactos, visto que atenua a ação das chuvas no solo.

A erosão hídrica é um dos principais fatores de degradação dos solos, sendo esta a razão de perda da camada superficial do solo em diversas regiões do Brasil (HERNANI et al., 2002; BESKOW et al., 2009). Esta remoção dos horizontes superficiais acarreta em perda da capacidade produtiva e estando na rede de drenagem da bacia hidrográfica podem contaminar as águas superficiais através do transporte de sedimentos, nutrientes e agroquímicos (SOUTO; CRESTANA, 2000). Segundo Hernani et al. (2002) a perda anual de solo no Brasil foi estimada em 822,7 milhões de toneladas em áreas de cultivo agrícola e pastagem, produzindo 247 milhões de toneladas de sedimentos.

A erosão do solo é responsável pelo desprendimento das partículas do solo e de rochas, promovendo assim a produção de sedimentos. Estes transportam matéria orgânica, defensivos agrícolas, e tem composição física e química variável dependendo do material do qual foi originado. A produção desses sedimentos se dá por diferentes fatores como intensidade e quantidade de chuva, tipo de solo, uso e cobertura do solo, topografia, entre outros conforme detalha Ikeda, Osawa e Akamatsu (2009) e Zhang et al. (2010). E essa se refere ao processo de erosão, transporte, deposição e resuspensão dos sedimentos como detalha Cardoso e Coelho Filho (2017) e que são exportados da bacia hidrográfica durante um período de tempo (CHANDRA et al., 2014). Diversos estudos têm sido produzidos analisando-se diferentes fatores provocadores como o de Casalí et al. (2010), Galharte, Villela e Crestana (2014), Tang et al. (2011), Yan et al. (2013) e verifica-se que a produção desses sedimentos pode acarretar

em problemas físicos, químicos e biológicos nos recursos hídricos como assoreamento dos rios, carreamento de poluentes e patógenos (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011). Sob outro ponto de vista percebe-se a importância que os sedimentos exercem sob o ambiente fluvial, provendo nutrientes para os organismos e microrganismos, embora também possam depositar contaminantes (REIS; PARKER, ALENCOÃO, 2010).

Estudos para quantificação de perda de solo e produção de sedimentos a nível de bacias hidrográficas têm sido desenvolvidos em todo o mundo. Silva et al. (2011a) avaliaram a influência de diferentes manejos florestais adotados no plantio de eucalipto sobre perdas de solo e água por erosão hídrica e atestaram a eficiência do uso de práticas conservacionistas. Burcher e Benfield (2006) sugeriram que o escoamento superficial acarreta a entrada de sedimentos nos rios principalmente em bacias hidrográficas agrícolas, quando comparado com bacias suburbanas.

Além de pesquisas com aquisição de dados de campo (BEZERRA; CANTALICE, 2006;2009; CARVALHO et al., 2012; LEITE et al., 2009) para mensuração de perdas de solo e produção de sedimentos nos corpos d'água, verificam-se estudos utilizando diferentes modelos. Pandey et al. (2016) realizaram uma revisão de 50 modelos aplicados a erosão do solo e a produção de sedimentos, e sua aplicabilidade em diversas partes do mundo e apontaram para a existência de diferentes fatores que implicam na escolha adequada de um modelo como características da bacia hidrográfica e disponibilidade de dados. Dessa maneira, é importante avaliar os trabalhos que vem sendo desenvolvidos na região de estudo a fim de encontrar a solução mais apropriada.

O LOADEST (*Load Estimator*) (RUNKEL et al., 2004) é um software baseado na linguagem FORTRAN e é utilizado para estimativa de cargas em cursos de água através do cálculo de regressão utilizando dados de vazão e outras variáveis adicionais, além de dados de concentração dos constituintes a ser analisado. Já foi utilizado em alguns trabalhos para estimativa da carga de sedimentos como Aulenbach (2013), Dalby (2006), Dornblaser e Striegl (2009), Lewis e Lamoureux (2010), Mamo e Jain (2013), Park et al. (2015), Park e Engel (2014; 2016).

Souto e Crestana (2000) verificaram a possibilidade da seleção de alternativas tecnológicas para reduzir impactos no solo ao identificar áreas potenciais de erosão do solo sob diferentes manejos e períodos do ano. O modelo utilizado pelos autores foi o AGNPS (*Agricultural Non-Point Source Pollution Model*), associado a técnicas de Sistema de Informações Geográficas (SIG). As técnicas de SIG aliadas aos modelos de predição têm sido bastante aplicadas devido a capacidade de espacialização das informações. De acordo com

Avanzi et al. (2013) e Mello et al. (2016) a Equação Universal de Perda do Solo (USLE) de Wischmeier e Smith (1978) é o modelo mais simples para previsão da erosão e vem sendo amplamente utilizado, como verificado nos trabalhos de Ali e Hagos (2016), Beskow et al. (2009), Santos et al. (2017), Neves et al. (2011), Pandey et al. (2007), Pham, Degener e Kappas (2018), Singh e Panda (2017), e comparações com os tipos de modelos USLE como Bagarello et al. (2017) e Kinell (2016) com o USLE-M e USLE-MM. A Equação Revisada de Perda de Solo (RUSLE) de Renard et al. (1997) também tem sido aplicada como os trabalhos de Amorim et al. (2010), Cândido et al. (2014), Durães et al. (2016).

Mas os modelos de erosão do solo passaram por uma evolução, saindo de modelos empíricos como a USLE e RUSLE para modelos baseados em princípios teóricos (AMORIM et al., 2010). Muitos desses modelos teóricos utilizam equações de perda de solo, como a Equação modificada de Perda de Solo (MUSLE) (WILLIAMS, 1975), utilizada para estimativa do aporte de sedimentos. O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (ARNOLD et al., 1998) utiliza a MUSLE e sua aplicabilidade em estudos acerca do aporte de sedimentos tem sido atestada em trabalhos no mundo todo como Mamo e Jain (2013) na Etiópia, Kim et al. (2016) na Coreia do Sul, Salah e Abida (2016) na Tunísia. No Brasil Silva et al. (2011b) utilizou o SWAT para quantificar as perdas de solo na bacia hidrográfica do rio Colônia na Bahia, simulando cenários teóricos de preservação permanente e mata. Lelis e Calijuri (2010) também utilizaram o modelo para identificar zonas de maior sensibilidade à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu localizada na zona da Mata de Minas Gerais.

A bacia hidrográfica do rio Goiana é de relevante interesse econômico no estado de Pernambuco devido ao potencial agrícola e industrial. Podem ser pontuados alguns usos do solo na bacia, como monocultura da cana de açúcar, policultura, pecuária, ocupação urbana e industrial, aquicultura e áreas de vegetação arbórea e arbustiva (CONDEPE/FIDEM, 2005). Segundo Araújo, Nascimento e Oliveira (2016) em consequência das atividades industriais modernas e tradicionais há uma necessidade da realização de estudos de impactos socioambientais.

Visto sua importância para o desenvolvimento do Estado, objetivou-se estimar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana em Pernambuco, discutindo estratégias para minimização de processos erosivos

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Goiana encontra-se localizada no Nordeste brasileiro, entre as coordenadas latitude 07°22'20'' e 07°54'47''sul e longitude entre 34° 49'06'' e 35°41'43''oeste, no estado de Pernambuco e possui uma área de 2847,53km². Em termos de divisões municipais, a bacia conta engloba 26 municípios das Zonas do Litoral, Mata Norte, Agreste e Região Metropolitana do Recife, sendo totalmente ou parcialmente inseridos.

3.2.2 Dados hidrossedimentológicos

3.2.2.1 Concentração de sedimentos

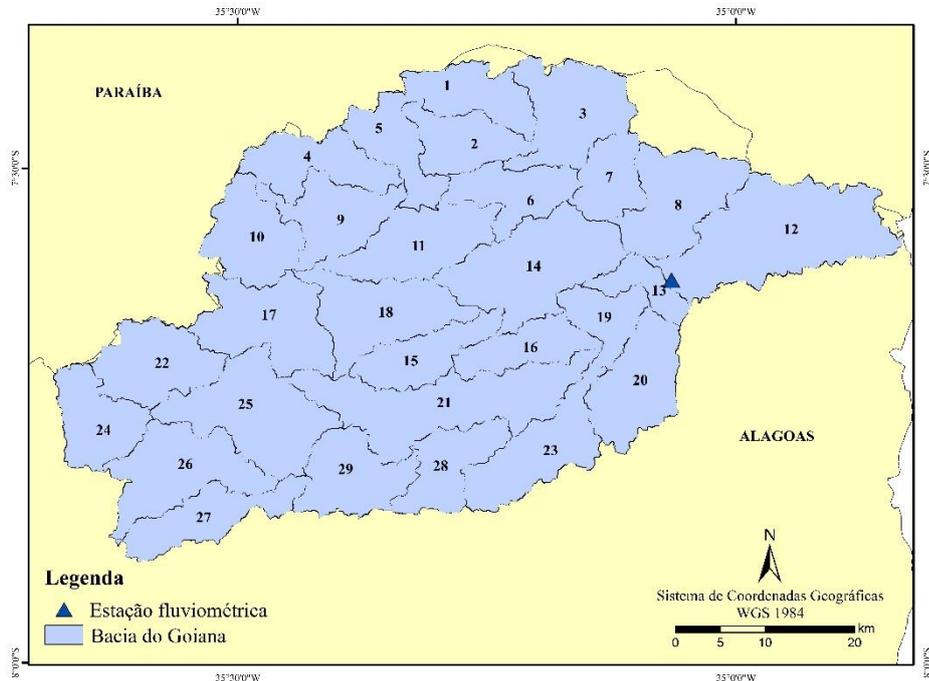
Dados de concentração diária de sedimentos (mg/L) foram obtidos a partir da plataforma Hidroweb da Agência Nacional das Águas (ANA) (hidroweb.ana.gov.br). A estação fluviométrica utilizada corresponde ao Engenho Itapissirica, localizada na latitude -7,61306 e longitude -35,06472 (Figura 18). Os dados utilizados correspondem ao período de 28/06/1996 a 07/06/2011, porém há somente cerca de 2 (duas) a 3 (três) medições diárias por ano, não havendo monitoramento contínuo na seção.

Existem 5 (cinco) postos fluviométricos na bacia hidrográfica do rio Goiana, contudo apenas o Engenho Itapissirica possuía dados de concentração de sedimentos para o período trabalhado.

3.2.2.2 Vazão

Para o mesmo período de dados de concentração de sedimentos, através da estação fluviométrica Engenho Itapissirica (Figura 18), realizou-se o levantamento de dados diários de vazão (1996-2011). Esses dados foram utilizados junto aos dados de concentração de sedimentos para análise da relação entre as duas variáveis.

Figura 18 - Estação fluviométrica localizada na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE



3.2.3 Estimativa de produção mensal de sedimentos

Como não há monitoramento do aporte de sedimentos na bacia por órgãos ambientais, foram utilizados dados de vazão (m^3/s) e concentração de sedimentos (mg/L) para estimativas de produção mensal de sedimentos utilizando-se o LOADEST (<https://water.usgs.gov/software/loadest/download/>) (RUNKEL et al., 2004).

Para obtenção dos dados de produção de sedimentos foram utilizados os dados diários hidrossedimentológicos (vazão e sedimentos) correspondentes ao período de 1996 a 2011. E para minimização de erros referentes às estimativas, a série diária de vazão foi analisada cuidadosamente, retirando-se inconsistências. Medições com um mesmo resultado em mais de cinco dias consecutivos foram suprimidas a fim de reduzir o erro na análise de saída.

Na configuração do LOADEST, foi estabelecido que a calibração e a estimativa do aporte de sedimentos foram baseadas no método estatístico do desvio mínimo absoluto (LAD) (RUNKEL et al., 2004).

O LOADEST possui vários modelos predefinidos que especificam a equação de regressão, podendo ser selecionado pelo usuário ou automaticamente. Nas configurações do software estabeleceu-se a seleção automática para seleção da equação mais adequada dentre as nove opções (Quadro 1) que o modelo disponibiliza para o processamento dos parâmetros.

Quadro 1 - Modelos de Regressão para seleção automática pelo LOADEST

Nº	Modelo de regressão
1	$a_0 + a_1 \ln Q$
2	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2$
3	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \text{dtime}$
4	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime})$
5	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \text{dtime}$
6	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime})$
7	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_4 \text{dtime}$
8	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime}$
9	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime} + a_6 \text{dtime}^2$

Em que Q é a vazão (f³/s), time é a variável temporal da série de dados utilizada, a1, a2, a3, a4 e a5 são os coeficientes de ajuste.

Dessa maneira, a equação de regressão que apresentou o melhor ajuste para carga total e concentração de sedimentos é descrita pela Equação 1 do Quadro 1:

$$Ln = a_0 + a_1 LnQ \quad (1)$$

Em que LnQ pode ser representado por Ln(Q) - centro de Ln(Q), a0 e a1 são coeficientes do modelo. Para carga de sedimentos os coeficientes foram a0=5,0852 e a1=1,3838.

Os dados de saída são automaticamente avaliados pelo programa, consistindo-se numa comparação entre os dados observados utilizados como entrada e os dados de saída. A avaliação é realizada baseada nas estatísticas referentes a tendência percentual (PBIAS), índice de eficiência de Nash Sutcliffe (NSE) e proporção parcial de carga (PCR), descritos pelas equações 2, 3 e 4 a seguir e calculados diretamente pelo LOADEST.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \times 100\% \quad (2)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (3)$$

$$PCR = \frac{PBIAS + 100}{100} \quad (4)$$

Os valores obtidos para carga de sedimentos foram -10,415 para PBIAS, 0,773 para NSE e 0,896 PCR. Com isso, verificam-se dados estatisticamente satisfatórios para carga de sedimentos, podendo ser utilizados.

Os resultados obtidos indicaram a carga de sedimento (t/dia) para o período analisado. Para obtenção da carga mensal (t/mês) o valor obtido foi multiplicado por 30 dias.

3.2.4 Modelo SWAT

O SWAT foi desenvolvido com o objetivo de prever o impacto das mudanças do uso e cobertura do solo e manejo do solo sobre a água, produção de sedimentos e nutrientes (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2011) em bacias hidrográficas. O modelo pode simular vazão, fluxo de base, erosão do solo, produção de sedimentos e nutrientes. De acordo com Arnold et al. (2010) para as abordagens e análise dos resultados, a bacia é dividida em sub-bacias, que também são divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU). Essas HRUs consistem em unidades homogêneas com mesmo tipo de solo, declividade, uso do solo (ARNOLD et al., 2012).

O modelo é baseado no balanço hídrico, conforme a Equação 5:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - W_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}) \quad (5)$$

Em que SW_t corresponde ao conteúdo final de água no solo (mm H_2O), SW_0 se refere ao conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm H_2O), t é o tempo em dias, R_{day} o quantitativo de precipitação no dia i (mm H_2O), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H_2O), E_a é a evapotranspiração no dia i (mm H_2O), W_{seep} é a percolação no dia i (mm), e Q_{gw} é o quantitativo do fluxo de retorno no dia i (mm H_2O).

O escoamento superficial é calculado baseado na equação da curva número proposta pela USDA (Equação 6).

$$Q = \frac{(R - 0,2s)^2}{R + 0,8s} \quad (6)$$

Em que Q é referente ao escoamento superficial diário (mm), R é a precipitação diária (mm) e s é um parâmetro de retenção que pode ser calculado pela equação abaixo (Equação 7), para distintos valores da curva número (CN) baseados nas características de cada solo:

$$s = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (7)$$

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica é calculada através da Equação Modificada de Perda de Solo (MUSLE). Segundo Neitsch et al. (2011), a MUSLE utiliza o escoamento superficial para realizar o cálculo da produção de sedimentos (Equação 8).

$$SED = 11,8 (Q \times qp)^{0.56} K C P L S \quad (8)$$

Em que Q é o volume de escoamento superficial (m³), qp é a vazão de pico (m³ s⁻¹), K se refere ao fator de erodibilidade média dos solos (t h MJ⁻¹ mm⁻¹), C é o fator de manejo do solo (adimensional), P é o fator de práticas conservacionistas e controle de erosão (adimensional) e LS o fator de comprimento da rampa e declividade das vertentes.

Após a contabilização da degradação e deposição, segundo Neitsch et al. (2011) o quantitativo final de sedimento é calculado por (Equação 9):

$$Sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (9)$$

Em que Sed_{ch} é a quantidade de sedimento suspenso (t), sed_{ch,i} é a quantidade de sedimento suspenso no início do período (t), sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositado (t) e sed_{deg} se refere ao quantitativo de sedimento reinsertado (t).

O quantitativo de sedimento transportado para fora da área analisada pode ser calculado por (Equação 10):

$$Sed_{out} = sed_{ch} \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (10)$$

Onde Sed_{out} se refere ao quantitativo de sedimento transportado para fora da área(t), V_{out} é o volume de saída de água no tempo analisado (m³ s⁻¹) e V_{ch} é o volume de água no segmento (m³).

Para realização de simulações hidrossedimentológicas o modelo SWAT precisa da inserção das características da bacia hidrográfica estudada. Entre os dados necessários estão as características dos solos, uso e cobertura, declividade da bacia e dados climáticos para estimativas do balanço hidrológico (precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar). A inserção dos dados de entrada foi realizada no capítulo 1 (Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia hidrográfica do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise) conforme Tabela 22 e o percentual de distribuição está detalhado na Tabela 23.

Tabela 22 - Informações e resolução espacial dos dados de entrada do modelo SWAT.

Dado de entrada	Descrição	Resolução	Fonte
Mapa de declividade	Mapa de elevação digital (DEM)	90 m	Monitoramento por satélite da Embrapa - SRTM
Mapa de Solos	Classificação dos solos para o estado de Pernambuco	1:100.000	Embrapa Solos – ZAPE
Mapa de uso e cobertura do solo	Classificação do uso e cobertura - ano base 2002	1:250.000	Ministério do Meio Ambiente (MMA) – Probio.
Dados climáticos	Precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento	Espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia.	Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), Agência Nacional das Águas (ANA) e Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac).

Tabela 23 - Distribuição dos solos, uso e cobertura e declividade da bacia após reclassificação dos usos no SWAT.

Uso e cobertura do solo	Percentual	Tipos de solos	Percentual	Declividade	Percentual
Floresta perenifólia	2,91	Argissolo amarelo	10,70	0-3	11,90
Agricultura	55,26	Argissolo vermelho- amarelo	19,08	3-8	33,38
Pastagem	36,50	Luvisolo	19,60	8-20	43,82
Floresta decídua	3,24	Neossolo Litólico	2,67	20-45	10,90
Áreas úmidas	2,10	Argissolo vermelho	42,69		
		Latosolo Amarelo	1,17		
		Água	0,26		
		Espodossolo	0,36		
		Neossolo	0,56		
		Quartzarenico			
		Gleissolo	2,91		

3.2.5 Calibração e validação do modelo SWAT

O modelo utilizado foi calibrado no estudo anterior (Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia hidrográfica do litoral

pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise), e para uma análise da produção mensal de sedimentos utilizou-se o modelo com dados climáticos observados, pelo maior número de estações calibradas satisfatoriamente.

A calibração foi realizada anteriormente através de um procedimento de calibração espacial com a divisão da bacia hidrográfica em cinco zonas distintas de calibração. Foi utilizado o software *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) para análise de sensibilidade dos parâmetros e calibração.

O período utilizado para calibração foi de 1999 a 2009 utilizando-se dados mensais de vazão observada. A performance do modelo foi analisada segundo múltiplos critérios de NSE, PBIAS e RSR (Equação 11) (MORIASI et al., 2007) e houve resultados satisfatórios para a sub-bacia onde será realizada a análise entre dados simulados e estimados de produção de sedimentos (NSE = 0,80; PBIAS = -21.53; RSR = 0,44).

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \quad (11)$$

Nesse sentido, partindo-se da necessidade de estimar a produção de sedimentos, a validação dos dados produzidos pelo modelo SWAT constituiu-se de uma etapa fundamental para discussão das estimativas de sedimentos. Como o modelo foi avaliado anteriormente somente para estimativas de vazão, neste estudo foi realizada a validação comparando-se os resultados da simulação SWAT com as estimativas de produção de sedimento mensais obtidas através da regressão do LOADEST. O período de validação correspondeu ao período utilizado para calibração da vazão (1999-2009), assim como um período posterior de 15 meses (janeiro de 2010 - março de 2011³), verificando-se o atendimento aos critérios estatísticos estabelecidos por Moriasi et al. (2007) (Tabela 24).

Conhecendo-se a escassez de dados observados de concentração de sedimentos disponíveis, impossibilitando a obtenção de uma média mensal, foi procedida a validação entre dados diários simulados e observados para o período da calibração da vazão (1999-2009), atentando-se que a calibração realizada anteriormente foi procedida numa escala mensal. O período de 2010 e 2011 não foi avaliado, devido a quantidade de dados disponíveis para o período.

³ O ano de 2011 não foi analisado em sua totalidade devido a inconsistências nos dados observados de vazão e sedimentos.

Tabela 24 - Performance do modelo para sedimentos a partir de estatísticas recomendadas por Moriasi et al. (2007) para dados mensais de saída.

Performance	NSE	PBIAS	RSR
Muito boa	1 – 0,75	PBIAS < ±15	0,0 – 0,50
Boa	0,75 – 0,65	±15 ≤ PBIAS < ± 30	0,50 – 0,60
Satisfatória	0,65 – 0,50	±30 ≤ PBIAS < ± 55	0,60-0,70
Insatisfatória	≤ 0,50	PBIAS ≥ ± 55	> 0,70

3.2.6 Análise da produção espacial de sedimentos

A análise da produção de sedimentos foi realizada em cada sub-bacia, analisando-se a produção média anual de sedimentos para o período de 1999 a 2009. Após a estimativa anual espacializada para toda bacia hidrográfica, observou-se as áreas de maior produção e fatores de maior influência.

Os fatores foram avaliados em relação a equação da MUSLE, observando-se o escoamento superficial, classificação dos solos e sua erodibilidade, uso e cobertura do solo, altitude e declividade do terreno.

3.2.7 Estratégias para redução dos processos erosivos

As estimativas de sedimentos por sub-bacias podem caracterizar áreas mais susceptíveis a produção de sedimentos. Contudo, se estratégias não forem apontadas os resultados apresentados não poderão ser utilizados para melhoria das condições ambientais.

Sabe-se que existem diversos fatores contribuintes para os processos erosivos e a produção de sedimentos, contudo eles não podem ser modificados pois são referentes a tipos de solo, declividade do terreno e comprimento da rampa, além do escoamento superficial. Sendo, dessa forma, o manejo do solo e as práticas conservacionistas os fatores que podem ser avaliados para uma melhoria da qualidade ambiental em relação a erosão. Nesse sentido, as estratégias foram elencadas e discutidas a partir do uso e cobertura atual da bacia hidrográfica de maneira a não impedir que as atividades econômicas e sociais existentes sejam comprometidas.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Análise da concentração de sedimentos

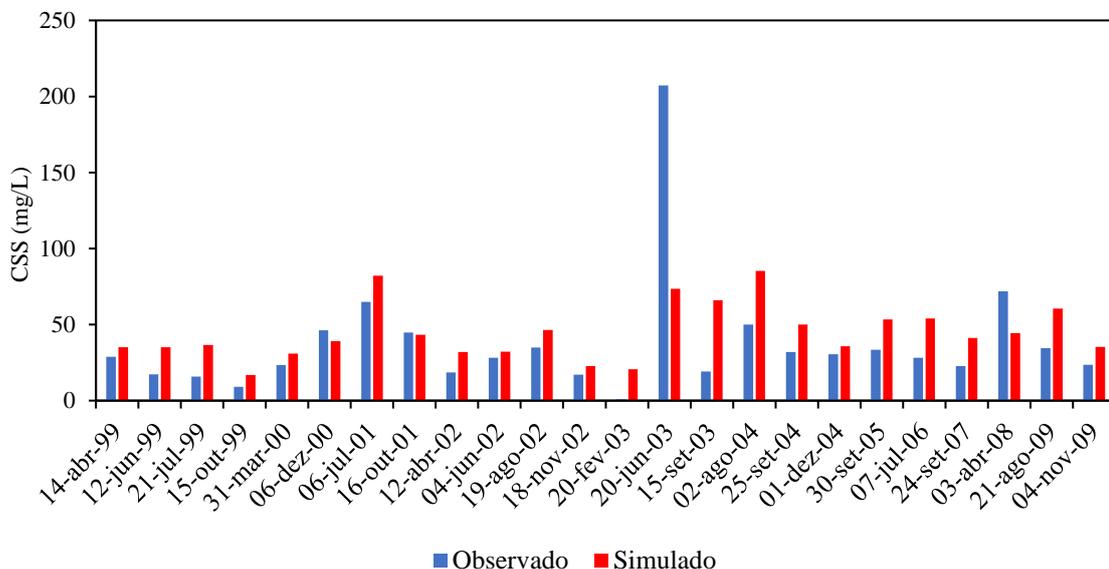
Apesar do modelo utilizado neste trabalho ter alcançado estatísticas satisfatórias para maior parte da bacia hidrográfica do rio Goiana durante a realização da calibração da vazão, com exceção de apenas uma sub-bacia que pertencia a uma zona com escassez de dados de

precipitação e climatologia mais seca como observado no capítulo 1 (Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia hidrográfica do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise); verifica-se a necessidade da realização da validação para um período distinto ou utilização de outros tipos de informações para avaliação.

Como apenas dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) estavam disponíveis e com uma elevada escassez de dados, atrelado a um modelo que apenas tinha sido calibrado para dados mensais de vazão; os resultados da concentração de sedimentos diária observada e as estimativas a partir do SWAT foram avaliados com cautela.

Observando-se o mesmo período de dados da calibração para vazão, a análise entre concentração diária de sedimentos observada e simulada resultou em um NSE de 0,26, PBIAS de -18,78 e RSR de 0,86 (Figura 19). Apesar dos múltiplos critérios de análise indicarem que a simulação não representa adequadamente os dados observados, compreende-se que a calibração realizada no capítulo 1 somente foi realizada para vazão e numa escala de tempo mensal. Além disso, a quantidade de dados disponível para avaliação é mínima e não existem dados que representem variações sazonais anuais. Ainda assim, dados diários simulados em outros trabalhos também apresentam estatísticas semelhantes como Santos (2015) que para uma bacia hidrográfica pertencente também ao estado de Pernambuco obteve um NSE de 0,35, PBIAS de 29,54 e R^2 igual a 0,60.

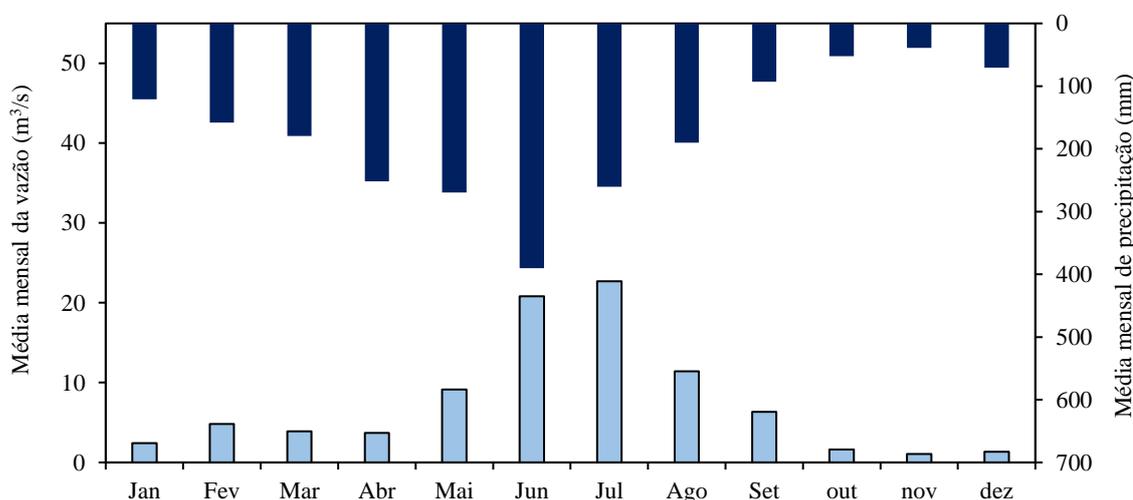
Figura 19 - Comparativo entre a concentração diária de sedimentos observada e simulada pelo SWAT para o período de calibração da vazão (1999 a 2009).



Com relação aos dados de concentração de sedimentos se percebe uma variação em relação a determinados períodos do ano. Basso, Moreira e Pizzato (2011) verificaram que a precipitação influencia na concentração de sólidos dissolvidos totais, bem como sólidos em suspensão, em um estudo em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Os autores apontaram que isso ocorre principalmente em bacias hidrográficas urbanizadas, havendo um aporte expressivo de sedimentos. Apesar da bacia hidrográfica do rio Goiana não ser fortemente urbanizada, havendo uma concentração superior de áreas agrícolas e de pastagem, verificou-se que os meses de maior pluviosidade contribuíram para alguns dos picos do gráfico.

O trimestre mais chuvoso do ano para a localidade corresponde aos meses de maio, junho e julho, tendo precipitação mensal nesse período entre 260 e 390 mm (Figura 20). Constata-se que alguns dos picos tiveram representação nos dados observados e simulados (Figura 19), como em julho de 2001 e agosto de 2002. Em junho de 2003 apesar da simulação ter um pico, este foi bem inferior ao dado observado, destoando-se em $-133,71\text{mg/L}$. Contudo, como poucos dados estão disponíveis para uma análise mais detalhada, não se pode avaliar a variação dessas concentrações diárias durante períodos chuvosos e secos.

Figura 20 - Média mensal de precipitação e vazão para o período analisado de 1999 a 2011 na estação Engenho Itapissirica.



Esses valores observados e simulados diários foram todos inferiores ao limite estabelecido pela Resolução 357/2005 (CONAMA, 2005) para águas doces que impõe valor limite de 500mg/L . Sabe-se que este valor não é o único parâmetro para avaliação da qualidade das águas, mas constitui-se de um importante indicativo de como as águas de determinada região podem estar comprometidas por outras substâncias que também são transportadas junto

aos sedimentos. Logo, como um monitoramento diário regular de sedimentos nos cursos hídricos não vem sendo realizado, estimativas através de modelagem hidrossedimentológica tem se mostrado como uma ferramenta auxiliar na análise dos corpos hídricos, bem como nas bacias hidrográficas como um todo.

Na revisão detalhada por Moriasi et al. (2007) observaram-se alguns trabalhos cujas estatísticas de avaliação para estudos com sedimentos em uma escala diária foram inferiores aos trabalhos com vazão, contudo Gassman et al. (2007) compilaram resultados melhores na sua revisão, tanto para sólidos suspensos como produção de sedimentos. Trabalhos relacionados a essa temática continuam sendo desenvolvidos e autores encontram diferentes resultados dependendo da região e qualidade dos dados. Betrie et al. (2011) obtiveram resultados satisfatórios para a bacia hidrográfica do Nilo Azul, originada na Etiópia, alcançando resultados superiores a NSE 0,83 para dados diários. Briak et al. (2016) numa bacia hidrográfica no norte do Marrocos alcançaram uma performance considerada boa para sedimentos durante as etapas de calibração e validação com valores de NSE e PBIAS de 0,69 e 7,12 e 0,70 e 15,51 para dados mensais. Vigiak et al. (2015) descrevem que a calibração de sedimentos em suspensão permitiu boas simulações de produção de sedimentos e para prever concentrações de sedimentos realizaram adaptações no modelo SWAT combinando a MUSLE a um limiar de $0,01\text{Km}^2$. Os autores alcançaram variações de ± 15 mg/L para os períodos de calibração e validação. No presente trabalho verificou-se uma média de $\pm 21,23$ mg/L, havendo na maior parte dos resultados uma superestimativa do SWAT, portanto não sendo indicado o uso de simulações diárias para sedimentos.

Para estimativa diária de sedimentos Jain, Tyagi e Singh (2010) na região do Himalaia encontraram R^2 de 0,33 e 0,26 respectivamente para calibração e validação diária, e para dados mensais os valores foram 0,38 e 0,47. Esses valores podem ser considerados insatisfatórios, mas verifica-se uma melhora na qualidade das respostas para análises mensais. Uzeika et al. (2012) trabalharam em uma bacia hidrográfica rural experimental no sudeste brasileiro sem realização do processo de calibração e o modelo conseguiu adequadamente reproduzir vazão e escoamento superficial, contudo somente em escalas mensal e anual, havendo dificuldade para escala diária.

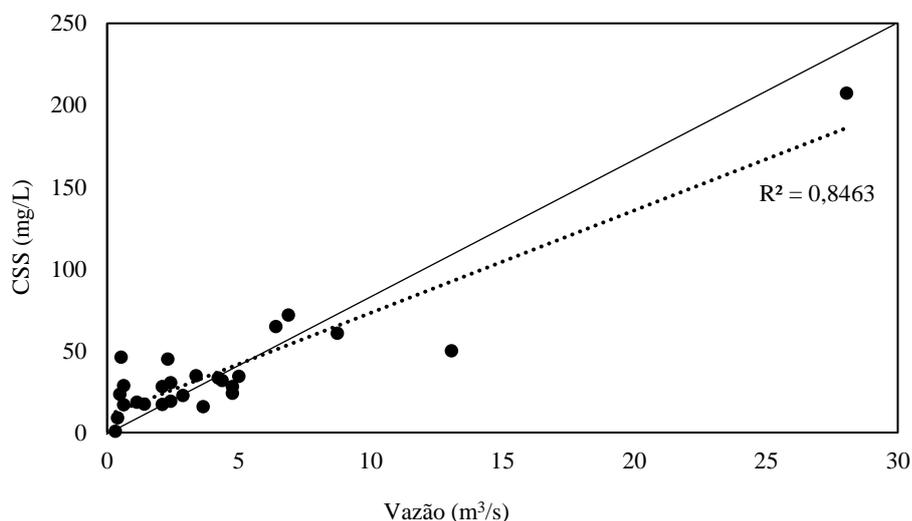
É importante também mencionar que apesar de Moriasi et al. (2007) não classificarem estatísticas para estimativas diárias, a avaliação da performance do modelo em relação a sedimentos possui intervalo maior de valores de PBIAS que não são permitidos para vazão, devido as dificuldades de alcançar índices melhores em estimativas de sedimentos.

Devido à escassez dos dados de concentração de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana e a possibilidade da estimativa da produção de sedimentos através de uma regressão junto a dados observados de vazão, observou-se a relação entre os dados observados de vazão e concentração de sedimentos e seu o coeficiente de determinação (Figura 21). Gokbulak et al. (2008) realizaram uma análise da correlação entre esses parâmetros em uma bacia hidrográfica experimental na Turquia, por um período de 18 anos de monitoramento, encontrando regressões lineares satisfatórias entre vazão e alguns parâmetros de qualidade de água.

O coeficiente de determinação R^2 indicou um bom resultado entre a concentração de sedimentos e a vazão (Figura 21). Conhecendo-se a relação satisfatória existente entre as duas variáveis se verificou a possibilidade da estimativa da produção de sedimentos utilizando-se o LOADEST.

contudo sabe-se que além da vazão, existem outros fatores influenciadores como a energia do escoamento superficial e a energia para seu transporte como descrevem Minella, Merten e Magnago (2011), bem como as condições de limite do canal (LUBIS et al., 2015).

Figura 21 - Relação entre a concentração de sedimentos (CSS) e vazão para dados observados na estação Engenho Itapissirica para o período de 1999 a 2011.



Além disso, é importante mencionar que a diferença entre a vazão e a CSS também pode ocorrer devido ao fenômeno da histerese⁴, no qual ratificando esse fenômeno, Cardoso e Coelho Filho (2017) encontraram uma baixa correlação, com um coeficiente de determinação R^2 de

⁴ A Histerese retrata retardos nas respostas entre dois distintos fenômenos, havendo um diferencial entre as curvas.

0,34. Quando se assume uma escala de tempo mensal, reduz-se os erros nas estimativas decorrentes desses distintos fatores, pois segundo Vestena (2009) nos eventos pluviométricos percebe-se um aumento da CSS com o início da chuva ainda sem modificações na vazão, após isso tem-se uma elevação da vazão e decréscimo da CSS, para então se verificar um novo aumento da CSS enquanto a vazão atinge seu pico. O autor ainda aponta para uma redução de ambos os parâmetros, podendo surgir novos picos de CSS de menor intensidade. Ainda que se observe esse comportamento, Vestana (2009) obteve a maioria dos índices de correlação entre a vazão e CSS considerados aceitáveis.

A análise entre a variabilidade da vazão e da concentração de sedimentos suspensos também foi apontada por Sankaran e Reddy (2016) para uma melhoria nos esforços de modelagem de processos sedimentológicos. Para tal, em um trabalho realizado na Índia, os autores aplicaram o método da correlação intrínseca dependente do tempo, encontrando uma associação positiva. Associações negativas foram encontradas por Adarsh e Reddy (2016) para uma estação da Índia onde as intervenções humanas influenciavam na variabilidade da vazão, bem como concentração de sedimentos.

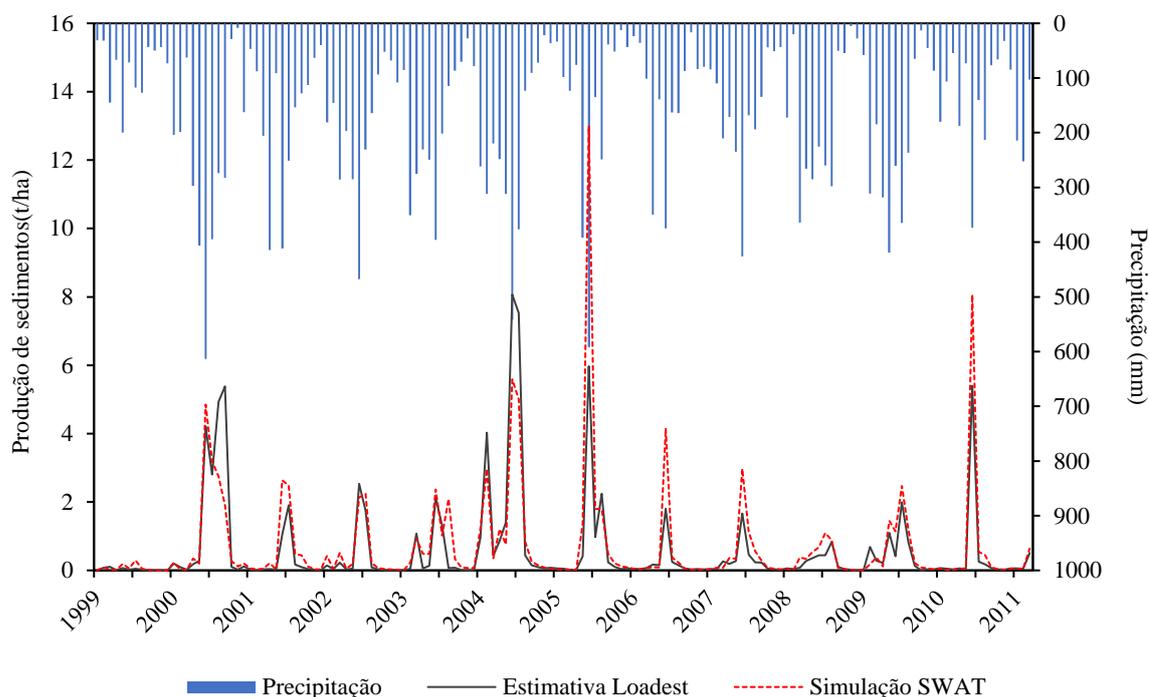
3.3.2 Produção espacial de sedimentos

A produção de sedimentos mensal estimada indiretamente através da regressão com o LOADEST foi comparada aos resultados do modelo SWAT tanto para o período que foi utilizado para a calibração mensal da vazão, como um período posterior de 15 meses (Figura 22).

Em relação aos processos para as estimativas e simulação da produção de sedimentos, o modelo SWAT e o LOADEST têm bases processuais distintas. O modelo do LOADEST é de base empírica não considerando os processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica, já o SWAT é físico, em que as equações utilizadas pelo modelo buscam representar as características naturais e espaciais da bacia.

A avaliação das respostas do modelo foi feita para esses dois distintos períodos pois o período da calibração pode fornecer resultados melhores, visto que os parâmetros já sofreram ajustes baseados nos dados de vazão observada e parâmetros relacionados a solo, manejo de culturas/vegetação e água subterrânea, que também influenciam na produção de sedimentos.

Figura 22 - Sedimentograma para a bacia hidrográfica do rio Goiana-PE para o período de 1999 a 2011



Para o período da calibração o modelo foi satisfatório, alcançando-se um NSE de 0,59, PBIAS de -17,93 e RSR de 0,64 e período posterior (2010 a 2011) as estatísticas foram de 0,72, -48,48 e 0,52 respectivamente para os mesmos critérios estatísticos. Sendo assim, ambos períodos considerados satisfatórios pela classificação de Moriasi (2007). Dessa maneira, as performances alcançadas são similares para ambos os períodos de acordo com as estatísticas analisadas. Porém, é importante salientar que apesar dos resultados considerados satisfatórios, conforme Vestana (2009), a modelagem hidrossedimentológica não elimina a necessidade de um monitoramento automático periódico desses processos *in loco*.

Ayele et al. (2017) utilizaram o SWAT para estimativa de produção de sedimentos na Etiópia e encontraram um NSE, PBIAS e RSR de 0,73, 7,8 e 0,52 para calibração e 0,79, 6,4 e 0,45 para validação. Em que os autores apontam que a qualidade e escassez dos dados podem interferir nas estatísticas alcançadas. Essa também pode ser apontada como uma das razões para as estatísticas encontradas neste trabalho, compreendendo-se que existem incertezas nos dados estimados e simulados. Yesuf et al. (2015) encontraram estatísticas NSE, PBIAS e RSR inferiores para os períodos de calibração (0,55, -14,6, 0,67) e validação (0,53, 0,8, 0,69), havendo superestimativas no período da calibração e subestimativas na validação da produção de sedimentos, porém ambos considerados satisfatórios. Asres e Awulachew (2010) alcançaram um NSE e R^2 de 0,74, 0,85 na calibração e 0,62 e 0,79 na validação.

Além dos multicritérios avaliados, a partir do sedimentograma, percebe-se um comportamento similar entre os dados estimados e simulados, havendo uma boa aderência nos períodos de maior e menor produção. Gráficamente, percebe-se que os dados simulados estão relativamente sendo superestimados, informação também obtida através do PBIAS negativo que indica valores superestimados em ambos os períodos analisados. Entretanto, constata-se que as principais diferenças entre os dados estimados e simulados estão nos picos, períodos que também correspondem a um maior volume de precipitação.

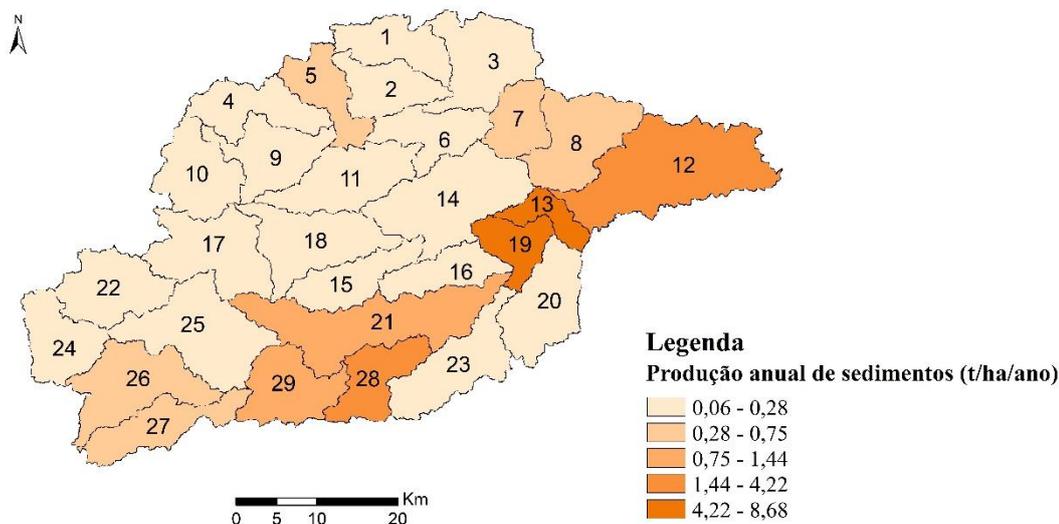
Discussões acerca da predição nos períodos de cheia, que são ocasionados por um aumento da precipitação, foram apontadas por Blainski, Acosta e Nogueira (2017), em que os autores comentam da dificuldade de simulação de vazão, bem como sólidos transportados.

No mês de junho de 2005 verificou-se um quantitativo superior do total pluviométrico e este mês distinto, provocou uma simulação da produção de sedimentos muito superior a todo o período analisado. Esta única estimativa influenciou num decréscimo das estatísticas de avaliação do modelo.

Excluindo-se esse evento da série de dados obtém-se valores melhores em todos os critérios, como NSE de 0,77, PBIAS de -9,99 e RSR de 0,48, sendo estatísticas consideradas muito boas. Isso demonstra que é importante a análise desses eventos extremos, pois apesar de não ocorrerem periodicamente eles provocam efeitos na bacia hidrográfica, como aumento da produção de sedimentos, podendo elevar significativamente a concentração de sólidos suspensos nos corpos hídricos. Ambos os resultados indicam que a simulação foi satisfatória e pode ser utilizada para estimativas em outros períodos.

A média da produção anual de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Goiana é de 0,94 t/ha/ano e as áreas de maior produção de sedimento (Figura 23) estão localizadas próximo a foz da bacia, que desagua no oceano atlântico. Em contraponto que se percebe áreas com valores nitidamente superiores à média anual da bacia, a área mais a noroeste apresenta valores inferiores e similares para diversas sub-bacias, variando entre 0,06 a 0,75 t/ha/ano.

Figura 23 - Produção anual média de sedimentos nas sub-bacias para o período de 1999 a 2009.



As áreas com maior produção média anual de sedimentos correspondem a sub-bacia 12 (4,23 t/ha/ano), sub-bacia 13 (8,68 t/ha/ano) e sub-bacia 19 (6,25 t/ha/ano), sendo resultados coerentes devido aos sedimentos terem relação com o comportamento dos corpos hídricos, que confluem no exutório principal. Isso ratifica as discussões da UNESCO (2013) em que a produção de sedimentos é maior na região de menor altitude da bacia hidrográfica, pois o movimento da água e sedimentos vão da região de maior elevação até uma área inferior, havendo liberação de energia.

Para os anos avaliados, verifica-se que os anos de 2005, 2004 e 2000 apresentaram a maior produção de sedimentos (Tabela 25), correspondendo a 614.390,3t, 473.037,22t e 447.193,19t para os respectivos anos. Já os anos com menor produção de sedimentos foram 1999, 2006 e 2007 com uma produção total de 28.269,13t, 136.147,97t e 150.107,92t.

Observando-se a variação da vazão simulada da sub-bacia 13, que possui a maior média anual de produção de sedimentos, constata-se que para os anos de maior produção de sedimentos, a média mensal da vazão foi de 17,37 m³/s, 18,58 m³/s e 11,54m³/s, respectivamente para os anos de 2005, 2004 e 2000. Ainda que o ano de 2005 não tenha apresentado a maior média, este teve a maior vazão mensal registrada alcançando 113,1m³/s, enquanto que a vazão máxima do ano de 2004 foi de 52,25 m³/s.

Para os anos de menor produção de sedimentos a vazão média simulada foi de 1,55m³/s, 4,18m³/s e 5,72m³/s, respectivamente para os anos de 1999, 2006 e 2007. Cujas simulações apresentaram valores máximos de vazão de 5,22m³/s, 27m³/s e 24,51 m³/s.

Tabela 25 – Produção média e total de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE para o período de 1999 a 2009

Ano	Produção média de sedimentos (t/ha)	Produção total de sedimentos (t)
1999	0,10	28.269,13
2000	1,56	447.193,19
2001	0,79	227.576,04
2002	0,94	270.734,90
2003	0,74	211.268,82
2004	1,65	473.037,22
2005	2,14	614.390,30
2006	0,47	136.147,97
2007	0,52	150.107,92
2008	0,77	221.419,81
2009	0,65	185.163,04

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana apresentou valores inferiores aos simulados pelo SWAT por Santos (2015) na bacia hidrográfica do rio Tapacurá, localizada entre o Agreste e a Zona da Mata do mesmo estado. Para o autor, a variação encontrada foi de 1,44 a 66,62 t/ha/ano, com média anual de 17,73 t/ha/ano, para o período de 1995 a 2012. Na bacia há um predomínio do solo tipo Argissolo (68,85%) e uso do solo com pecuária e policultura (69,57%).

Já para a bacia hidrográfica do rio Pirapama, localizada no litoral pernambucano, que é uma das fontes de abastecimento da Região Metropolitana do Recife, Silva e Santos (2008) utilizando o modelo Kineros encontraram, para o período de 1990 a 2001, uma produção de sedimentos variando entre 27,34 e 276,44 t/ha/ano. Apesar da utilização de um modelo diferente, observa-se uma produção de sedimentos muito acima do simulado neste estudo. Os valores distintos podem ser referentes às características físicas da bacia hidrográfica, bem como às condições climáticas do período analisado. Os autores (2008) ainda caracterizam a bacia estudada como degradada ambientalmente, com incidência de desmatamento florestal e com extensas áreas de plantio da cana de açúcar. Estes fatores mencionados também influenciam na produção de sedimentos, porém também é importante se analisar as incertezas inerentes aos diferentes modelos utilizados.

Resultados com SWAT foram aferidos na bacia hidrográfica do reservatório Epitácio Pessoa, localizada no semiárido da Paraíba, onde Silva et al. (2017) obtiveram uma produção média de sedimentos de 0,03 t/ha/ano. Nessa bacia a vegetação arbustiva constitui o uso predominante com 35,81%, seguido de pastagem com 27,60%. Para Lelis (2011), em uma bacia hidrográfica na Zona da Mata de Minas Gerais, com uso do solo predominante de pastagem

(38,6%), Mata secundária alta (27,3%) e área urbana (18,7%), entre outros, a produção de sedimentos apontou para um intervalo entre 0 e 100 t/ha, contudo a maior parte da bacia possuía uma produção em torno de 0 a 1 t/ha, o que está de acordo com os resultados alcançados neste trabalho.

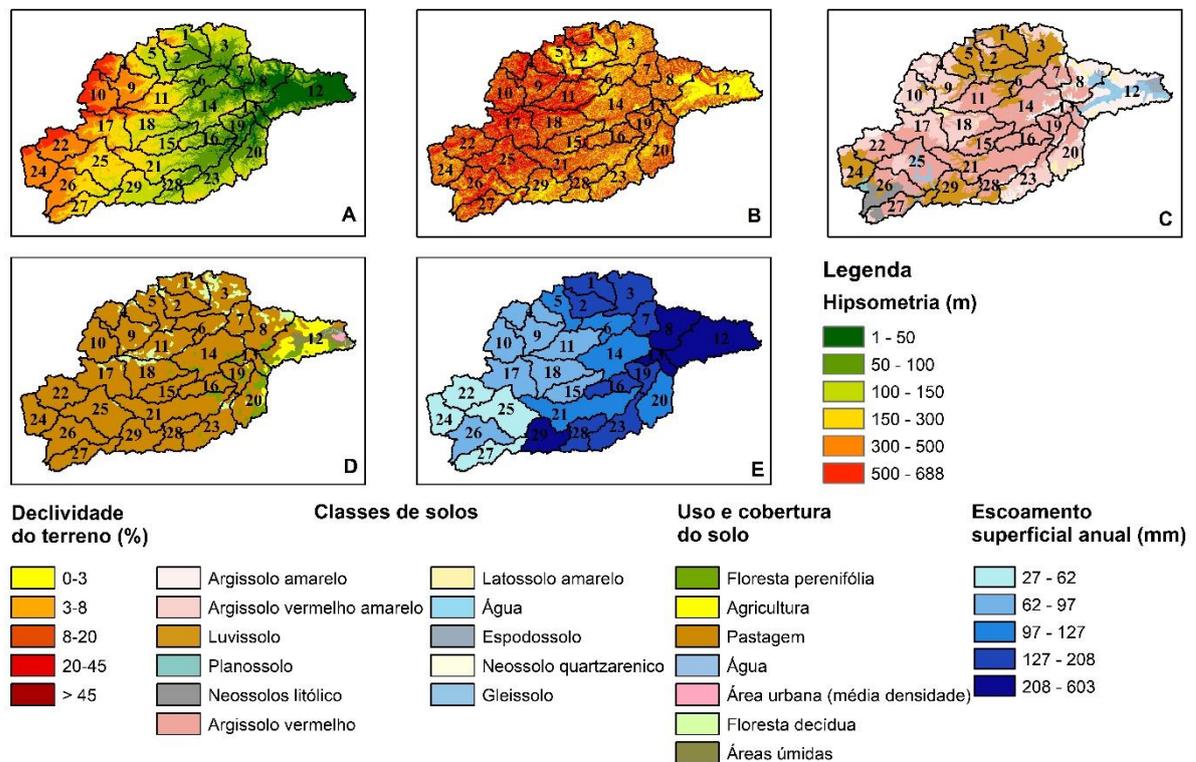
Em estudos em outras localidades no mundo, Ayele et al. (2017) na Etiópia analisaram a parte superior da bacia hidrográfica do rio Nilo e encontraram uma variação de 0,01 a 3,55 t/ha/ano. E esses indicaram que mais de 85% do sedimento produzido era proveniente de áreas com baixa declividade (0-8%), sendo a produção de sedimentos mais sensível ao tipo e uso do solo. Asres e Awulachew (2010) na bacia hidrográfica Gumera, também na área da bacia hidrográfica Nilo Azul na Etiópia, tiveram um intervalo de sedimentos variando entre 0 a 22t/ha/ano, com média anual de 16,2 t/ha/ano. Os autores ainda indicam que a maior parte das áreas baixas e úmidas possuem produção de sedimentos na faixa de 0 a 10t/ha/ano. Dessa maneira, observa-se que áreas de uma mesma região podem produzir resultados diferentes, como observado em estudos no nordeste brasileiro que apresentaram variação nos intervalos de produção de sedimentos.

Com relação ao uso e cobertura do solo, para Lelis (2011) as produções médias de sedimento para pastagem foram de 0,288 t/ha e para mata 0,019 t/ha. Galharte, Villela e Crestana (2014), para a microbacia do Ribeirão das Guabiobas no estado de São Paulo, que possui algumas culturas representativas do estado como cana de açúcar sob diferentes variedades e laranja, além de pastagem e silvicultura de eucalipto, para dois cenários distintos gerados para o ano de 2025, encontraram valores médios de produção de sedimento de 0,0049 e 0,024 t/ha/ano. Blainski et al. (2017) realizaram uma análise da perda de solo na bacia hidrográfica do rio Camboriú no estado de Santa Catarina e os autores verificaram que os maiores valores encontrados coincidiam com áreas de uso de rizicultura e pastagens, onde é justificado devido a modificações no escoamento superficial e manejo do solo.

De posse da espacialização da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Goiana, essa pode ser utilizada como um indicador de impactos antrópicos (CARDOSO; COELHO FILHO, 2017) visto que diversos problemas relacionados são provocados pela ação humana como mudanças no uso e cobertura do solo e agricultura sem uso de técnicas conservacionistas. Mas é necessário primeiramente analisar as características físicas da bacia hidrográfica para avaliar quais os fatores contribuem para os processos erosivos.

Alguns fatores influenciam na variação espacial da produção de sedimentos como o escoamento superficial, declividade do terreno e comprimento da rampa, cobertura do solo, tipo do solo e práticas conservacionistas, conforme a Equação da MUSLE (Equação 8) (Figura 24).

Figura 24 - Fatores contribuintes para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE.



Analisando-se as áreas onde a produção de sedimentos é mais expressiva (Tabela 26), detecta-se que estas sub-bacias, em relação ao uso do solo, têm predomínio de atividades de agricultura e pastagem (Figura 24D). Esses resultados estão alinhados a outros trabalhos que apontam para uma maior produção em áreas agrícolas, como Burcher e Benfield (2006) que apontaram que a produção de sedimentos diferiu significativamente para a categoria de bacias urbanas e agrícolas no estudo, verificando-se uma CSS média de $0,20 \pm 0,10$ g/L e $1,43 \pm 0,0$ g/L, respectivamente. Todavia, ressalta-se que a bacia hidrográfica do rio Goiana é predominantemente agrícola, tendo uma área de 91,76% coberta por agricultura e pastagem, sendo assim outros fatores também interferem na produção de sedimentos.

Vischi Filho et al. (2016) esclareceram que em áreas agrícolas, a inexistência ou a adoção de práticas incoerentes de conservação do solo também agravam os processos erosivos. Os autores ainda concluíram que as práticas conservacionistas permitiram a melhoria da cobertura vegetal e qualidade de água, além do rendimento das culturas agrícolas.

A cultura predominante na bacia hidrográfica do rio Goiana é a cana de açúcar, e segundo Corrêa et al. (2016) observa-se que há uma variação nas perdas de solo de acordo com o desenvolvimento desta cultura, havendo um decréscimo destas com seu desenvolvimento. Assim, como artifício para moderar a produção de sedimentos nessa cultura, Sousa, Martins

Filho e Matias (2012) trabalharam com a cobertura do solo por palha da cana de açúcar entre 75% e 100% e obtiveram bons resultados.

Em relação às áreas de cobertura de pastagem Sperandio et al. (2012) encontraram perdas de solo superiores à 55% quando comparadas com áreas sob regeneração florestal. Os autores evidenciaram uma tendência maior de arraste de solo e relacionaram com os processos de erosão hídrica.

Tabela 26 – Distribuição de solos, cobertura e declividade das sub-bacias de maior produção de sedimentos

Uso e cobertura do solo	Área (%)	Tipos de solo	Área (%)	Declividade	Área (%)
Sub-bacia 12					
FRSE	14,32	E	4,76	0-3	54,17
AGRL	44,32	G	28,16	3-8	25,73
SUGC	12,80	PA	61,25	8-20	19,19
WETL	27,56	PV	1,51		
		WATR	3,41		
Sub-bacia 13					
FRSE	28,35	PA	37,34	0-3	9,97
SUGC	41,85	PV	62,86	3-8	40,06
PAST	30,01			8-20	50,18
Sub-bacia 19					
FRSE	17,53	PA	13,50	0-3	3,95
SUGC	48,15	PV	86,70	3-8	40,43
PAST	34,52			8-20	55,83

FRSE: Floresta perenifólia; AGRL: Agricultura; SUGC: Cana de açúcar; WATR: Corpos Hídricos; PV: Argissolo vermelho; PA: Argissolo Amarelo; LA: latossolo amarelo; G: Gleissolos; E: Espodossolos.

Com relação aos tipos de solo (Figura 24C), a análise da erodibilidade deles tem importância na avaliação de sua susceptibilidade a processos erosivos. Sendo as sub-bacias 13 e 19 as que apresentaram valores mais elevados de produção de sedimentos, constituídas apenas pelo argissolo vermelho e argissolo amarelo, verifica-se que estes têm uma susceptibilidade considerada alta em alguns trabalhos como Demarchi e Zimback (2014) e Lima et al. (2016).

Não obstante, é significativo mencionar que apesar dos argissolos terem essa susceptibilidade ambiental, essa característica também pode ser fortemente influenciada pelo manejo do solo, bem como suas características químicas (LIMA et al., 2016). Com relação aos demais tipos de solos encontrados nessas sub-bacias, Vale Júnior et al. (2009) classificou em ordem decrescente de erodibilidade os neossolos, argissolos, gleissolos, latossolos e

plintossolos. Assim, comparando-se o argissolo com os demais tipos dessas sub-bacias, verifica-se que o que teria a mais susceptibilidade seria o argissolo.

A declividade dessas sub-bacias (Figura 24B) também pode ser considerada um fator significativo para a produção de sedimentos, visto que a maior área dessas sub-bacias possui declividade superior a 3%, havendo significativa representatividade de terrenos com declividade entre 8 e 20% (Tabela 26). Segundo Oliveira et al. (2012), a declividade acentuada tem relação com alguns parâmetros hidrológicos, sendo estes: infiltração da água, umidade do solo, tempo de concentração e quanto mais elevada maior o poder de transporte de sedimentos. Cemin et al. (2013) afirmam que a declividade, além do comprimento da rampa são fatores que influenciam na velocidade de escoamento superficial e que estes potencializam os processos erosivos.

Essas declividades acentuadas, correlacionadas a terras com atividades agrícolas e solos com erodibilidade considerada elevada, são fatores que provocam uma produção de sedimentos significativa. Dessa maneira, compreende-se que solos de maior declividade devem ser alvo de práticas de conservação do solo.

Além da declividade, a altitude do terreno (Figura 24A) também influencia na produção de sedimentos como mencionado pela UNESCO (2013), sendo a água movimentada da maior altitude para menor. Foi constatado no trabalho de Durães e Mello (2016) em que as áreas mais críticas à erosão estavam localizadas nas altitudes maiores numa bacia hidrográfica localizada em Minas Gerais através da aplicação da RUSLE combinada a um SIG. Machado e Vettorazzi (2003) constataram maior erosão e transporte de sedimentos na parte alta da bacia, já na parte baixa os processos erosivos eram inferiores, porém ocorria o depósito de sedimentos. Além disso, os autores também apontaram para um incremento na produção de sedimentos na parte baixa devido ao uso do solo nessas áreas. No presente estudo, observa-se que a produção de sedimentos foi superior em áreas de altitude mais baixa, e que outros fatores tiveram maior influência na localização das áreas consideradas mais críticas.

Um fator importante para a análise da produção de sedimentos na bacia hidrográfica se refere a questão climática, a qual percebe-se que as áreas com maior precipitação têm um escoamento superficial significativo (Figura 24E). Esse fator foi considerado por Machado e Vettorazzi (2003) que observaram que a variação temporal da produção de sedimentos dependia do escoamento superficial.

Ao se analisar o escoamento médio anual na bacia, verificou-se que as áreas ao norte e oeste da bacia, correspondem os menores valores de produção de sedimentos. Isto se dá também pelo fato dessas regiões apresentarem um índice pluviométrico inferior. Pois a precipitação,

junto aos demais fatores como uso e cobertura, topografia e condições geográficas são críticos fatores na determinação do escoamento superficial e na produção de sedimentos (ZHANG et al., 2010). Os maiores valores de escoamento superficial foram registrados nas sub-bacias 8, 12, 13 e 29, cujas sub-bacias 12 e 13 são as que tem os valores superiores de produção de sedimento.

No entanto, sabe-se que o escoamento superficial apesar de ter uma correlação alta com a precipitação, também tem relação com a cobertura e o tipo de solo. A distribuição das áreas com maior escoamento superficial (Figura 24D) tem correspondência com as áreas onde há valores superiores de produção de sedimentos para várias sub-bacias, contudo fatores já comentados como declividade e uso e cobertura do solo, além do escoamento superficial contribuíram para que as sub-bacias 12, 13 e 19 obtivessem uma classificação superior as demais áreas.

3.3.3 Estratégias para redução dos processos erosivos

A Unesco (2013) apontou que a melhor maneira para a redução de sedimentos acumulados nos recursos hídricos é o controle da erosão do solo, que pode variar de magnitude como resultado de distintos usos do solo e atividades na bacia hidrográfica.

Por ser uma bacia predominantemente agrícola, verificou-se através dos dados do IBGE (<https://cidades.ibge.gov.br/>) as principais culturas dos municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio Goiana. Sendo estas: cana de açúcar, coco, banana e pastagem. Além destas também foram identificadas em menor escala plantações de batata doce, feijão, fava, mandioca, milho e tomate.

Ayele et al. (2017) verificaram que os processos erosivos são agravados quando se encontra solo fértil adequado para distintos usos agrícolas com susceptibilidade a erosão. Isso ocorre pois existem situações onde um solo possui fertilidade necessária para o desenvolvimento da vegetação, porém uma estrutura física deficiente que atrelada a um manejo do solo inadequado contribui para uma elevação dos processos erosivos. Para cada tipo de cultura é necessário um manejo adequado para o desenvolvimento e produtividade, porém em alinhamento a essas questões deve-se buscar práticas que contribuam para impactos mínimos ao solo e aos recursos hídricos da região.

Conforme Nunes et al. (1999) verificaram em seu estudo, modificações no preparo do solo podem resultar em reduções da perda de solo e produção de sedimentos, reduzindo os impactos ambientais relacionados. Assim, os autores recomendaram o cultivo mínimo ou aração com traço animal. Além disso, a adoção de práticas conservacionistas também contribui

para redução de perdas de água e solo, conforme Silva et al. (2011a). Resultados satisfatórios foram alcançados por Rustomji et al. (2008) que estimaram uma redução na faixa de 64 a 89% da produção anual de sedimentos referente a práticas de manejo.

Albuquerque et al. (2002) também obtiveram resultados satisfatórios ao realizar o manejo do solo e adotar práticas conservacionistas, alcançando uma redução da perda de água em 99% e solo em 74% utilizando tratamentos com cobertura morta em relação a áreas desmatadas, e para o cultivo em nível reduziram as perdas em 53,4% e 20% para solo e água.

O SWAT permite a inserção das práticas de manejo para diferentes tipos de culturas, permitindo uma maior acurácia nos resultados e análise do impacto das respostas ambientais. Porém, é importante perceber que em alguns casos as práticas conservacionistas não conseguirão solucionar os problemas ambientais, necessitando-se uma avaliação completa e utilizando como suporte estudos realizados em regiões com clima e topografias similares. Um exemplo disso advém dos resultados encontrados por Yuan, Chu e Shen (2015) que estudando a variação de diferentes cenários no uso e cobertura do solo, apontaram que o cultivo agrícola deveria ser proibido em encostas onde verifica-se uma inclinação superior a 10 graus para reduzir processos erosivos.

Além da discussão de práticas de conservação do solo para áreas agrícolas, é extremamente necessário que se discutam sobre a gestão e preservação de áreas florestais, visto que a bacia hidrográfica do rio Goiana possui apenas 7,84% de áreas de remanescente florestal, entre perenifolia e decídua. E sabendo-se que as áreas florestais desempenham um papel fundamental na infiltração da água no solo e redução da velocidade de escoamento superficial, verifica-se que a pesquisa desenvolvida por Pinto, Mello e Ávila (2013) constatou que a área florestal em comparação com pastagens contribui para resultados de qualidade de água superiores, reduzindo sólidos suspensos em água devido a proteção exercida pela floresta aos corpos hídricos.

Essas estratégias constituem-se de uma importante ferramenta para redução dos processos erosivos, pois, é sabido que apesar das características intrínsecas do solo inerentes ao tipo de cada solo não serem modificadas, atribuições físicas e químicas podem ser melhoradas a partir das práticas conservacionistas. Estas são capazes de minimizar perdas de solo e nutrientes por escoamento superficial e contribuir para uma maior agregação dos solos e infiltração da água.

Dessa maneira, para que se tenham áreas menos susceptíveis a erosão, é extremamente necessário a realização de um planejamento integrado na bacia hidrográfica, estimulando-se: práticas conservacionistas; o delineamento de áreas de preservação ambiental e reservas

particulares de patrimônio ambiental; restaurando-se áreas degradadas, monitorando-se as atividades agrícolas e industriais; fiscalizando-se o desmatamento; e estimulando-se o desenvolvimento de ações de educação ambiental para conservação ambiental, demandando articulação no nível regional (de bacia hidrográfica) e local (de cada município envolvido).

A sensibilização ambiental da sociedade é um aspecto chave para a adoção de práticas conservacionistas, entretanto outro mecanismo de mercado vem sendo utilizado e viabiliza estas ações de conservação. O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) funciona na forma de compensação para os conservacionistas e funciona como estímulo a adoção dessas práticas, permitindo a sustentabilidade das atividades econômicas e rurais.

Em relação aos recursos hídricos, Jardim e Bursztyn (2015) indicam que devido aos impactos provocados pelas atividades rurais, os proprietários rurais deveriam preservar os corpos hídricos através da conservação de áreas ripárias⁵. Os autores ainda complementam que o estímulo aos produtores rurais é alcançado pelo benefício econômico adquirido. A precificação pela conservação ambiental como descrita por Favaro e Rossin (2014) pode ser estabelecida por métodos de valoração ambiental ou acordo entre as partes.

Em meio aos conflitos travados entre a conservação do solo e água e a viabilidade da produção agrícola, como ocorre na bacia hidrográfica do rio Goiana, alguns trabalhos como o de Vasconcellos e Beltrão (2018) descrevem os Sistemas Agroflorestais (SAFs) como forma de resposta a esses interesses. Cordeiro et al. (2017) explicam que através desses sistemas é possível reduzir os impactos ambientais e se desenvolver economicamente. Isso se dá pelo incremento nas interações ecológicas e equilíbrio superior dos ecossistemas conforme descrito por Laudares et al. (2017). Segundo estes autores, para a melhoria do uso e cobertura do solo deve-se estudar os tipos adequados de espécies para aumento da produtividade sem prejudicar os serviços ambientais.

A estimativa dos sedimentos em bacias hidrográficas, atrelado a estudos de vazão e outras componentes do ciclo hidrológico, constitui-se de um diagnóstico no qual são avaliados fatores naturais e antrópicos para então se discutir ações e metas, organismos responsáveis e prazos. As ações são denominadas nesse estudo de estratégias e devem ser articuladas a políticas públicas e ao planejamento e gestão de bacias hidrográficas para o alcance de resultados satisfatórios.

⁵ Áreas ribeirinhas.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo SWAT foi considerado satisfatório para simulação do aporte mensal de sedimentos na bacia hidrográfica, visto que não houve necessidade da realização de calibração e a validação realizada entre dados observados e simulados foi satisfatória dentro das estatísticas recomendadas.

A produção de sedimentos foi superestimada, havendo distanciamento entre resultados observados e simulados, principalmente nos picos. A dificuldade de o modelo prever produção de sedimentos pode estar relacionada a escassez de dados e a possíveis inconsistências na medição.

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica variou de 0,06 a 8,68 t/ha/ano, estando as áreas de valores mais elevados situadas na região leste, próximas a costa e ao exutório da bacia. Essa área também corresponde a maior média de precipitação anual da bacia, o que aponta para a precipitação e o escoamento superficial como um dos fatores de maior influência na erosão do solo e produção de sedimentos, contudo é importante destacar que outros fatores contribuem diretamente para essa produção de sedimentos superior como as áreas com tipo solo classificado como argissolo e a predominância de atividades de agropecuária.

O ano de 2005 apresentou a maior produção anual de sedimentos, totalizando 614.390,30 t para toda a bacia hidrográfica e foi verificado que neste ano o modelo produziu as maiores médias de vazão mensal, demonstrando que essa estimativa do modelo é influenciada fortemente pela vazão.

Este trabalho contribui para a gestão dos recursos naturais, pois através dos resultados obtidos é possível discutir acerca das atividades antrópicas da bacia hidrográfica e os impactos ambientais correlacionados. As estimativas apontadas neste trabalho podem contribuir para melhoria nas práticas conservacionistas da região e mitigação de impactos ambientais.

4 PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DA MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA E ESTUDO DE CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE USO E COBERTURA DO SOLO

4.1 INTRODUÇÃO

No cenário atual mundial, muitas são as discussões ambientais sobre sustentabilidade ambiental, políticas e regulamentações ambientais, responsabilidade socioambiental, e até mesmo dos impactos das atividades antrópicas e soluções ambientalmente viáveis. Nesse âmbito, um tema que tem possibilitado diferentes análises físicas, territoriais, políticas e administrativas em conjunto é o planejamento e gestão ambiental.

Dentre os diversos objetos de estudo de análises ambientais, a bacia hidrográfica tem sido foco de diversas pesquisas, visto que é uma unidade onde os diferentes fenômenos hidrológicos podem ser bem representados. Em relação a estas unidades, alguns trabalhos referentes ao planejamento e gestão vêm sendo desenvolvidos como o de Bernardi et al. (2012), Bosch et al. (2012), Carvalho (2014), Fabro Neto e Souza (2017), Joia, Anunciação e Paixão (2018), Leal (2012), Mauro, Mageste e Lemes (2017), Miranda (2015), Peres e Silva (2013), Porto e Porto (2008), Porto e Ferreira (2012), Ross e Prette (1998), Silva, Rodriguez e Cabo (2015), Souza, Silva e Dias (2012),

Para a legislação brasileira, essa é considerada uma unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), que se constituem em unidades de planejamento do uso, da conservação e da recuperação dos recursos naturais (BRASIL, 1991). Bacci e Pataca (2008) também descrevem a bacia hidrográfica como uma área composta por fatores naturais e antrópicos, influenciada pela ocupação humana.

Com relação aos distintos instrumentos de gestão de bacias hidrográficas, Porto e Porto (2008) esclarecem que estes devem ser utilizados de maneira a atender expectativas da comunidade, bem como condições naturais da área. Com isso, a gestão territorial poderá incentivar ou reprimir algumas atividades, assim como uso e ocupação do solo, que possam a impactar os recursos hídricos.

Para Leal (2012), o planejamento de recursos hídricos pode auxiliar o desenvolvimento de planos e políticas públicas que contribuam para uma proteção dos recursos hídricos, assim como ainda pode gerir o acesso e usos da água. E alguns fatores que podem cooperar para o sucesso do gerenciamento é a articulação de escalas locais e regionais, a integração com instrumentos de planejamento territorial, além da participação da sociedade (BOSCH et al., 2012; FABBRO NETO; SOUZA, 2017b).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/1997 tem como fundamento uma gestão de recursos hídricos descentralizada, com participação da União, estados e municípios, e representação popular (BRASIL, 1997). E uma das diretrizes gerais dessa política é a integração da gestão dos recursos hídricos à gestão ambiental.

Em consonância com a PNRH encontra-se a Lei 12.984/2005 que estabelece a política estadual de recursos hídricos de Pernambuco (PERMAMBUCO, 2005), e que também traz os planos diretores de recursos hídricos. Estes possuem como conteúdo mínimo: o diagnóstico da situação atual; análise das dinâmicas e mudanças dos padrões de uso e ocupação do solo; balanço de disponibilidade e demanda atuais e futuras de recursos hídricos; metas de conservação e recuperação de mananciais; medidas e programas a serem implantados; prioridades de outorga, cobranças pelo uso dos recursos hídricos e propostas para áreas com restrição de uso.

Um instrumento utilizado para implantar a PNRH à nível local e regional são os planos de bacias hidrográficas por possuírem diagnósticos e promoverem o estabelecimento de projetos e metas (PERES; SILVA, 2013). E nesse âmbito, os autores ainda apontam que o planejamento urbano também tem influência na gestão hídrica de bacias hidrográficas com relevante importância do plano diretor municipal para proteção dos recursos hídricos. Outros instrumentos importantes são o zoneamento municipal, áreas especiais e os coeficientes urbanísticos (PERES; SILVA, 2013). Por isso constata-se a importância da integração das políticas públicas, para que haja uma adequação do uso e ocupação do solo para o bem-estar e qualidade de vida da população urbana e uso racional dos recursos naturais (HONDA et al., 2015).

Nesse sentido, os modelos hidrológicos podem auxiliar no planejamento e gestão de bacias hidrográficas, visto que podem ser utilizados para avaliar impactos de mudanças no uso e cobertura do solo, auxiliar na determinação da disponibilidade hídrica atual e futura dos recursos hídricos, bem como contribuir para a seleção de áreas a serem conservadas ou preservadas. Assim, permitem ao comitê de bacias hidrográficas o conhecimento técnico para a tomada de decisões (ANA, 2011).

O modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (ARNOLD et al., 1998) vem sendo utilizado por diferentes pesquisadores brasileiros e no mundo para analisar diferentes processos e quantificar impactos de manejo dentro da unidade de uma bacia hidrográfica, seja referente ao balanço hídrico, qualidade de água, sedimentos, nutrientes. E sua utilização para a gestão integrada de bacias hidrográficas, bem como para a discussão da integração desse modelo ao processo de tomada de decisões é um aspecto de interesse para o desenvolvimento sustentável.

Sabendo-se que o estudo do uso e ocupação de uma bacia constitui-se de um fator de avaliação da degradação ambiental (ARAÚJO et al., 2009; SCHIAVO et al., 2016; VALLE; FRANCELINO; PINHEIRO, 2013), o estudo de cenários alternativos de uso e cobertura do solo se torna uma ferramenta fundamental no planejamento e gestão de bacias hidrográficas.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os resultados da modelagem hidrossedimentológica sob diferentes cenários alternativos de uso e cobertura do solo para a bacia hidrográfica do rio Goiana, discutindo-se quanto ferramenta para o planejamento e ambiental de bacias hidrográficas.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

Localizada no estado de Pernambuco entre a latitude 07°22'20'' e 07°54'47'' sul e longitude entre 34° 49'06'' e 35°41'43'' oeste, a bacia hidrográfica do rio Goiana cobre uma área de 2.847, 53 km². Esta bacia hidrográfica corresponde a uma área de interesse econômico no estado de Pernambuco devido a elevada atividade agrícola e industrial. Em que podem ser pontuados alguns usos do solo na bacia, como monocultura da cana de açúcar, policultura, pecuária, ocupação urbana e industrial, aquicultura e áreas de vegetação arbórea e arbustiva (CONDEPE/FIDEM, 2005).

O bioma original desta bacia hidrográfica é a Mata Atlântica, contudo atualmente encontra-se significativamente reduzido devido a mudanças no uso do solo como atividades agrícolas, industriais e ocupação urbana. A principal causa do seu processo de degradação se deu devido a intensificação da agricultura com o plantio da cana de açúcar no período colonial (LIMA, 1998).

Sendo o plantio da cana de açúcar expressivo na região da bacia hidrográfica do rio Goiana, observa-se também a ocupação urbana e industrial, policultura e pecuária, áreas de Mata Atlântica, manguezal e aquicultura na zona litorânea (CPRH, 2014). Ainda de acordo com a fonte, no que tange atividades industriais encontram-se produtos alimentares, indústrias do ramo sucroalcooleiro, mineral não-metálicos, química, têxtil, papel/papelão e couros, tendo destaque para as indústrias de cerâmica vermelha.

De acordo com informações do Condepe/Fidem (2005), por contemplar desde a Zona da Mata Norte e parte da Região Metropolitana do Recife ao Agreste Setentrional, parte da bacia hidrográfica encontra-se localizada no Polígono das Secas. Assim, a pluviometria na bacia tem algumas variações devido às distintas regiões inseridas e as características climáticas

podem ser definidas pelos trechos da bacia. Ainda de acordo com a fonte citada, os trechos do médio e sub-médio que se encontram localizados no Agreste, possuem climatologia intermediária entre úmido e seco. Um clima mais quente e seco é verificado no Agreste, correspondente aos trechos superior e parte do médio. A parte localizada na Zona da Mata apresenta clima úmido e o trecho inferior da bacia possui características de clima quente e úmido.

4.2.2 Análise dos Planos Diretores municipais

De acordo com a APAC (2016) 26 municípios estão inseridos totalmente ou parcialmente na bacia hidrográfica do rio Goiana (Quadro 2), 9 (nove) estão totalmente inseridos (Aliança, Buenos Aires, Camutanga, Condado, Ferreiros, Machados, Nazaré da Mata, Timbaúba e Vicência); 11 possuem sede na bacia (Bom Jardim, Carpina, Goiana, Itambé, Itaquitinga, João Alfredo, Lagoa do Carro, Macaparana, Orobó, São Vicente Ferrer e Tracunhaém); e 6 (seis) estão parcialmente inseridos (Araçoiaba, Casinhas, Igarassu, Limoeiro, Paudalho e Salgadinho).

Sabendo-se que os municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio Goiana estão localizados em três distintas Regiões de Desenvolvimento (RD) e que o planejamento urbano também tem influência sob a gestão de bacias hidrográficas, os planos diretores das cidades totalmente inseridas na bacia foram analisados. Observou-se a presença de aspectos de preservação e conservação ambiental e gestão dos recursos hídricos.

Segundo a Lei 10.257/2001 (BRASIL, 2001) que estabelece diretrizes gerais da política urbana, o plano diretor é o instrumento básico da política de desenvolvimento e expansão urbana e é integrante do planejamento municipal. De acordo com o artigo 41, esse é obrigatório para cidades: acima de 20 mil habitantes, integrantes de regiões metropolitanas e aglomerações urbanas, integrantes de áreas de interesse turístico e inseridas na área de influência de empreendimentos ou atividades com significativo impacto ambiental ou incluídas no cadastro nacional de municípios com áreas suscetíveis à ocorrência de deslizamentos de grande impacto.

Quadro 2 – Total populacional e densidade demográfica dos municípios da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE

Municípios	Região de Desenvolvimento	População (IBGE, 2010)	Densidade demográfica (Hab./km²)
Bom Jardim	Agreste Setentrional	37.826	169,49
Casinhas		13.766	118,81
João Alfredo		30.743	227,52
Limoeiro		55.439	202,53
Machados		13.596	226,46
Orobó		22.878	164,99
Salgadinho		9.312	106,77
São Vicente Ferrer		17.000	149,14
Aliança		37.415	137,16
Buenos Aires	Mata Norte	12.537	134,54
Camutanga		8.156	217,39
Carpina		74.858	516,51
Condado		24.828	270,87
Ferreiros		11.430	127,93
Itambé		35.398	116,13
Itaquitinga		15.692	151,72
Lagoa do Carro		16.007	229,77
Macaparana		23.925	221,43
Nazaré da Mata		30.796	204,95
Paudalho		51.357	185,06
Timbaúba		53.825	184,63
Tracunhaém		13.055	110,27
Vicência		30.732	134,78
Araçoiaba		Metropolitana	18.156
Goiana	75.644		150,72
Igarassu	102.021		333,88

4.2.3 Modelo SWAT

O SWAT (ARNOLD et al., 1998) é um modelo semi-distribuído que trabalha numa escala de bacia hidrográfica. Este modelo é capaz de prever diferentes parâmetros ambientais e tem sido bastante utilizado para estimativas de vazão, escoamento superficial, produção de sedimentos e qualidade dos recursos hídricos, como aponta o levantamento realizado por Gassman et al. (2007). Uma maior compreensão dos processos que ocorrem dentro da bacia hidrográfica e como estes são trabalhados dentro do modelo SWAT pode ser obtida através do trabalho desenvolvido por (NEITSCH et al., 2011). O modelo é baseado na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - W_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}) \quad (1)$$

Onde SW_t se refere ao conteúdo final de água no solo (mm H₂O), SW_0 é o conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm H₂O), t é o tempo em dias, R_{day} o quantitativo de precipitação no dia i (mm H₂O), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H₂O), E_a é a evapotranspiração no dia i (mm H₂O), W_{seep} é a percolação no dia i (mm), e Q_{gw} é o quantitativo do fluxo de retorno no dia i (mm H₂O).

O SWAT utiliza a equação modificada de perda de solo (MUSLE) para estimar a produção de sedimentos, descrita a seguir:

$$SED = 11.8 (Q \times qp)^{0.56} K C P L S \quad (2)$$

Onde Q é o volume de escoamento superficial (m³), qp é a vazão de pico (m³ s⁻¹), K se refere ao fator de erodibilidade média dos solos (t h MJ⁻¹ mm⁻¹), C é o fator de manejo do solo (adimensional), P é o fator de práticas conservacionistas e controle de erosão (adimensional) e LS o fator de comprimento da rampa e declividade das vertentes.

Dentre os métodos disponibilizados para estimativa da evapotranspiração potencial no modelo (NEITSCH et al., 2011), selecionou-se Penman-Monteith, e para prever o escoamento superficial da chuva para diferentes tipos de solo e cobertura da terra, o método da equação da curva número (CN; ARNOLD et al., 1998) em função da umidade solo.

Para realização da modelagem hidrossedimentológica, o SWAT precisa de dados de modelo de elevação digital (DEM), dados de solos, e uso e cobertura. O modelo de elevação digital utilizado corresponde a imagem do *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) disponibilizado pelo monitoramento por satélite da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), com uma resolução de 90m.

A distribuição da declividade em toda a bacia hidrográfica se dá nas seguintes classes (EMBRAPA, 1979): plano (14,73%), suave ondulado (31,21%), ondulado (41,07%), forte ondulado (12,72%), montanhoso a forte montanhoso (0,27%). A distribuição dos solos da bacia foi obtida através do Zoneamento Agrícola de Pernambuco (ZAPE) da Embrapa solos, numa escala de 1:100.000. As classes de solo da área foram: Neossolo quartzarênico, neossolo litólico, espodossolo, latossolo amarelo, luvisolo, argissolo amarelo, argissolo vermelho, argissolo vermelho-amarelo, planossolo e gleissolo. As características físicas dos solos distribuídos pela região de estudo foram adquiridas através do Sistema de informação de solos

brasileiros da Embrapa (<https://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>). Para classificação do uso e cobertura do solo foi utilizado o mapeamento do Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica brasileira (Probio) coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Para este trabalho foi utilizado o SWAT versão 2012 (revisão 658) com a interface do ArcGIS 10.2.2 (ArcSWAT).

4.2.4 Uso e cobertura do solo

Foi realizada uma análise do mapeamento do uso e cobertura do solo do Probio e posterior reclassificação dos usos, atribuindo-se novas categorias utilizadas pelo SWAT. Isso se deu pois conforme Bressiani et al. (2015b), as próprias condições naturais brasileiras como biomas, clima, entre outros fatores configuram-se como desafios para a aplicação do modelo no país. Assim, a reclassificação das áreas foi baseada nas suas características, buscando-se similaridades entre o SWAT e a área de estudo. Isso se dá devido ao software ainda não possuir uma classificação detalhada para regiões tropicais.

Devido a categoria agricultura não ser detalhada no mapeamento, maiores informações foram adquiridas através do IBGE cidades (<http://cidades.ibge.gov.br>) onde verificou-se como principais culturas nesses municípios a cana de açúcar e banana, além de uma elevada concentração do côco-da-baía no município de Goiana. A distribuição final do uso do solo e as respectivas áreas ocupadas estão descritas na Tabela 27. Dessa maneira, com informações dessas culturas, foi realizada uma divisão percentual das áreas de agricultura pelas principais culturas, bem como da área classificadas como agropecuária e savana que também possui registros de culturas expressivas.

O estudo do uso e cobertura possibilita a aquisição de maiores informações para discussão sobre os processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Para bacias hidrográficas localizadas no estado de Pernambuco, informações sobre unidades de conservação, biodiversidade e biomas estão mapeadas e disponibilizadas através do Caburé Sistema de Informações Geoambientais de Pernambuco (<http://sigcabure.cprh.pe.gov.br>).

Tabela 27 - Reclassificação do uso do solo nas categorias do SWAT

Uso do solo	Uso do solo reclassificado	Área (%)
Floresta ombrófila aberta das terras baixas, Floresta ombrófila aberta submontana, Floresta ombrófila densa das terras baixas, Floresta ombrófila densa submontana	Floresta perenifólia	3,48

Agricultura	Agricultura*	3,94
Agropecuária e Savana	Pastagem**	86,22
Corpos d'água	Água	0,10
Áreas antrópicas indiscriminadas	Área urbana (média densidade)	0,21
Floresta estacional semidecidual das terras baixas e Floresta estacional semidecidual submontana	Floresta decídua	4,36
Formação pioneira com influência fluvial e/ou lacustre, Formação pioneira com influência fluviomarinha e Formação pioneira com influência marinha.	Áreas úmidas	1,68

*85% Agricultura (Cana de açúcar) e 15% Cêco

**38% Pastagem, 9% banana e 53% cana de açúcar

4.2.5 Cenários de uso do solo para planejamento e gestão de bacias hidrográficas

O modelo SWAT foi calibrado para o período de janeiro de 1999 a dezembro de 2009 para dados mensais de vazão através do SWAT *Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) (ABBASPOUR, 2015) no capítulo 1 (Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em uma bacia hidrográfica do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise) e realizada a validação para sedimentos no período de 1999 a 2009 e 2010 a 2011 no capítulo 2 (Avaliação espacial da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana em Pernambuco e estratégias para redução dos processos erosivos).

Após uma calibração satisfatória, foram trabalhados três diferentes cenários de uso do solo para um exercício metodológico conforme Blainski et al. (2011), não consistindo, portanto, de nenhuma proposta de modificação dos usos na bacia hidrográfica do rio Goiana. Os cenários utilizados consistiram em (Tabela 28):

Cenário 1 – Este cenário corresponde ao uso atual da bacia hidrográfica. A área da bacia constitui-se predominantemente por pastagem e agricultura, com alguns fragmentos de florestas e áreas úmidas. Com esse cenário buscou-se explicar os processos hidrológicos reais ocorridos na bacia, além de introduzir discussões acerca das atividades agrícolas.

Cenário 2 - Substituição da área total de pastagem e agricultura por vegetação nativa (floresta perene-fólia, floresta decídua e mista). Neste cenário pretendeu-se ilustrar os efeitos de um reflorestamento hipotético em toda a área ocupada por atividades agropecuárias. Em um

cenário de reflorestamento buscou-se destacar a importância das áreas verdes e da preservação do bioma da Mata Atlântica na bacia.

Cenário 3 - Simulação de uma expansão urbana e ocupação de toda a área previamente ocupada por pastagem, por uma área urbana de média densidade. Fragmentos de agricultura ainda estão presentes neste cenário, assim como áreas florestadas e áreas úmidas. A discussão acerca da ocupação urbana buscou trazer uma reflexão acerca dos impactos que a expansão de áreas urbanizadas, muitas vezes sem planejamento.

Tabela 28 - Cenários de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Goiana, Pernambuco, Brasil.

Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3	
Uso e cobertura do solo	(%)	Uso e cobertura do solo	(%)	Uso e cobertura do solo	(%)
FRSE	2,91	FRSD	2,96	URML	89,36
AGRL	55,26	FRSE	91,81	FRSD	3,00
PAST	36,50	FRST	3,48	FRSE	2,55
FRSD	3,24	WETL	1,76	AGRL	3,38
WETL	2,10			WETL	1,71

FRSE: Floresta perenifólia; AGRL: Agricultura; PAST: Pastagem; FRSD: Floresta decídua; WETL: Áreas úmidas; URML: Área urbana – média a baixa densidade.

4.2.6 Educação Ambiental através da modelagem hidrossedimentológica

A educação ambiental foi discutida como uma ferramenta pedagógica a ser utilizada para articulação do processo de planejamento e gestão de bacias hidrográficas, visto que esta permite um maior empoderamento e participação da sociedade (SILVA; RODRIGUEZ, CABO, 2015). Na discussão buscou-se destacar a importância dos temas na educação ambiental, bem como a transversalidade e interdisciplinaridades das questões trabalhadas utilizando-se a modelagem hidrossedimentológica.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Planos Diretores municipais e estratégias de conservação ambiental

Dos nove municípios completamente inseridos na bacia hidrográfica do rio Goiana, cinco possuem população acima de 20.000, em que é obrigatório a elaboração do Plano Diretor Municipal (BRASIL, 2001) (Quadro 3). Estes encontram-se localizados na Zona da Mata onde os Planos Diretores Participativos (PDP) foram desenvolvidos através de convênios com o Programa de Apoio ao Desenvolvimento Sustentável da Zona da Mata de Pernambuco

(PROMATA) em 2006 em três momentos: (1) o município que temos; (2) o município que queremos; (3) o município de todos (BRAGA; FILHO, 2013).

Quadro 3 – Plano diretor municipal dos municípios completamente inseridos na bacia hidrográfica do rio Goiana-PE

Municípios	Plano Diretor (Legislação)
Aliança	Lei Municipal complementar n. 022/2006
Condado	Existente, porém não disponibilizado
Nazaré da Mata	Lei Municipal n. 119/2006
Timbaúba	Lei Municipal n. 2865/2013
Vicência	Existente, porém não disponibilizado

A análise desses permite compreender, além de outros aspectos, os direcionamentos dos municípios para o alcance da qualidade ambiental, possibilitando a adequação de novos projetos e programas, bem como a expansão urbana. Dessa maneira, de acordo com o MMA (2013), o Plano Diretor Municipal tem a capacidade de interferir na preservação ou conservação de vegetação nativa da Mata Atlântica e dessa maneira alguns tópicos importantes devem ser analisados, como políticas de desenvolvimento e infraestrutura, ordenamento territorial, diretrizes do uso e ocupação do solo e sistema de planejamento.

As legislações referentes aos Planos Diretores estão disponíveis no site das prefeituras municipais, com exceção para o município de Vicência e Condado. Em solicitação *in loco* nas prefeituras, percebeu-se que as documentações referentes a gestões anteriores não estão organizadas de maneira adequada, dificultando sua identificação.

Quando houve a solicitação da documentação, os municípios disponibilizaram outros documentos auxiliares. Na Prefeitura de Vicência, o documento entregue correspondeu ao relatório final do Plano Diretor com base no Convênio de Cooperação técnica n.019/2006. Na Secretaria municipal de Planejamento Urbano, Obras e Serviços Públicos de Condado, cujo objetivo está centrado na implementação do Plano Diretor do município, o documento correspondeu ao Código de Obras e Urbanismo do Município, retratamento acerca do zoneamento e da organização do espaço urbano.

Esses documentos foram avaliados, quando aos aspectos do Plano Diretor relevantes para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas, mas seu conteúdo não abordava todas as questões analisadas.

Para o município de Aliança (PREFEITURA MUNICIPAL DE ALIANÇA, 2006) o PDP do município, menciona na seção de princípios, em seu Art. 1º, que se constitui do

instrumento básico da política municipal territorial para o desenvolvimento sustentável do meio ambiente urbano e rural. No seu artigo 4, indica sobre o desenvolvimento e utilização do potencial do município e indica no item III a conservação e recuperação do meio ambiente. Com relação ao PDP de Nazaré da Mata (PREFEITURA DE NAZARÉ DA MATA, 2006) este descreve os mesmos aspectos, assim como o PDP de Timbaúba (PREFEITURA DE TIMBAÚBA, 2013).

Com relação aos objetivos o PDP de Aliança, no artigo 5, item IV indica o estabelecimento de políticas setoriais para o meio ambiente e item VI a preservação e proteção do meio ambiente natural dentro do município, estabelecendo como prioridade a implantação da agenda 21. No item IX deste mesmo artigo, trata sobre a promoção e valorização da qualidade ambiental dos espaços urbanos. A sustentabilidade também é destacada no item X, em relação ao desenvolvimento econômico sustentável, valorizando a diversificação de atividades no setor agrícola. O PDP de Nazaré da Mata também possui no seu art. 5, objetivos bastante similares, bem como o artigo 10 do PDP de Timbaúba.

Nas diretrizes do PDP de Aliança (Art. 6), no item I, o desenvolvimento municipal deve assegurar que a utilização do solo, bem como densidade de ocupação se adeque às características do meio físico. E no item III destaca a priorização de verbas orçamentárias para requalificação do meio ambiente natural e construído, além de outros aspectos. Também descreve no item V que ocorrerá a definição de áreas de fragilidade ambiental, em que serão traçadas diretrizes para estabelecimento de áreas de preservação e proteção ambiental. Verifica-se que todos esses aspectos foram igualmente abordados na legislação para o município de Nazaré da Mata (Art. 6) e Timbaúba (Art. 11), porém esses últimos inseriram um outro item importante relacionado à promoção da integração com outros municípios para realização de políticas públicas municipais e regionais, o que é um aspecto importante na gestão de bacias hidrográficas, visto que existem diversos municípios inseridos.

No que se refere a função social da propriedade e do município, as questões ambientais são enfatizadas novamente no PDP de Aliança, garantindo que para o cumprimento de sua função social, o município deverá assegurar o meio ambiente saudável através de sua preservação, proteção e recuperação (Art. 7). O PDP de Nazaré da Mata ao abordar a função social da propriedade urbana também menciona a sustentabilidade do meio ambiente (Art. 7).

Na divisão estabelecida para o território do município de Aliança, verificou-se duas Macrozonas: Macrozona Rural (Art. 14) e Urbana (Art. 31). Sendo identificadas na Macrozona Rural, algumas áreas que visam promover a sustentabilidade ambiental como: Áreas de

Preservação Permanente (APP), Áreas de proteção Ambiental (APA) (Quadro 4) e Área Especial de Parque (AEP).

Quadro 4 – Áreas de Preservação Ambiental no município de Aliança-PE

N °	Área de Preservação Permanente	N°	Área de Preservação Permanente
1	APP Rio Siriji	25	APP Açude da Fazenda Regalia
2	APP Rio Ribeiro	26	APP Açude de Pau Sangue
3	APP Rio Capibaribe-Mirim	27	APP Açude no Engenho Siriji
4	APP Rio Baraúna	28	APP Açude no Engenho Niterói
5	APP Rio Regalia	29	APP Açude Vale do Peixe
6	APP Riacho do Agosto	30	APP Mata do Engenho Cuieiras
7	APP Riacho Pirauá	31	APP Mata do Engenho Sítio Novo
8	APP Riacho Massangana	32	APP Mata do Engenho Cangauzinho
9	APP Riacho Água	33	APP Mata do Engenho Cangau
10	APP Riacho Veado	34	APP Mata do Engenho Baraúna
11	APP Riacho Varjão	35	APP Mata do Engenho Albuquerque
12	APP Riacho Coqueiro	36	APP Mata do Engenho Macaco
13	APP Riacho Barragem	37	APP Açude do Engenho Monte Claro
14	APP Riacho terra Nova	38	APP Açude do Engenho Jardim
15	APP Riacho Fundo	39	APP Açude do Engenho Jardim I
16	APP Riacho Maré	40	Mata do Catucá no Engenho Niterói
17	APP Riacho Vertente	41	Mata do Engenho Jitó
18	APP Riacho Gameleira	42	Pico do Jitó
19	APP Riacho Paissandu	43	Mata do Engenho Camaleões
20	APP Riacho Boa Esperança	44	Mata do Engenho Santo Antônio
21	APP Riacho São Bento	45	Mata do Engenho Cipoal
22	APP Açude de Baraúna	46	Mata do Engenho Mata do Ronca
23	APP Açude que abastece o povoado de chã do Esconço	47	Mata das Águas Tortas
24	APP Açude de Gameleira		

Para Nazaré da Mata (PREFEITURA DE NAZARÉ DA MATA, 2006), o PDP também estabelece um Macrozoneamento (Art. 11). Na Macrozona Rural, evidenciam-se áreas comprometidas com a proteção ambiental, sendo elas: APP e Área de Reserva Legal (ARL). As APP levantadas através dessa lei foram 7 (sete) (Quadro 5).

Quadro 5 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Nazaré da Mata-PE

N °	Área de Preservação Permanente
1	Mata do Engenho Bonito
2	Mata da Alcaparra
3	Mata Manibu
4	Riacho Morojó
5	Rio Pagi
6	Rio Tracunhaém

7	Rio Itapinassu
---	----------------

De acordo com o PDP de Timbaúba, o ordenamento territorial foi estabelecido da mesma maneira que os outros, através do macrozoneamento (Art. 38). Na Macrozona Rural (Art. 43), verificam-se áreas de interesse ambiental como APP e ARL. O quantitativo de APPs indicadas no município é de 27 unidades (Quadro 6).

Quadro 6 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Timbaúba-PE

N ^o	Área de Preservação Permanente	N ^o	Área de Preservação Permanente
1	APP Mata do Xixá	15	APP Bica do Engenho Trás dos Montes
2	APP Mata de Água Azul	16	APP Bica do Engenho Folgado
3	APP Rio Capibaribe-Mirim	17	APP do Açude e Panorama
4	APP Rio Tiúma	18	APP Açude do Alemão
5	APP Açude do Tiúma	19	APP Riacho do Jundiá
6	APP Açude de Água Azul	20	APP Nascente entre Serra Velha e Sossego
7	APP Rio Mulungu	21	APP Nascente do Viriato em Jundiá
8	APP Rio Cruanji	22	APP Livramento do Tiúma
9	APP Rio Xixá	23	APP Nascente do Engenho Carnaúba
10	APP Rio Mascarenhas	24	APP Nascente do Engenho Macambira
11	APP Açude do Turco	25	APP Riacho de Lagoa de Barro
12	APP Nascente do Riacho Água Fria na Mata Xixá	26	APP Riacho Maria Pretas
13	APP Nascente do Engenho União	27	APP Nascente Rio Bambu
14	APP Nascente do Sítio Jacaré	-	-

No relatório para elaboração do Plano Diretor de Vicência, também se verificam diversas sub-divisões, sendo as de interesse ambiental similares aos outros municípios. Neste município identificam-se 20 APP (Quadro 7).

Quadro 7 - Áreas de Preservação Ambiental no município de Vicência-PE

N ^o	Área de Preservação Permanente	N ^o	Área de Preservação Permanente
1	Mata Canavieiras	11	Mata Engenho São Paulo
2	Mata Engenho Barra	12	Mata Murupé
3	Mata da Igrejinha	13	Mata Engenho Palmeiras
4	Mata Engenho Jundiá	14	Mata Fazenda Lombo Verde
5	Mata Engenho Poço Comprido	15	Mata Angélica
6	Mata Engenho Rochedo	16	Rio Siriji
7	Mata Banana	17	Riacho Pagi
8	Mata Tabatinga	18	Riacho Bela Vista
9	Mata Pico do Jito	19	Riacho Coitadinha
10	Mata Engenho Xixá	20	Barragem do Siriji

Quando se faz um comparativo do quantitativo das APP situadas nos municípios, observa-se que Aliança retém o maior número. Porém, visto que detém uma maior quantidade, demanda-se também uma necessidade superior de fiscalização e de manutenção dessas áreas. Pois conforme Freitas et al. (2013), apesar de ser protegida pela legislação federal, atividades agropecuárias e a urbanização tem provocado a degradação.

A legislação (PREFEITURA MUNICIPAL DE ALIANÇA, 2006) ainda estabelece a proteção no entorno dos açudes naturais e artificiais (Art. 17), proteção de áreas de Mata Atlântica (Art. 18) e ARL (Art. 21). Para a ARL, o inciso 3 ainda estabelece alguns critérios e instrumentos para sua aprovação, devendo-se observar o plano de bacia hidrográfica, o plano diretor municipal, zoneamento ecológico-econômico, categorias de zoneamento ambiental e proximidade com outras áreas proteção legal. Para o PDP de Nazaré da Mata, o Art. 17 descreve acerca da localização, registro, recomposição, condução e compensação da ARL, considerando os mesmos critérios estabelecidos no PDP de Aliança para a sua aprovação. Observa-se também no Plano Diretor de Timbaúba artigos referentes a proteção de áreas de Mata Atlântica (Art. 45 e 46) e ARL (Art. 48).

No que se refere ao planejamento e gestão de bacias hidrográfica, percebe-se a importância do zoneamento para estabelecer critérios de uso e ocupação do solo, como mencionam Joia, Anunciação e Paixão (2018). Sendo assim, constata-se que o zoneamento não é apenas um instrumento de planejamento territorial, como pode contribuir para a manutenção da qualidade ambiental nas bacias hidrográficas, pois como descreve Pizella (2015) ele tem a possibilidade de prevenir problemáticas relacionadas à expansão urbana. Montano e Souza (2016) também o considera relevante, porém reflete sobre as lacunas de ordem técnica e conceitual que reduzem a sua eficácia.

Instrumentos de planejamento também estão descritos no PDP de Timbaúba, e nesta seção, no artigo 98 considera-se o Zoneamento Agroambiental para a estruturação do espaço rural, indicando-se zoneamento para preservação ambiental, ARL, cursos d'água, plantações, agricultura familiar, pastagens, agroindústrias, equipamentos logísticos, entre outros.

Para a Macrozona Urbana do município de Aliança existem 4 áreas denominadas de Zona Especial de Preservação Ambiental (ZEPA) (Art. 39). A ZEPA 1 está localizada no pátio de eventos do município, A ZEPA 2 está relacionada as áreas não edificadas, a ZEPA 3 as áreas de elevada declividade e a ZEPA 4 áreas de baixa densidade ocupadas por lotes maiores. Na divisão da Macrozona Urbana do município de Nazaré da Mata também se verifica a presença de ZEPA, sendo estas divididas em SPA1 – Setor especial de preservação ambiental 1 (recreativa) e SPA2 – Setor especial de preservação ambiental (restritivo). Estas áreas têm além

da finalidade de melhoria da qualidade ambiental, salvaguardar áreas com potencial recreativo. No município de Timbaúba, na Macrozona Urbana (Art. 59 e 60) existem três ZEPA, uma Zona de morro (ZM) e oito Eixos de Desenvolvimento Sustentável (EDS). O EDS (Art. 70 e 71) se adequam aos pontos propostos no item de modelo de cidade sustentável do Plano Diretor.

Em Vicência verifica-se a existências de três ZEPA, áreas definidas para proteção e conservação ambiental. A ZEPA 1 é destinada a proteção das margens do rio Siriji, onde constata-se a necessidade da recuperação da mata ciliar e retirada de ocupações humanas irregulares e de risco. A ZEPA 2 é referente ao parque da cidade e a ZEPA 3 a área de lazer e uso recreativo ao sul da PE-74.

Para Zonas de Expansão Urbana (ZEU), no município de Aliança (Art. 54), os projetos deverão destinar 35% para uso público, sendo destes 10% para áreas verdes, no mínimo. No município de Timbaúba foi definido o mesmo percentual de parcelamento, no entanto, para Nazaré da Mata, o PDP apresentou uma incoerência pois estabelece 35% também para as áreas públicas, todavia quando especificados as parcelas percentuais, o somatório totaliza 45%, sendo destes 20% para áreas verdes.

De acordo com o PDP de Aliança, as áreas no entorno de lixão ou matadouro são consideradas de Restrição de Ocupação (ARO). Em Vicência há a mesma restrição, contudo para Nazaré da Mata a Zona de Urbanização Restritiva está relacionada apenas aos locais de abate de animais. Em Timbaúba as ARO são referentes a área de funcionamento do Lixão Apiana, que está considerada poluída e que necessita de um plano de recuperação de áreas degradadas, conforme explicitado na legislação municipal. Essas áreas devem possuir um gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, em consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010) para evitar que essas atividades causem danos ao meio ambiente. E segundo a legislação é de responsabilidade do município a gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Com objetivo de dar suporte ao PDP, de acordo com Braga e Filho (2013), instrumentos de democratização urbana foram estabelecidos. Estes instrumentos podem ser visualizados nos planos trabalhados. No PDP de Nazaré da Mata foi estabelecida a criação do Fundo Municipal de Desenvolvimento Sustentável, Habitação, Meio Ambiente e Orçamentário (FUMUDES) (Art. 86). Sendo aprovado pelo Conselho Municipal de Desenvolvimento Sustentável, Habitação, Meio Ambiente e Orçamentário, que é um órgão de representação da sociedade na gestão urbana (COMUDES) (Art. 91). O COMUDES tem em suas atribuições a proteção e preservação ambiental, bem como a implantação de programas de educação ambiental e criação de áreas de proteção ambiental. Também foi criado o Sistema de Informações Municipais (SIM)

(Art. 88) para acompanhar entre outros aspectos os recursos naturais, as condições de uso e ocupação do solo. No PDP de Aliança e Timbaúba também são verificados esses instrumentos e no município de Timbaúba, a legislação também apresenta um Fundo Municipal de Desenvolvimento Urbano e Sustentável (FUNCID) (Art. 150).

No artigo 107 do PDP do município de Aliança ainda estabelece o desenvolvimento de diversos programas ambientais como o Programa de recuperação de APP, Programa de implementação e recuperação de ARL, Programa de arborização urbana, Programa de fortalecimento da gestão ambiental, Programa de educação ambiental, Programa de coleta seletiva e outros com outras temáticas. E no Art. 101 do PDP de Nazaré da Mata também ficam definidos estes mesmos programas com interesse nas questões ambientais, havendo o acréscimo do Programa da bacia de retenção Loteamento Nova Boa Vista.

Na relação de Programas de Vicência observa-se o Parque da Cidade, Compatibilização do Cultivo da cana de açúcar e Recuperação do antigo matadouro. E no PDP de Timbaúba também é abordado sobre alguns programas, diferenciando-se com: Programa cidade limpa, Programa Mata Ciliares, Programa Capibaribe-Mirim melhor, Programa de Preservação dos remanescentes florestais e Programa cidade verde. Estes Programas inseridos no Plano Diretor são comumente observados em planos de bacia hidrográfica, onde estes objetivam a conservação dos recursos hídricos na bacia (MMA, 2013).

A recuperação das APP é substancial, porque quando há a supressão da vegetação e a ocupação irregular dessas áreas, contribui-se para um aumento da erosão do solo e assoreamento dos corpos hídricos que redizem a capacidade de armazenamento de água na bacia (SILVA; SANTOS; LEAL, 2016). Estas problemáticas são descritas no município de Vicência, onde se constata a ausência da mata ciliar no Rio Siriji, elevação da evaporação da água nos períodos de seca e o assoreamento dos corpos hídricos (PREFEITURA MUNICIPAL DE VICÊNCIA, 2006). Outros problemas identificados em APP referem-se à contaminação dos corpos d'água com o esgoto advindo da proximidade com áreas urbanas (FREITAS et al., 2013).

No Artigo 14 do PDP de Timbaúba, trabalha-se com o modelo de cidade sustentável, em que ficam estabelecidos diversos pilares para o desenvolvimento, como: planejamento urbano sustentável, gestão democrática com participação popular, ordenamento territorial e a utilização de novas tecnologias na gestão de serviços urbanos e sociais. Esse último tópico é novamente abordado no artigo 15, em que são expostos diversos itens para a adequação do município a um modelo considerado sustentável, e o item XVIII refere-se à aplicação de novas tecnologias para a gestão dos recursos naturais.

Em se tratando de tecnologias para a gestão dos recursos naturais, no estudo desenvolvido por Schussel e Neto (2015) os autores demonstram como um sistema de informações geográficas (SIG) pode contribuir no monitoramento do uso e ocupação do solo, auxiliando no controle dos corpos hídricos e outros parâmetros urbanísticos. Para Freitas et al. (2013) o SIG ainda viabiliza a integração entre dados econômicos, sociais e ambientais e o estabelecimento de indicadores.

Outros aspectos relevantes no modelo de cidade sustentável do município de Timbaúba referem-se à implantação de jardins e parques objetivando um aumento na integração entre o ambiente natural e o construído (Item XIII), além de parques lineares ao longo dos cursos de água para recuperação das matas ciliares (Item XIV).

Além de projetos e programas ambientais, o poder público deve compreender que no processo de tomada de decisão é fundamental a inserção da análise de viabilidade ambiental (MONTANO; SOUZA, 2016), para que assim o meio natural seja conservado e os impactos das atividades antrópicas sejam reduzidos.

O PDP de Timbaúba apresenta avanços em relação aos demais pois tem uma seção somente para diretrizes de meio ambiente, com objetivo de preservar e recuperar áreas de preservação, bem como arborizar a cidade e revitalizar os rios. Este é o único Plano que discute a questão da revitalização dos rios do município e este tema poderia ser trabalhado junto ao comitê de bacias hidrográficas, visto que esses podem ser caracterizados como espaços para argumentação do futuro das águas (ANA, 2011). E para Pizella (2015), o debate sobre a disponibilidade e demanda hídrica são considerados necessários na elaboração de um Plano Diretor para redução dos impactos ambientais.

Para uma gestão dos recursos hídricos integrada, descentralizada e participativa, segundo Moraes, Fadul e Cerqueira (2018) foram as entidades públicas: i) Comitê de Bacias Hidrográficas (COBH) - órgãos colegiados, consultivos e deliberativos; ii) e as Agências de Bacias – entidades com função de apoio administrativo, técnico e financeiro.

De acordo com a PNRH (BRASIL, 1997), compete ao COBH promover a discussão sobre temas relacionados aos recursos hídricos; arbitrar os conflitos em relação aos recursos hídricos; aprovar os planos de recursos hídricos das bacias; acompanhar a execução do plano; estabelecer mecanismos de cobrança e outorga da água; e promover rateio de obras de uso múltiplo. Discussões sobre os impactos de empreendimentos potencialmente poluidores na área da bacia também são realizadas pelo COBH e auxiliam nos processos de licenciamento ambiental (CHINAQUE et al., 2017).

Com relação as Agências de Água, a PNRH (BRASIL, 1997) menciona que estas têm a função de secretaria executiva do(s) COBH.

O COBH do rio Goiana possui 30 membros e sua criação está definida de acordo com a CRH n.02 de 2004 (PERNAMBUCO, 2004). Sua existência pode ser caracterizada como um espaço para debate sobre os recursos hídricos e este deve ter representantes do poder público, usuários de recursos hídricos e representantes do poder público (ANA, 2011). Os membros do mandato de 2017 a 2020 estão disponíveis no site da APAC (<http://www.apac.pe.gov.br>) e detalhados de acordo com a Figura 25.

Figura 25 - Composição do comitê da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE no mandato de 2017 a 2020



Observa-se que no COBH do Goiana não há representantes da prefeitura de todos os municípios parcial ou totalmente inseridos. Dos que estão totalmente inseridos na bacia, Aliança, Buenos Aires, Machados e Timbaúba fazem parte da atual gestão. Algumas localidades cuja sede está localizada parcialmente dentro da bacia fazem parte como Goiana, Macaparana e São Vicente Férrer. Além destes também há usuários de recursos hídricos e a sociedade civil.

No que se refere aos limites dos municípios inseridos na bacia hidrográfica, é importante o destaque para a necessidade de ações integradas entre todos estes, pois conforme Joia, Anunciação e Paixão (2018) existe uma dificuldade da coerência de interesses múltiplos entre as unidades político administrativas dos municípios. E no que se refere a gestão dos recursos

hídricos, o planejamento e gestão se dá em relação ao território das bacias hidrográficas, não utilizando as fronteiras administrativas (MORAIS; FADUL; CERQUEIRA, 2018).

Dessa maneira, a ação conjunta dos Planos Diretores e de políticas de gestão de recursos hídricos podem contribuir para a conservação e recuperação dos recursos hídricos (PORTO; FERREIRA, 2012). Quando estes instrumentos não são trabalhados conjuntamente as ações podem ficar comprometidas. Isto pode ser observado no estado de São Paulo onde Fabbro Netto e Souza (2017a) verificaram que ações previstas nos planos de bacias hidrográficas e Planos diretores municipais não eram executadas de maneira eficaz devido a um processo fragmentado na tomada de decisões.

Dessa forma, esses instrumentos auxiliam no planejamento e gestão de bacias hidrográficas, sendo fundamental a discussão desses junto a sociedade para o enfrentamento dos desafios dos territórios.

4.3.2 Cenários alternativos de uso e cobertura para a bacia hidrográfica do rio Goiana-PE

Os cenários de mudanças no uso e cobertura do solo, permitem uma maior compreensão dos impactos ambientais relacionados ao desmatamento, desenvolvimento de atividades agrícolas, pecuária, urbanização, entre outros. A partir dos cenários trabalhados, observa-se através da Tabela 29 que houve variação dos resultados encontrados para os três cenários avaliados, no que se refere a vazão e produção de sedimentos. Verifica-se que a vazão média apresentou valor superior no cenário 3, onde devido a impermeabilização do solo das áreas urbanas houve uma redução da infiltração da água no solo, aumento do escoamento superficial e elevação da vazão média dos rios. Isso corrobora com a discussão de Vanzela, Hernandez e Franco (2010), em que uma redução da permeabilidade solo, pela compactação e impermeabilização do solo respectivamente para ambos os cenários 1 e 3, contribui para redução da capacidade de armazenamento de água no solo.

Tabela 29 - Valores mensais de vazão e sedimento para o período de 1999 a 2011 na bacia hidrográfica do rio Goiana, Pernambuco, Brasil.

Cenários	Vazão (m ³ /s)			Sedimentos (t/ha)		
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
Atual	10,71	0,03512	112,7	0,95	0,000161	16,45795
Reflorestamento	11,45	0,01091	91,27	0,41	0,000000	9,344215
Expansão urbana	13,36	0,04405	117,1	0,96	0,000232	15,96258

O cenário 2 apesar de possuir uma média superior ao cenário 1, teve um valor máximo de vazão inferior aos demais cenários. Menores picos de vazão podem ser correlacionados a redução do escoamento superficial devido a maior rugosidade do solo, interceptação de parte da água da chuva pela vegetação e evapotranspiração pelas plantas. Além disso Perazzoli, Pinheiro e Kaufmann (2013) apontam que a variação dos resultados obtidos a partir de distintos cenários também se dá por diferentes taxas de evapotranspiração de diferentes culturas e vegetação, e a infiltração da água devido ao sistema radicular da planta e ao manejo do solo em distintos usos do solo.

Apesar da vazão elevada ser considerada como um bom indicativo para determinadas regiões, principalmente onde há escassez de água, é necessário a avaliação dos impactos de uma vazão acima da média. Esses podem trazer transtornos para a população de áreas próximas aos rios e riachos urbanos, podendo provocar inundações e/ou deslizamento dos taludes dos canais. Além disso, uma vazão elevada acompanhada de um alto escoamento superficial de água no solo, como acontece nas áreas urbanas, pode carregar sedimentos e resíduos do solo para as águas, comprometendo assim sua qualidade.

Os resultados de Storck et al. (1998) estão alinhados aos encontrados nessa pesquisa, em que estes observaram que os picos de vazão se elevavam quando se reduzia a área vegetada através da colheita florestal. Moore e Wondzell (2005) apontaram em sua revisão que a devastação de florestas tanto implica no aumento do pico de vazão, como o aumento do período de retorno. Essa devastação das áreas florestadas tanto pode ocorrer devido a utilização de áreas para cultivos agrícolas e pecuária, como demonstrado no cenário 1 predominantemente agrícola, como pela expansão de áreas urbanas no cenário 3.

A redução de áreas de vegetação da Mata Atlântica na bacia hidrográfica do rio Goiana foi uma das consequências da monocultura da cana de açúcar na Zona da Mata (BRAGA; FILHO, 2013). A comercialização de madeira também pode ser um aspecto na redução de florestas, sabendo-se que as diversas indústrias da região utilizam a biomassa vegetal como combustível. Uma indústria de grande expressão na área da bacia hidrográfica e Zona da Mata Norte é a indústria de cerâmica vermelha (PAZ; MORAIS; HOLANDA, 2013), que além de

demandar grande quantidade de lenha para queima dos fornos, também realiza a extração de argila que compromete a vegetação, revolve o solo e contribui para um aumento da produção de sedimentos.

Com relação a produção de sedimentos, o cenário mais favorável é o de reflorestamento, devido a condição que as florestas fornecem ao solo, como agregação das partículas do solo, interceptação foliar, redução do impacto da chuva no solo, diminuição da velocidade de escoamento e infiltração da água no solo. Todas essas características contribuem para uma redução da perda do solo e conseqüentemente uma diminuição da produção de sedimentos.

No cenário atual, em que a bacia pode ser caracterizada como predominantemente agrícola, verifica-se que o constante revolvimento do solo, o posicionamento regular das plantas nos cultivos agrícolas, o pisoteio dos animais na pecuária, entre outros fatores contribuem para um alto valor médio de produção de sedimentos. Apesar da produção média de sedimentos ser superior para o cenário de expansão urbana, valores máximos superiores foram identificados no cenário atual. Outros trabalhos encontraram resultados similares demonstrando que áreas agrícolas, com elevado predomínio de agricultura produzem quantidade superior de sedimentos, como o de Burcher e Benfield (2006).

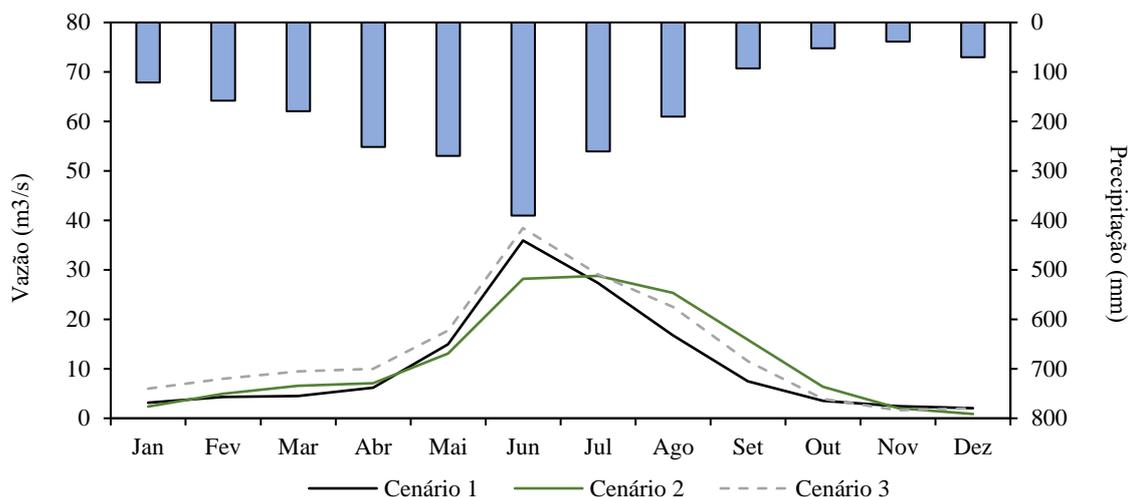
É importante analisar que os resultados aqui apresentados, ainda que sejam resultantes de cenários alternativos hipotéticos de uso e cobertura do solo. Esses demonstram a importância das florestas na preservação ambiental, impactando diretamente os ecossistemas da região e a sociedade que desenvolve suas atividades com recursos muitas vezes locais. A apresentação desses resultados para o poder público, usuários de recursos hídricos e sociedade civil pode ser realizada de modo a permitir a avaliação de situações cotidianas nos diferentes espaços da bacia, seja nas regiões urbanizadas ou áreas agrícolas e atentando-se aos impactos que essas provocam na qualidade ambiental da bacia hidrográfica.

No trabalho de Romano, Abdelwahad e Gentile (2018) com cenários futuros de mudanças de uso e cobertura do solo, os autores verificaram que determinadas mudanças como abandono do cultivo de cereais e substituição por florestas decíduas reduziram a produção de sedimentos em comparação com o cenário observado. Com isso estes apontaram que essas estimativas podem aumentar a eficácia das intervenções do controle dos processos erosivos.

Através da análise da vazão média mensal (Figura 26), constata-se que os picos de vazão são correspondentes ao período chuvoso do ano, o trimestre maio-junho-julho, e que a menor média registrada se refere ao período com menor incidência pluviométrica (outubro-novembro-dezembro). Observa-se que no cenário 1 e 3 o pico de ambas as curvas é superior ao alcançado pelo cenário 2 e as curvas são mais acentuadas, o que mostra que em períodos em que há

redução do volume de chuvas, a vazão também é reduzida. Verifica-se também que os valores médios mensais no período que sucede o chuvoso (agosto, setembro e outubro) são inferiores ao cenário 2.

Figura 26 - Vazão mensal média simulada para o período de 1999 a 2011 para os cenários alternativos



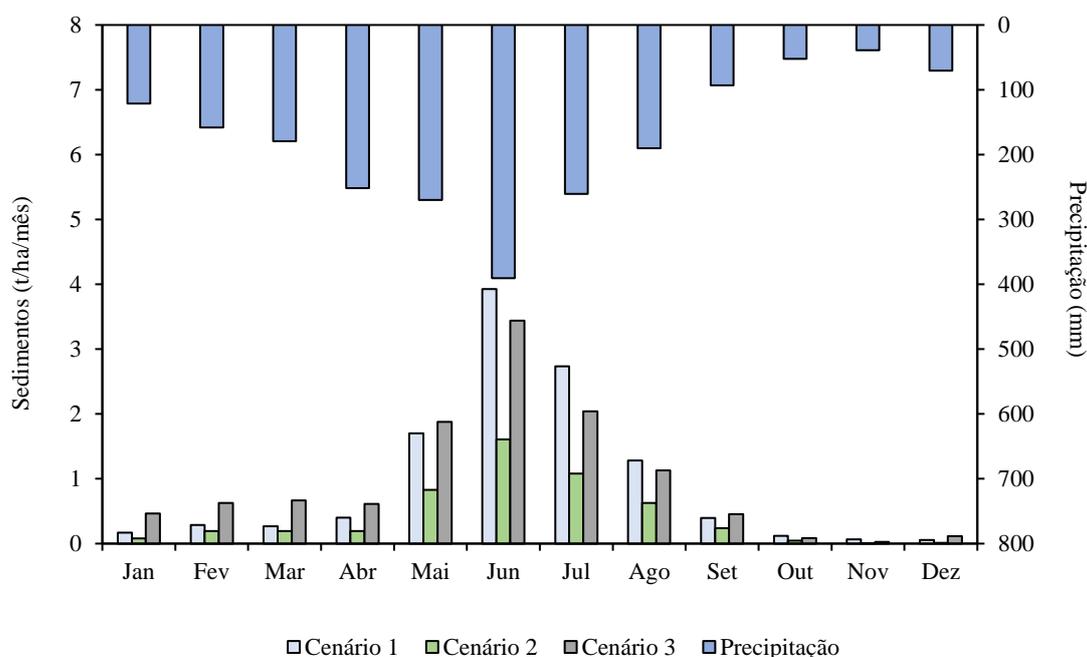
O cenário de reflorestamento (cenário 2), mostra que em uma bacia hidrográfica onde há vegetação nativa, a curva da vazão se mantém em períodos de menor incidência de chuva, havendo um amortecimento na redução da vazão. Isso é reflexo do conteúdo de água no solo, em que nas florestas a perda de água é inferior aos outros cenários e com isso tem-se um armazenamento superior de água; contribuindo-se para um abastecimento da vazão dos rios em períodos com menor incidência de chuvas, como demonstrado graficamente.

Para a produção de sedimentos (Figura 27), percebe-se que o cenário atual e o cenário urbano correspondem as maiores estimativas de sedimentos, e que estes valores são superiores nos períodos mais chuvosos, devido a influência da precipitação e vazão. Romano, Abdelwahad e Gentile (2018) também indicam uma carga de sedimentos superior durante o período chuvoso.

No comparativo entre os três cenários, a produção de sedimentos foi superior para o cenário 3 nos meses de janeiro a maio, setembro e dezembro, e nos demais meses do ano o cenário 1 apresentou valores superiores. Estes cenários possuem um afastamento das condições naturais da bacia hidrográfica, o que Turner et al. (2018) mencionou na discussão de fatores para a erosão do solo e regulagem do escoamento superficial. Os autores ainda apontam para localidades dos Estados Unidos em que as terras cultivadas contribuíram para um aumento dos processos erosivos, provocando desabamentos, elevação da turbidez da água e maior concentração de sólidos suspensos. Esses impactos ocorrem nas diferentes regiões do planeta e

podem ser reduzidos através da avaliação das condições das bacias hidrográficas e da adoção de práticas mais sustentáveis em relação a cultivo e planejamento urbano.

Figura 27 - Produção média mensal de sedimentos simulados no período de 1999 a 2009 para o cenário 1 (atual), 2(reflorestamento) e 3(expansão urbana).



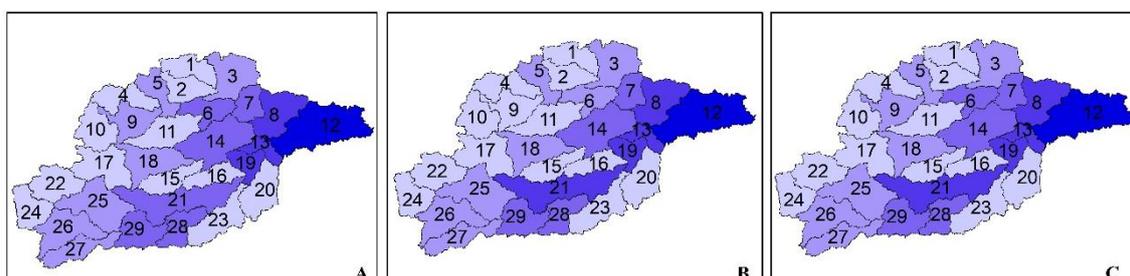
Sabendo-se que o processo erosivo está fortemente relacionado ao manejo do solo (THOMAZINI; AZEVEDO; MENDONÇA, 2012), Vanzela, Hernandez e Franco (2010) verificaram que as atividades agrícolas, associadas a outros fatores como solos de alta erodibilidade e condições deficitárias de conservação do solo, contribuem para perdas significativas de solo e provocam o assoreamento dos rios, que culminam com a redução da qualidade hídrica e redução da velocidade dos cursos de água. Dessa maneira, para o alcance do desenvolvimento agrícola sustentável, é fundamental ações de políticas públicas que apontem para a manutenção dos recursos naturais (PEREIRA et al., 2016). Projetos envolvendo Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tem recebido destaque na conservação ambiental através de práticas de agricultura sustentável (MELO; GONZÁLEZ, 2017).

O cenário 2 apresentou os menores valores de produção de sedimentos durante o ano todo, devido a proteção do solo pela cobertura vegetal e redução da exposição de solos mais susceptíveis à erosão, como verificado por Machado, Vettorazzi e Xavier (2003). Apesar da compreensão que a cobertura vegetal contribui para redução da erosão e produção de sedimentos, ainda existe uma ambiguidade entre os pesquisadores sobre a relação entre a diversidade das plantas e os processos erosivos (HOU et al., 2016). Entretanto, apesar dos

estudos ainda não apresentarem uma correlação entre o tipo de cobertura da vegetação (homogênea e heterogênea), verifica-se através da simulação de cenários, o que também é constatado por diversos autores, que a cobertura do solo é importante para a conservação do solo.

Na distribuição espacial da vazão no período chuvoso (Figura 28), verifica-se que para todos os cenários, as sub-bacias em que se constata uma vazão superior são similares. Estas correspondem as de numeração 8, 12, 13, 19, 21, 28 e 29. Isso se dá pelas próprias características da bacia em relação a declividade e regiões de maior precipitação. Percebe-se que em todos os cenários a foz possui a maior vazão, isso também é devido a confluência de diversos córregos e rios que elevam a vazão nesta parte da bacia que deságua no oceano Atlântico.

Figura 28 – Vazão média mensal simulada para as sub-bacias do Goiana durante o trimestre mais chuvoso do ano (maio-junho-julho) para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (C) expansão urbana, no período de 1999 a 2011.



Legenda

Vazão (m³/s)

1.05 - 2.66	0.77 - 1.96	1.15 - 2.72
2.66 - 6.58	1.96 - 5.91	2.72 - 6.13
6.58 - 19.07	5.91 - 11.51	6.13 - 14.78
19.07 - 33.43	11.51 - 26.20	14.78 - 33.65
33.43 - 75.99	26.20 - 62.87	33.65 - 77.30

Além disso é notória a diferença entre a vazão dessas sub-bacias destacadas para regiões de vazão inferior. Enquanto que para áreas de vazão superior os valores chegam a 60 -77 m³/s, para o mesmo período chuvoso, algumas regiões apresentam valores inferiores a 3m³/s. Essas diferenciações espaciais, provocam modificações na vegetação, no tipo de cultura indicado, manejo do solo, irrigação, diferentes problemas urbanos provocados pela falta ou excesso de vazão, além da manutenção dos diferentes processos ecossistêmicos.

Analisando-se a distribuição espacial da vazão nas sub-bacias, constata-se que o cenário de expansão urbana possui o maior número de sub-bacias (65,52%) com vazão superior aos

demais cenários. O cenário agrícola atual possui algumas sub-bacias com valores superiores (34,48%), enquanto que o cenário de reflorestamento detém as menores vazões em todas as áreas conforme destacado na representação espacial na Figura 28.

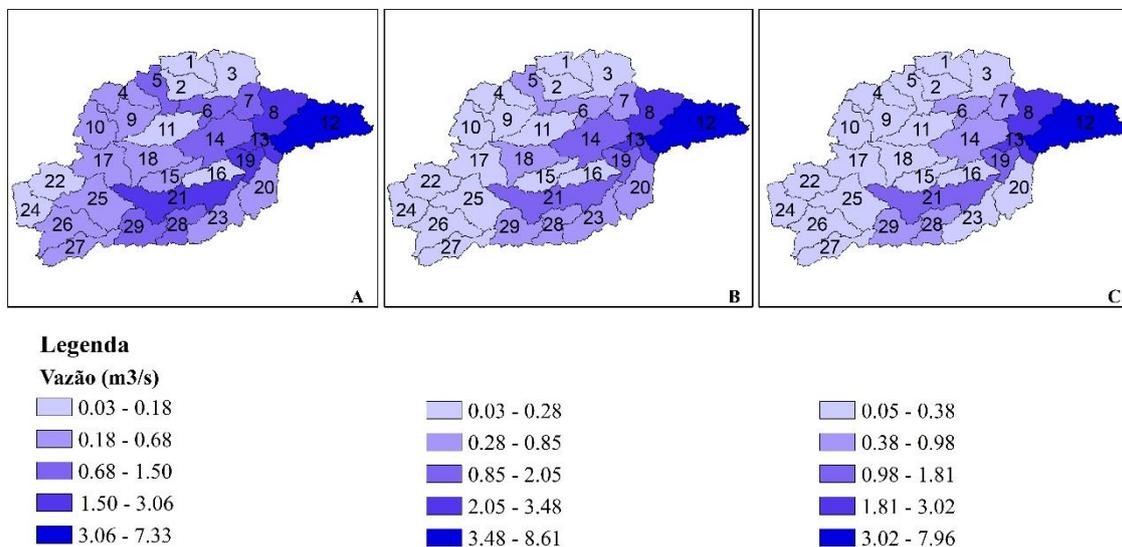
A relação da vazão com produção de sedimentos já foi verificada e com isso pode-se dizer que vazões muito elevadas contribuem para uma produção de sedimentos superior e consequente redução da qualidade das águas. Atrelado às condições da bacia hidrográfica do rio Goiana, onde se observam cultivos irrigados e lançamento de cargas de poluentes e sedimentos nos cursos de água da bacia devido ao desprovimento de sistema de esgotamento sanitário (CPRH, 2003), esses são aspectos importantes na discussão de políticas públicas.

Todas essas questões devem ser abordadas no planejamento e gestão de bacias hidrográficas. Para isso é importante a realização da discussão de quais os fatores que diretamente e indiretamente podem influenciar nesses resultados. Vanzela, Hernandez e Franco (2010) concluíram que as áreas de mata e pastagem obtiveram resultados melhores quando comparadas com áreas habitadas, agricultadas ou com florestas degradadas em relação a vazão e qualidade de água para um córrego no estado de São Paulo. Na elaboração de estratégias para a conservação, recomenda-se a discussão de resultados confrontados com outras localidades, visto que o processo de desenvolvimento pode ser estimulado quando são apresentados outros estudos com suas respectivas recomendações.

Essas estratégias devem estar alinhadas tanto as potencialidades da bacia hidrográfica, como também as legislações ambientais existentes e cabíveis como o Código Florestal (BRASIL, 2012), Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000).

Para o período seco (Figura 29) verifica-se que as sub-bacias que apresentaram maiores valores de vazão apresentam similaridades para os três cenários, sendo estas a 8, 12, 13, 19 e 21, com média máxima de vazão alcançando o resultado de $8,61 \text{ m}^3/\text{s}$. No cenário de expansão urbana, a maior parte das sub-bacias apresentou resultado entre $0,05$ e $0,38 \text{ m}^3/\text{s}$.

Figura 29 – Vazão média mensal simulada para as sub-bacias do Goiana durante o trimestre mais seco do ano (outubro-novembro-dezembro) para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (C) expansão urbana, no período de 1999 a 2011.



Um maior número de sub-bacias com médias superiores foi verificado no cenário 1, em que a média ficou em torno de 0,18 a 0,68 m³/s. Contudo, os resultados apresentados são bastante similares no cenário 1 e 3, em que nas sub-bacias 4, 15, 20 e 23, para o cenário 1, a média de vazão foi inferior a 0,28 m³/s.

Durante o período de seca, no cenário agrícola 65,52% das sub-bacias apresentaram valores ligeiramente superiores de vazão em relação as demais, o cenário de reflorestamento exibiu 24,14% de valores superiores e o cenário de expansão urbana resultou em 89,66% dos menores valores de vazão média. Apesar de mostrar os cenários com vazões superiores, destaca-se que estes resultados foram muito próximos.

O cenário de reflorestamento também possui resultados baixos de vazão média (0,03 a 0,28 m³/s) em algumas sub-bacias, conforme observado na Figura 29, contudo seus resultados se mostraram superiores aos demais cenários na foz apresentando média 8,61 m³/s. Para esta mesma sub-bacia no cenário de expansão urbana obteve-se 7,96 m³/s e no cenário agrícola atual 7,33 m³/s, demonstrando a pequena diferença entre eles.

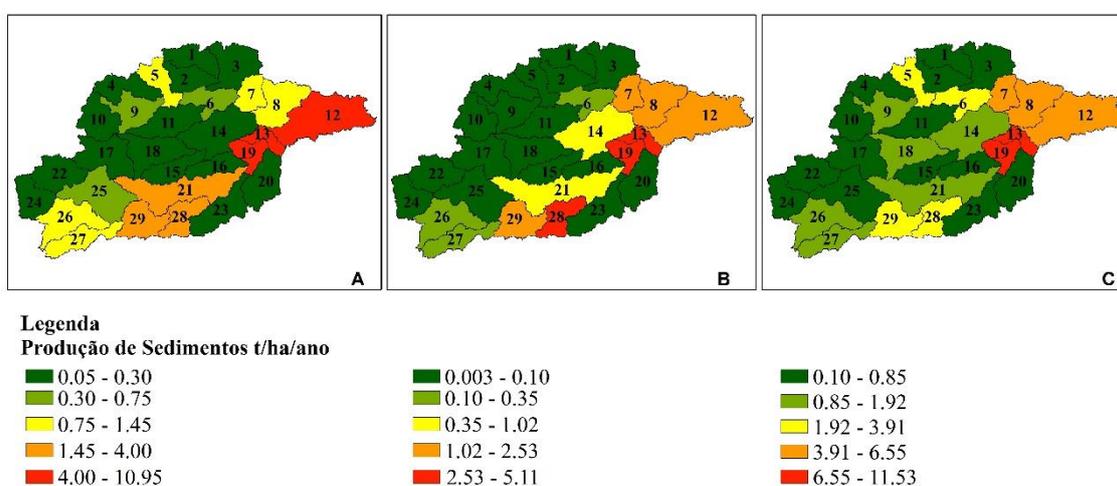
De acordo com Silva, Santos e Leal (2016) quando ocorre a supressão de vegetação nativa e ocupação desordenada do solo, pode ocorrer uma diminuição ou perda da capacidade de armazenamento de água no solo e na bacia hidrográfica em sua totalidade. Essa redução contribui para elevação do escoamento superficial e aumento da vazão conforme os cenários 1 e 3 principalmente no período chuvoso. No período seco a vazão é reduzida consideravelmente para todos os cenários.

Com relação a distribuição espacial de sedimentos (Figura 30), as menores médias anuais estão no cenário de reflorestamento, o que ratifica os resultados encontrados na análise mensal no comparativo entre os três cenários. As áreas florestais diminuem os sólidos suspensos nos corpos hídricos, pois estas funcionam como uma proteção para os solos, aumentando sua capacidade de infiltração e reduzindo a velocidade de escoamento superficial (PINTO; MELLO; ÁVILA, 2013). E ainda que esse cenário seja apenas hipotético e não seja possível a modificação dos usos atuais para florestas em toda a bacia hidrográfica, a adoção de práticas de conservação do solo reduz a produção de sedimentos como observado no trabalho de Thomazini, Azevedo e Mendonça (2012) e Zhang et al. (2017).

Analisando-se espacialmente os três cenários, as áreas de produção mais expressivas de sedimentos coincidem, sendo estas as sub-bacias 12, 13 e 19. E quando se compara com as sub-bacias de maior vazão, verifica-se que essas áreas têm altos valores. Dessa maneira, corrobora-se que a vazão influencia na produção de sedimentos.

A sub-bacia 13 apresenta o valor mais elevado para os três cenários, tendo uma produção de 10,94 t/ha/ano, 5,11 t/ha/ano e 11,54t/ha/ano, respectivamente para os cenários 1, 2 e 3. Essa sub-bacia já foi evidenciada como região de maior produção de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Goiana no capítulo 2 (Avaliação espacial da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana em Pernambuco e estratégias para redução dos processos erosivos). Nesta análise, atenta-se que processos erosivos são intensificados com a remoção da vegetação natural (CORRÊA et al., 2018).

Figura 30 - Distribuição da produção média anual de sedimentos simulados nas sub-bacias do Goiana para os cenários (A) atual, (B) reflorestamento e (c) expansão urbana, no período de 1999 a 2011.



Além disso, é importante observar que os fatores influenciadores da produção de sedimentos podem ser descritos pela MUSLE (Equação 2) e estes foram discutidos anteriormente mostrando que além da erodibilidade referente ao tipo de solo, a produção de sedimentos é influenciada pela declividade do terreno, uso e cobertura do solo, manejo, práticas conservacionistas e escoamento superficial.

Na foz da bacia, sub-bacia 12, os valores superiores foram verificados para o cenário de expansão urbana, alcançando valores de 6,53 t/ha. Para o cenário agrícola atual, nessa mesma sub-bacia o valor encontrado foi de 4,17 t/ha, já para o reflorestamento os resultados foram bem inferiores com 1,95 t/ha. A influência da urbanização e da exposição dos solos à produção de sedimentos foi aferida por Cabral, Reis e Fragoso Júnior (2013) que estudaram a bacia hidrográfica do rio Jacarecica em Maceió no estado de Alagoas através do modelo hidrossedimentológico de base física KINEROS 2 e da ferramenta hidrológica AGWA2. Os autores também observaram que a vegetação na parte baixa da bacia reduz a produção de sedimentos.

Mas para bacias essencialmente agrícolas também há um destaque para a degradação ambiental, Machado et al. (2017) realizaram a modelagem hidrológica para a bacia do rio Japarutuba em Sergipe através do SWAT composta por 82,61% de cana de açúcar e concluíram que a presença de pastagem além do cultivo da cana de açúcar contribuiu para a degradação do solo, indicando que através dos resultados evidenciados o modelo poderia ser utilizado para o manejo de bacias hidrográficas.

A partir da identificação das modificações nos processos hidrossedimentológicos pela introdução de cenários alternativos na modelagem, ratifica-se sua importância como ferramenta de apoio na tomada de decisões e planejamento e gestão de bacias hidrográficas. Corroborando com isso, Betrie et al. (2011) apontaram para a possibilidade da utilização da modelagem como uma importante ferramenta de gestão, quanto a implantação de práticas conservacionistas, nas quais os autores identificaram que através dessas práticas consegue-se reduzir o transporte de sedimentos para os recursos hídricos. Blainski, Acosta e Nogueira (2017) também indicam seu uso para elaboração de planos de bacias hidrográficas, sendo a confiabilidade dos modelos atestada pelo exercício de calibração e validação.

Compreende-se a importância das discussões acerca dos diferentes usos da bacia e alinhamento aos planos diretores municipais para um melhor planejamento e gestão de bacias hidrográficas. Além disso, o estímulo a participação da sociedade em diversos espaços como conselhos municipais e comitê de bacia hidrográfica pode contribuir para ações compatíveis ao desenvolvimento local pela coerência de interesses do poder público e da sociedade.

4.3.3 Educação ambiental através da modelagem hidrossedimentológica

A EA permite a reflexão sobre o ambiente e é capaz de trazer mudança na percepção dos indivíduos perante o meio e os problemas ambientais. Essa percepção parte de uma experiência individual com a natureza e se refere a diferentes sensações, sentimentos e significados percebidos (MARIN, 2006). Para Bacci e Pataca (2008) uma educação efetiva corresponde a uma visão integrada da hidrosfera, biosfera, litosfera e atmosfera, compreendendo todos os seus processos e interações, bem como as atividades humanas.

Recursos computacionais para análise de recursos hídricos e bacias hidrográficas são apresentados no trabalho de Merwade e Ruddell (2012). Estes possibilitam diferentes tipos de análises e aplicações para distintas bacias hidrográficas, permitindo a discussão dos processos hidrológicos para variadas características físicas e climáticas. Os recursos e metodologias utilizados neste estudo, assim como outras tecnologias viáveis, são fundamentais na gestão de bacias hidrográficas e no empoderamento da população. O próprio PDP do Município de Timbaúba (PREFEITURA DE TIMBAÚBA, 2013) menciona sobre a utilização de tecnologias na gestão dos recursos naturais.

No que se refere ao planejamento ambiental de bacias hidrográficas, a EA pode auxiliar na compreensão de importantes processos ambientais e sensibilização de diferentes grupos sociais. Porém é importante que seja discutida a forma da realização das atividades e os conteúdos de acordo com os grupos que estejam sendo trabalhados para se alcançar uma sensibilização mais efetiva. Sugere-se temas relacionados à importância da vegetação nativa na disponibilidade hídrica e qualidade das águas.

Nesse aspecto pode ser realizada a EA não formal, que é caracterizada pela Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA) (BRASIL, 1999) como as ações educativas voltadas para a sensibilização e contribuição na defesa ambiental. Sendo assim, segundo a PNEA podem ser desenvolvidas através da difusão de campanhas educativas pelos meios de comunicação, execução de programas ambientais através de instituições de ensino, parcerias com empresas públicas ou privadas em programas de EA, sensibilização através de unidades de conservação e ecoturismo.

No aspecto da educação formal, Seibert e Vis (2012) explicaram a importância da inserção da modelagem hidrológica e da contribuição no aprendizado de variáveis hidrológicas, tendo como possibilidade a compreensão da interação de variáveis e a quantificação. Além disso, a modelagem possibilita a discussão, sensibilização e o empoderamento da sociedade para as questões ambientais relacionadas ao uso e ocupação do solo. A EA pode ser realizada em espaços formais de educação sendo trabalhada em diferentes disciplinas como tema

interdisciplinar e transversal. A PNEA (BRASIL, 1999) aponta para a EA como um componente essencial da educação nacional e quando realizada de maneira formal pode ser desenvolvida na educação básica, superior, especial, profissional ou educação de jovens e adultos.

Um modelo é uma representação matemática dos processos hidrológicos observados na superfície e subsuperfície da terra e que permitem a simulação do comportamento de diferentes variáveis baseado nos dados de entrada e mudanças no uso e cobertura do solo, e clima. E por ser fortemente influenciado pelos dados de entrada e configurações adicionais, este se torna importante na discussão de variáveis ambientais, no que tange ao desenvolvimento de estratégias, planos e metas para melhoria da qualidade ambiental.

Sabe-se que modelos hidrológicos vêm sendo utilizados na área educacional, como Aghakouchak e Habib (2010) que utilizaram o modelo hidrológico HBV para discutir com estudantes do curso de engenharia civil os processos hidrológicos e conceitos básicos de análise de sensibilidade e calibração desses modelos. Seibert e Vis (2012) explicaram a importância da inserção da modelagem hidrológica na educação e da contribuição no aprendizado de variáveis hidrológicas, tendo como possibilidade a compreensão da interação de variáveis e a quantificação. Aghakouchak, Nakhjiri e Habib (2013) indicaram que o uso da modelagem teve impacto positivo no aprendizado dos estudantes quanto aos processos hidrológicos.

Apesar de não serem encontrados trabalhos com a utilização da modelagem para a EA, com base nas discussões deste capítulo compreende-se que resultados obtidos a partir da simulação de cenários alternativos de uso e cobertura do solo possibilitam a discussão de realidades futuras e seu impacto nas questões ambientais, sociais e econômicas da bacia hidrográfica. E no que se refere a gestão das águas, a EA tem sua aplicação (SILVA; RODRIGUEZ; CABO, 2015).

Outrossim, outras ferramentas podem ser utilizadas para análise ambiental de bacias hidrográficas. Rajib et al. (2016) apresentou o SWATShare como uma plataforma de pesquisa colaborativa e educacional. Esta detém resultados de modelagens de diferentes regiões geográficas e climáticas que utilizaram o modelo SWAT e pode ser utilizada para a EA pois, através dessa plataforma consegue-se apresentar realidades distintas e seus impactos nos recursos naturais para regiões com condições climáticas e características físicas variadas.

Para o Brasil uma plataforma online interativa disponível é o Sistema de Unidades de resposta hidrológica de Pernambuco (SUPER), que utiliza o SWAT para realizar modelagens de maneira simplificada com dados de entrada pré-carregados para o estado de Pernambuco no (PAZ et al., 2017). Seus dados são resultantes de trabalhos acadêmicos e científicos de

pesquisadores do estado. Estas podem ser utilizadas para diferentes projetos, estratégias e políticas públicas, além de servir como base para as discussões em EA. Pois percebe-se que quando se trabalha questões relacionadas a realidade vivenciada pelas pessoas, de maneira contextualizada, sua compreensão é maior, bem como seu poder de atuação.

Compreende-se então que a modelagem hidrológica se apresenta como uma importante ferramenta para discussão ambiental e aprendizado acerca do ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. Com uma possibilidade elevada de estimular a participação da sociedade civil e dos gestores municipais, no processo de planejamento e gestão de bacias hidrográficas através do empoderamento e do estímulo às discussões a partir de cenários alternativos hipotéticos. Isto pode reduzir também aspectos discutidos por Braga e Filho (2013) como a negligência das pessoas para problemas coletivos e falta de visão com relação ao futuro da cidade.

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da modelagem hidrossedimentológica obtidos para os três cenários estabelecidos neste trabalho demonstram a possibilidade da aplicação desses como uma ferramenta de planejamento e gestão de bacias hidrográficas.

Esta pode ser configurada como uma ferramenta a ser utilizada para elaboração e atualização de Planos Diretores, estabelecimento de zoneamento ambiental, e a definição de estratégias de ação e desenvolvimento de programas que possibilitem a conservação e recuperação ambiental. Através de seus resultados, tornar-se-á possível a discussão da realidade ambiental de bacias hidrográficas, sendo também fundamental a participação da sociedade para o desenvolvimento de políticas públicas de interesses múltiplos.

O cenário alternativo de reflorestamento demonstra que as áreas de vegetação nativa reduzem as vazões de pico no período chuvoso e elevam a disponibilidade hídrica nos períodos que sucedem o período chuvoso. Ainda que este cenário seja hipotético, é importante a discussão do papel que estas desempenham na infiltração da água no solo, redução do escoamento superficial e diminuição de perdas de solo e produção de sedimentos. Para tal, sendo a bacia hidrográfica do rio Goiana caracterizada como predominantemente agrícola, práticas de conservação do solo e sistemas agroflorestais são fundamentais para o alcance da qualidade ambiental, sem que haja impacto no desenvolvimento das atividades econômicas pela redução de terras agricultáveis.

Com relação a produção de sedimentos, o cenário de expansão urbana acarretou em estimativas superiores, o que pode ser relacionado a redução de áreas florestais e aumento de áreas impermeabilizadas. Porém o cenário agrícola também apresentou aporte considerável de

sedimentos, demonstrando o impacto que a produção agropecuária possui nos processos erosivos. Em ambos os cenários se reconhece a necessidade do desenvolvimento de estratégias de conservação ambiental, em que se retrata neste trabalho os benefícios da recuperação de áreas degradadas e preservação de áreas florestais.

Neste contexto, a educação ambiental se estabelece com a possibilidade de sensibilização dos problemas coletivos e maior participação da sociedade nos processos e espaços de discussão do futuro da gestão urbana e de bacias hidrográficas.

5 CONCLUSÕES GERAIS

A utilização da modelagem hidrossedimentológica se apresenta como uma ferramenta de planejamento e gestão de bacias hidrográficas. Através da avaliação dos impactos nas respostas hidrológicas advindos de cenários alternativos de uso e cobertura do solo é possível realizar discussões sobre o futuro da gestão hídrica, estabelecendo estratégias aplicadas a realidade ambiental.

Esta ferramenta pode ser utilizada para elaboração e atualização de Planos Diretores, estabelecimento de zoneamento ambiental, e a definição de estratégias de ação e desenvolvimento de programas que possibilitem a conservação e recuperação ambiental.

O modelo hidrológico calibrado para bacia hidrográfica do rio Goiana utilizando-se dados climáticos observados apresentou estatísticas satisfatórias, demonstrando sua aplicabilidade para maior parte da bacia do Goiana. Contudo, a validação não alcançou estatísticas satisfatórias, demonstrando a necessidade de avaliação da acurácia do modelo antes de sua utilização para períodos diferentes da calibração.

A estimativa da produção de sedimentos e a análise dos parâmetros da equação modificada de perda do solo (MUSLE) possibilitou a identificação de áreas críticas de produção de sedimentos na bacia. As áreas de maior produção de sedimentos estão localizadas nas regiões de maior precipitação, porém há forte influência da altitude do terreno, escoamento superficial e tipo de solo.

Apesar do cenário de reflorestamento ser hipotético, ele permite a avaliação da bacia hidrográfica numa condição preservada, o que estimula a conservação ambiental e a recuperação de áreas degradadas. E as respostas hidrossedimentológicas destes cenários hipotéticos podem ser utilizados para a educação ambiental formal de maneira interdisciplinar, na qual diferentes disciplinas podem trabalhar o impacto das mudanças no uso e cobertura do solo.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. Calibration of Hydrologic Models: When is a Model Calibrated? In: **Proc. Intl. Congress on Modelling and Simulation (MODSIM'05)**, p.2449-2455, 2005.
- ABBASPOUR, K.C. **Swat-Cup: SWAT Calibration and Uncertainty Programs Manual**. Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland. 2015. 100 p.
- ADARSH, S.; REDDY, M. J. Multiscale characterization of streamflow and suspended sediment concentration data using Hilbert–Huang transform and time dependent intrinsic correlation analysis. **Modeling Earth Systems and Environment**, 199, p. 1-17, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (Brasil). **O comitê de bacia hidrográfica: prática e procedimento**. Brasília, DF, 2011. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 2).
- AGHAKOUCHAK, A.; HABIB, E. Application of a Conceptual Hydrologic Model in Teaching Hydrologic Processes. **International Journal of Engineering Education**, Berlin, v. 26, n. 4, p. 963–973, 2010.
- AGHAKOUCHAK, A.; NAKHJIRI, N.; HABIB, E. An educational model for ensemble streamflow simulation and uncertainty analysis. **Hydrology and Earth System Sciences**, 17, 445–452, 2013.
- ALBUQUERQUE, A. W. et al. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 1, p. 136-141, 2002.
- ALI, S. A.; HAGOS, H. Estimation of soil erosion using USLE and GIS in Awassa Catchment, Rift valley, Central Ethiopia. **Geoderma Regional**, v. 7, n. 2, p. 159-166, 2016.
- ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. **FAE**, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 129-137, 2017.
- ALVARENGA, C. C. et al. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQSRA) na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1608-1619, 2012.
- AMORIM, Ricardo S. S. et al. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, 2010.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **O comitê de bacia hidrográfica: prática e procedimento**. Brasília, DF, 2011. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 2).
- ANDRADE, C. W. L. et al. Modelagem hidrológica sob escassez de dados na Bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 3, p. 227-238, 2017.

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

APAC. **Bacias Hidrográficas**. Rio Goiana. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=15> Acesso em: 29 nov. 2016.

ARAGAO, R. de et al. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, 2013.

ARAÚJO, I. M. M.; NASCIMENTO, M. M. B.; OLIVEIRA, A. G. R. C. Recursos hídricos e saúde humana: impactos industriais e estratégias de manejo e proteção ambiental no município de Goiana/PE. **Revista Internacional Interdisciplinar INTERthesis**, Florianópolis, v.13, n.3, p.163-181, 2016

ARAÚJO, L. E. et al. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualitas**, Campina Grande, V. 8, n. 1, p. 1-18, 2009.

ARNOLD, J. G et al. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73–89, 1998.

ARNOLD, J. G. et al. Assessment of different representations of spatial variability on SWAT model performance. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 53, n. 5, p. 1433-1443, 2010.

ARNOLD, J. G. et al. **Input/Output Documentation**. Texas Water Resources Institute, 2012b.

ARNOLD, J. G. et al. Swat: model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012a.

ASRES, M. T; AWULACHEW, S. B. SWAT based runoff and sediment yield modelling: a case study of the Gumera watershed in the Blue Nile basin. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 10, n. 2-4, p. 191-199, 2010.

AULENBACH, B. T. Improving regression-model-based streamwater constituent load estimates derived from serially correlated data. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, n. 503, p. 55–66, 2013.

AVANZI, J. C. et al. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 5, p. 427-434, 2013.

AYELE, G. T. et al. Streamflow and Sediment Yield Prediction for Watershed Prioritization in the Upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. **Water**, v. 9, n. 10, 782, p. 1-29, 2017.

BACCI, D. de La C.; PATACA, E. M. Educação para a água. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 211-226, 2008.

BAGARELLO, V. et al. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models. **Catena**, Amsterdam, v. 155, p. 10-19, 2017.

BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; PIZZATO, F. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS. **Geosul**, Florianópolis, v. 26, n. 52, 2011.

BERNARDI, E. C. S. et al. Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Disciplinarum Scientia**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande river basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009.

BETRIE, G. D. et al. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 807-818, 2011.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Influência da cobertura do solo nas perdas de água e desagregação do solo em entressulcos. **Caatinga**, Mossoró, v.22, n3, p 18-28, 2009.

BLAINSKI, E. et al. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v.24, n.1, mar. 2011.

BLAINSKI, E. et al. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, n. 33, p. 1-12, 2017.

BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017.

BOSCH, D. et al. Community DECISIONS: Stakeholder focused watershed planning. **Journal of Environmental Management**, v. 112, n. 15, p. 226, 232, 2012.

BRAGA, M. C. A.; FILHO, M. N. M. B. Planos diretores na Zona da Mata pernambucana: a importância do espaço rural no planejamento e gestão territorial como enfoque. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, Recife, v. 02, n. 01, p. 124-147, 2013.

BRASIL, 1991. **Lei nº 8171, de 17 de janeiro de 1991**. Dispõe sobre a política agrícola. Diário Oficial da União, Brasília, 18 janeiro de 1991. Acesso em: 17 jan. 2018. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8171.htm>

BRASIL, 1997. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, 9 janeiro de 1997. Acesso em: 9 jan. 2018. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>

BRASIL. **Lei n. 10.257, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.

Diário Oficial da União, 11 de julho de 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/leis_2001/L10257.htm> Acesso em: 19 mai. 2018.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, 28 de maio de 2012.

BRASIL. **Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, §1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, 19 de julho de 2000.

BRESSIANI, D. A. et al. Effects of spacial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling a semi-arid basin, Northeast Brasil. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 125-139, 2015.

BRIAK, H. et al. Assessing sediment yield in Kalaya gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT model. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 3, p. 177-185, 2016.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMA, N. B.; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 1, p. 53-64, 2016.

BRUSA, L. C.; CLARKE, R. T. Erros envolvidos na estimativa da vazão máxima utilizando curva-chave. Caso de estudo: Bacia do rio Ibicuí, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 4, n. 3, p. 91-95, 1999.

BURCHER, C. L.; BENFIELD, E. F. Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 356-369, 2006.

CABRAL, S. L.; REIS, R. S.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R. Avaliação do efeito da urbanização na produção de sedimentos da Bacia do Rio Jacarecica/AÇ mediante uso de modelo hidrossedimentológico distribuído. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 1073-1080, 2013.

CANDIDO, B. M. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1565-1575, 2014.

CARDOSO, A. T.; COELHO FILHO, J. A. P. Produção de sedimento em suspensão na bacia hidrográfica do Alto Guaporé, município de Pontes e Lacerda – MT. **Ambiência**, Guarapuava (PR), v. 13, n. 1, p. 221-234, 2017.

CARVALHO, D. F. de et al. Perdas de água e solo sob diferentes padrões de chuva simulada e condições de cobertura do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 4, p. 708-717, 2012.

CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. especial, n. 36, p. 26-43, 2014.

CASALÍ, J. Sediment production and water quality of watersheds with contrasting land use in Navarre (Spain). **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 1683–1694, 2010.

CASTRO, K. B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 2013. 122p.

CEMIN, G. et al. Determinação da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, Brasil. **Scientia Plena**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2013.

CHANDRA, P. et al. Estimation of sediment yield using SWAT model for Upper Tapi basin. **ISH Journal of Hydraulic Engineering**, v. 20, n. 3, 2014.

CHINAQUE, F. F. et al. O papel dos comitês de bacia nos processos de licenciamento ambiental: um estudo de caso do comitê de bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê (SP). **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 6, p. 1068-1081, 2017.

CONAMA. **Resolução n 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 18 de março de 2005.

CONDEPE/FIDEM. AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO. **Rio Goiana e GL 6**. Recife: 2005. 65p.

CORDEIRO, S. A. et al. Simulação da Variação do Espaçamento na Viabilidade Econômica de um Sistema Agroflorestal. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 25, n. 1, e00034613, 2018.

CORRÊA, E. A. et al. Influência do cultivo de cana-de-açúcar nas perdas de solo por erosão hídrica em cambissolos no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 19, n. 2, p. 231-243, 2018.

CORRÊA, E. A. et al. Perdas de Solo, Razão de Perdas de Solo e Fator Cobertura e Manejo da Cultura de Cana-de-Açúcar: Primeira Aproximação. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 32, p. 72-87, 2016.

COTTER, A. S. et al. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 4, p. 977-986, 2003.

CPRH. AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco**. Recife: CPRH, 2003. 214p.

CPRH. AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco - 2012**. Recife: CPRH, 2014. 104p.

CPRM. COMPANHIA DE RECURSOS MINERAIS. **Regionalização da Q95% na sub-bacia 39**. Recife, 2011.

DAGGUPATI, P. et al. A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, Vol. 58, n. 6, p. 1705-1719, 2015b.

DAGGUPATI, P. et al. Impact of model development, calibration and validation decisions on hydrological simulations in West Lake Erie Basin. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 29, n. 26, p. 5307-5320, 2015a.

DALBY, C. Use of regression and time-series methods to estimate a sediment budget for Nevada Creek Reservoir, Montana, USA. **Proceedings of the 2006 A WRA Summer Specialty Conference: Adaptive Management of Water Resources**. 2006. Disponível em: <http://dnrc.mt.gov/divisions/water/management/docs/surface-water-studies/nevadacreek_sediment_budget.pdf> Acesso em: 1 fev. 2017.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 29, n.2, p.102-114, 2014.

DEVI, K. D.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A Review on Hydrological Models. **Aquatic Procedia**, 4, p. 1001-1007, 2015.

DILE, Y. T.; SRINIVASAN, R. Evaluation of CFSR Climate Data for Hydrologic Prediction in Data-Scarce Watersheds: An Application in the Blue Nile River Basin. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, p. 1-16, 2014. DOI: 10.1111/jawr.121

DORNBLASER, M.; STRIEGL, R. Suspended sediment and carbonate transport in the Yukon River Basin, Alaska: Fluxes and potential future responses to climate change. **Water resources research**, v. 45, W06411, 2009.

DU, X.; HUANG, Z. Ecological and environmental effects of land use change in rapid urbanization: The case of hangzhou, China. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 243-251, 2017.

DURÃES, M. F. et al. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguazu river basin – Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 4, p. 728-741, 2016.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.4, p. 677-685, 2016.

EDUARDO, E. N. et al. Hydrological simulation as subside for management of surface water resources at the Mortes River Basin. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, n. 4, p. 390-404, 2016.

EL-SADEK, A. et al. Alternative climate data sources for distributed hydrological modelling on a daily time step. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 25, p. 1542–1557, 2011.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos** (Rio de Janeiro, RJ). In: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 10., 1979, Rio de Janeiro. Súmula... Rio de Janeiro, 1979. 83 p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1).

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. SANTOS, H. G. et al. 3 ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

ENGEL, B. et al. Hydrologic /Water Quality Model Application Protocol. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** v. 43, n. 5, p. 1223-1236, 2007. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00105.x

FABBRO NETO, F.; SOUZA, M. P. de. Leitura integrada da gestão dos recursos hídricos com o uso do solo em Caraguatatuba (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 5, p. 853-862, 2017a.

FABBRO NETO, F.; SOUZA, M. P. de. O planejamento integrado de bacia hidrográfica e uso do solo na Escócia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1215-1223, 2017b.

FAVARO, A. K. M. I.; ROSSIN, A. C. Pagamento por serviços ambientais contribuindo para a saúde ambiental, uma análise em nível local. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v.23, n.1, p.216-226, 2014.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2015. 185f.

FERNANDES, M. R. et al. Mudanças do Uso e de Cobertura da Terra na Região Semiárida de Sergipe. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 472-482, 2015.

FEYEREISEN, G. W. et al. Evaluation of SWAT manual calibration and input parameter sensitivity in the little river watershed. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 50, n. 3, p. 843-855, 2007.

FRANCO, A. C. L.; BONUMA, N. B. Multi-variable SWAT model calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, e35, 2017.

FREITAS E. P. et al. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 44, p. 443-449, 2013.

FUKA, D. R. et al. Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 28, p. 5613–5623, 2014.

FUKUNAGA, D. C. et al. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 125, 206–213, 2015.

GALHARTE, C. A.; VILLELA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 194-201, 2014.

GASSMAN, P. W. et al. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GOERGEN, P. A Divulgação da pesquisa educacional. **Em aberto**, v. 25, n. 87, 2012.

GOKBULAK, F.; SERENGIL, Y.; OZHAN, S.; OZYUVACI, N.; BALCI, A. N. Relationship between streamflow and nutrient and sediment losses from an oak-beech forest watershed during an 18-year long monitoring study in Turkey. **European Journal of Forest Research**, v. 127, p. 203–212, 2008.

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

HERNANI, L.C. et al. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J.R.R., eds. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro, Embrapa, 2002. p.47-60.

HONDA, S. C. A. L. et al. Planejamento ambiental e ocupação do solo urbano em Presidente Prudente (SP). **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 7, n. 1, p.62-73, 2015.

HOU, J. et al. Effects of plant diversity on soil erosion for different vegetation patterns. **Catena**, Amsterdam, v. 147, p. 632-637, 2016.

IESB. INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIOAMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica**. Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica brasileira – PROBIO. Edital PROBIO 03/2004. Rio de Janeiro, 2007. 84p.

IKEDA, S.; OSAWA, K.; AKAMATSU, Y. Sediment and nutrients transport in watershed and their impact on coastal environment. **Proceedings of the Japan Academy Series B Physical and Biological Sciences**. v. 85, n. 9, p. 374–390, 2009.

JAIN, S.K.; TYAGI, J.V.; SINGH, V. Simulation of Runoff and Sediment Yield for a Himalayan Watershed Using SWAT Model. **Journal of Water Resources and Protection**, v. 2, 267-281, 2012.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.3, p. 353-360, 2015.

JOIA, P. R.; ANUNCIACAO, V. S.; PAIXAO, A. A. da. Implicações do uso e ocupação do solo para o planejamento e gestão ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Aquidauana, Mato Grosso do Sul. **Interações (Campo Grande)**, Campo Grande, v. 19, n. 2, p. 343-358, 2018.

KARLSSON, I. B. et al. Combined effects of climate models, hydrological model structures and land use scenarios on hydrological impacts of climate change. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 535, P. 301-317, 2016.

KIM, K. B.; KWON, H.; HAN, D. Exploration of warm-up period in conceptual hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 556, p. 194-2010, 2018.

KIM, Y.; KIM, M. J.; KANG, B. Projection of runoff and sediment yield under coordinated climate change and urbanization scenarios in Doam Dam watershed, Korea. **Journal of Water and Climate Change**, 2016. DOI: 10.2166/wcc.2016.068

KINNELL, P. I. A. Comparison between the USLE, the USLE-M and replicate plots to model rainfall erosion on bare fallow áreas. **Catena**, Amsterdam, v. 145, 9. 3946, 2016.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences Journal**, v. 31, n. 1, p. 13-24, 1986.

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

LAUDARES, S. S. A. et al. Agroforestry as a sustainable alternative for environmental regularization of rural consolidated occupations. **CERNE**, Lavras, v. 23, n. 2, p. 161-174, 2017.

LEAL, A. C. Planejamento ambiental de bacias hidrográficas como instrumento para o gerenciamento de recursos hídricos. **Entre-Lugar**, Dourados, MS, ano 3, n.6, 2. semestre de 2012.

LEITE, M. H. S. et al. Perdas de solo e nutrientes num latossolo vermelho-amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 689-699, 2009.

LELIS, T. A. et al. 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, n. 2, p. 623-634, 2012.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 2, 2010.

LELIS, T. P. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, 2011, 164f.

LEWIS, T.; LAMOUREUX, S. F. Twenty-first century discharge and sediment yield predictions in a small high Arctic watershed. **Global and Planetary Change**, v. 71, p. 27–41, 2010.

LIMA, C. G. R. et al. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na bacia hidrográfica do Baixo São José dos Dourados. **Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 1, p.63-76, 2016.

LIMA, G. C. O discurso da sustentabilidade e suas implicações para a educação. **Ambiente e Sociedade**, v. 6, n. 2, p. 99-119, 2003.

LIMA, G. et al. Análise de Incertezas de Observações Hidrológicas e sua Influência na Modelagem de Pequenas Bacias Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 107- 116, 2007.

LIMA, M. L. F. C.. A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado de Pernambuco. **Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**. Caderno n.12. São Paulo: CNRBMA, 1998.

LUBIS, K. S. et al. Dynamic Model of Suspended Sediment Concentration, River Discharge And Rainfall Intensity At Padang Watershed North Sumatra, Indonesia. **International Journal of Scientific e Technology Research**, v. 4, n. 7, 2015.

MACHADO, C. A. et al. Modelagem hidrológica como instrumento de manejo ambiental de bacias hidrográficas. **Educação Ambiental em Ação**, v. 62, p. 1 -, 2017.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a Microbacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 73-741, 2003.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 727-733, 2003.

MAMO, K. H. M.; JAIN, M. K. Runoff and Sediment Modeling Using SWAT in Gumera Catchment, Ethiopia. **Open Journal of Modern Hydrology**, v. 3, p. 196-205, 2013.

MARIN, A. A. A educação ambiental nos caminhos da sensibilidade estética. **Revista da faculdade de educação ambiental da UFG**, v. 31, n. 2, p. 277-290, 2006.

MAURO, C. A.; MAGESTE, J. G.; LEMES, E. M. As bacias hidrográficas como critério para o planejamento territorial. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 64, p. 472-482, 2017.

MCKAY, M. D.; BECKMAN, R. J.; CONOVER, W. J. A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. **Technometrics**, v. 42, n. 1, p. 55-61, 2000.

ME, W.; ABELL, J. M.; HAMILTON, D. P. Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. **Hydrology and Earth System Sciences**, 19, p. 4127–4147, 2015.

MEDEIROS, I. C.; SILVA, R. M. Análise da erosão hídrica na região semiárida da Paraíba usando o modelo SWAT acoplado a um SIG. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 33, n. 3, p.457-471, 2014.

MELLO, C. R. de et al. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 40, n. 1, p. 7-25, 2016.

MELO, T. G.; GONZALEZ, D. C. M. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) e práticas de agricultura sustentável: contribuições da Análise do Comportamento. **Estudos Interdisciplinares em Psicologia**, Londrina, v. 8, n. 2, p. 20-42, 2017.

MERWADE, V.; RUDDELL, B. L. Moving university hydrology education forward with community-based geoinformatics, data and modeling resources, **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 2393–2404, 2012. Doi:10.5194/hess-16-2393-2012.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.12, p.1306–1313, 2011.

MIRANDA, G. M. Potencial da Gestão Municipal de Recursos Hídricos nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, SP. **Geografia**, Londrina, v.24, n. 1. p. 05 – 17, 2015.

MMA. MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE. **Roteiro para a elaboração dos Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. Cláudia Martins Dutra et al. Brasília: MMA, 2013.

MORAIS, J. L. M.; FADUL, E.; CERQUEIRA, L. S. Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do Nordeste do Brasil. **Revista eletrônica de administração**, Porto Alegre, v. 24, n. 1, p. 238-264, 2018.

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NARSIMLU, B. et al. SWAT Model Calibration and Uncertainty Analysis for Streamflow Prediction in the Kunwari River Basin, India, Using Sequential Uncertainty Fitting. **Environmental Process**, v. 2, p. 79-95, 2015.

NEITSCH, S.L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation**: Version 2009. U.S. Department of Agriculture–Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory and Texas AgriLife Research, Blackland Research Center, Texas Water Resources Institute Technical Report N. 406. Texas A&M University System, College Station, TX. 2011. Disponível em: <http://swatmodel.tamu.edu/documentation/> Acesso em: 08 ago. 2016.

NEVES, S. M. A. S. et al. Estimativa da perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Jauru/MT. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 423-434, 2011.

NOSSANT, J.; BAUWENS, W. Multi-variable sensitivity and identifiability analysis for a complex environmental model in view of integrated waterquantity and water quality modeling. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 3, p.539-549, 2012.

NOSSANT, J.; ELSAN, P.; BAUWENS, W. Sobol' sensitivity analysis of a complex environmental model. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n.12, p. 1515–1525, 2011.

NUNES, J. E. V. et al. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 981-990, 1999.

OLIVEIRA, A. H. et al. Caracterização ambiental e predição dos teores de matéria orgânica do solo na Sub-Bacia do Salto, Extrema, MG. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 1, p. 143-154, 2012.

OLIVEIRA, F. A. et al. Uso de modelo hidrodinâmico para determinação da vazão a partir de medições de nível. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 4, p. 707-718, 2016.

PANDEY, A. et al. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, Amsterdam, v. 147, p. 595–620, 2016.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, v. 21, p. 729–746, 2007.

PARK, Y. S. et al. A Web-Based Tool to Estimate Pollutant Loading Using LOADEST. **Water**, v. 7, p. 4858-4868, 2015.

PARK, Y. S.; ENGEL, B. A. Identifying the Correlation between Water Quality Data and LOADEST Model Behavior in Annual Sediment Load Estimations. **Water**, v. 8, p. 1-13, 2016.

PARK, Y. S.; ENGEL, B. A. Use of Pollutant Load Regression Models with Various Sampling Frequencies for Annual Load Estimation. **Water**, v. 6, p. 1685-1697, 2014.

PAZ, Y. M. et al. **Guia do Usuário**. Sistema de Unidade de Respostas Hidrológicas para Pernambuco. Baseado no HAWQS v1.0 User Guide preparado pelo Laboratório de ciências espaciais da Texas A&M AgriLife Research (College Station, TX). Recife: 2017. 30p.

PAZ, Y. M.; MORAIS, M. M.; HOLANDA, R. M. Desenvolvimento Econômico Regional e o Aproveitamento de Resíduos Sólidos no Pólo da Indústria da Cerâmica Vermelha de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 6, n. 6, p. 1682-1704, 2013.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.5, p.859-869, 2013.

PEREIRA, D. R. et al. Q. Impacts of deforestation on water balance components of a watershed on the Brazilian East Coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, n.4, p.1350-1358, 2014a.

PEREIRA, D. R. et al. Hydrological simulation using SWAT model in headwater basin in Southeast Brazil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 789-799, 2014b.

PEREIRA, D. R. et al. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14-37, 2016.

PEREIRA, T. C. F. K.; COLLARES, E. G.; LORANDI, R. Uma análise de intervenções antrópicas em uma bacia hidrográfica como subsídio ao zoneamento ambiental. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 28, n. 2, p. 243-255, 2016.

PERES, R. B.; SILVA, R. S. Análise das relações entre o plano de bacia hidrográfica Tietê-Jacaré e os planos diretores municipais de Araraquara, Bauru e São Sarlos, SP: avanços e desafios visando a integração de instrumentos de gestão. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, 25 (2): 349-362, 2013.

PERNAMBUCO. **CRE nº 02 de 2004**. Homologa a Comissão Provisória Pró-Comitê da Bacia do Rio Goiana e dá outras providências. 2004.

PERNAMBUCO. **Lei n. 12.984, de 30 de dezembro de 2005**. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. 2005.

PERNAMBUCO. **Plano estadual de recursos hídricos de Pernambuco**. 1998. Disponível em: <http://www.srhe.pe.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=458:perh-plano-estadual-de-recursos-hidricos-1998&catid=42:documentos&Itemid=75> Acesso em: 05 jun. 2016.

PHAM, T. G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 2, p. 99-110, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001i>

PINTO, L. C.; MELLO, C. R. de; AVILA, L. F. Water quality indicators in the Mantiqueira Range region, Minas Gerais state. **CERNE**, Lavras, v. 19, n. 4, p. 687-692, 2013.

PIZELLA, D. G. A relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacias Hidrográficas na gestão hídrica. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 635-645, 2015

PONTES, L. M. et al. Hydrological Modeling of Tributaries of Cantareira System, Southeast Brazil, with the Swat Model, **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 36, n. 6, p. 1037-1049, 2016.

PORTO, K. G.; FERREIRA, I. M. Gestão das bacias hidrográficas urbanas e a importância dos ambientes ciliares. **Geografia em Questão**, v. 5, n. 2, p.43-57, 2012.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PRASKIEVICZ, S.; CHANG, H. A review of hydrological modelling of basin-scale climate change and urban development impacts. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 5, p. 650–671, 2009.

PREFEITURA DE NAZARÉ DA MATA. **Lei n. 119/2006**. Disciplina o Plano Diretor do município de Nazaré da Mata. 08 de novembro de 2006.

PREFEITURA DE TIMBAÚBA. **Lei 22865/2013**. Promove a revisão da Lei 2.591 do Plano Diretor Participativo do Município de Timbaúba e da Lei 2695 de alteração do perímetro urbano.

PREFEITURA MUNICIPAL DA ALIANÇA. **Lei Complementar n. 022/2006**. Dispõe sobre o Plano Diretor Participativo do Município da Aliança, define o Macrozoneamento e dá outras providências. 25 de dezembro de 2006.

PREFEITURA DE VICÊNCIA. **Vicência que queremos**. Relatório final de elaboração do Plano Diretor de Vicência. 2006.

RAJIB, M. A. et al. SWATShare e A web platform for collaborative research and education through online sharing, simulation and visualization of SWAT models. **Environmental Modelling & Software**, v. 75, p. 498-512, 2016.

REDDON, J.; DURANTE, S. B. Nature exposure sufficiency and insufficiency: The benefits of environmental preservation. **Medical Hypotheses**, v. 110, p. 38-41, 2018.

REIS, A.; PARKER, A.; ALENCOÃO, A. Avaliação da qualidade de sedimentos em rios de Montanha: Um caso de estudo no norte de Portugal. **Recursos Hídricos**, Lisboa, v. 31, n. 1, p. 87-97, 2010.

REITZ, K.; DIAS, S. F. Análise Comparativa da Aplicação de Métodos de Calibragem de Curvas-Chave de Estações Instáveis na Análise de Consistência de Dados Fluviométricos da Estação Barreirinha, no Rio Auti-Paraná, na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 155-163, 2014.

RENARD, K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, 1997.

RODRIGUES, E. L. et al. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 1, p. 70-76, 2015.

ROMANO, G.; ABDELWAHAD, O. M. M.; GENTILE, F. Modeling land use changes and their impact on sediment load in a Mediterranean watershed. **Catena**, Amsterdam, v. 163, p. 342-353, 2018.

ROSA, D. R. Q. **Modelagem hidrossedimentológica na Bacia Hidrográfica do Rio Pomba utilizando o SWAT**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Viçosa, 2016. 111f.

ROSS, J. L. S.; PRETTE, M. E. Recursos hídricos e as bacias hidrográficas: âncoras do planejamento e gestão ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 12, p. 89-121, 1998.

RUNKEL, R. L. et al. **Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN Program for Estimating Constituent Loads in Streams and Rivers**. U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 4, Chapter A5. 75p. 2004.

SALAH, N. C. B.; ABIDA, H. Runoff and sediment yield modeling using SWAT model: case of Wadi Hatab basin, central Tunisia. **Arabian Journal of Geosciences**, 9, 579, 2016. DOI: 10.1007/s12517-016-2607-3

SALVADOR, M. A. **Análise da variabilidade climática na nova fronteira agrícola do Brasil: Região do Matopiba**. 2014. 95 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Universidade Federal de Campina Grande, centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande.

SALVADORE, E.; BRONDERS, J.; BATELAAN, O. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 529, Part 1, p. 62-81, 2015.

SANKARAN, A.; REDDY, M. J. Analysing the Variability of Streamflow and Suspended Sediment Concentration Using Time Dependent Intrinsic Correlation. **Procedia Technology**, v. 24, p. 54-61, 2016.

SANTOS, A. M. **Impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Goiana Pernambuco**. 2010. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SANTOS, J. C. N. et al. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 48, n. 1, 49-58, 2017.

SANTOS, J. Y. G. **Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil)**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, 2015. 205p.

SANTOS, J. Y. G. dos. et al. Assessment of land-use change on streamflow using GIS, remote sensing and a physically-based model, SWAT. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences (PIAHS)**, 364, p. 38-43, 2014.

SANTOS, J. Y. G. dos. et al. Land cover and climate change effects on streamflow and sediment yield: a case study of Tapacurá River basin, Brazil. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences (PIAHS)**, 371, p. 189–193, 2015.

SARMENTO, L. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. Tese (Doutorado), Universidade de Brasília, 2010. 241f.

SARRAZIN, F.; PIANOSI, F.; WAGENER, T. Global Sensitivity Analysis of environmental models: Convergence and validation. **Environmental Modelling & Software**, v. 79, p. 135–152, 2016.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

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

SCHIAVO, B. N. V. et al. Caracterização da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica urbana no município de Santa Maria – RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 464–474, 2016.

SCHMALZ, B.; FOHRER, N. Comparing model sensitivities of different landscapes using the ecohydrological SWAT model. **Advances in Geosciences**, v. 21, p. 91–98, 2009.

SCHUOL, J.; ABBASPOUR, K. C. Calibration and uncertainty issues of a hydrological model (SWAT) applied to West Africa. **Advances in Geosciences**, European Geosciences Union, v. 9, p.137- 143, 2006.

SCHUSSEL, Z.; NETO, P. N. Gestão por bacias hidrográficas: do debate teórico à gestão municipal. **Ambiente e Sociedade**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 137-152, 2015.

SEIBERT, J.; VIS, M. J. P. Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. **Hydrology and Earth System Sciences**, 16, 3315–3325, 2012.

SILVA, A. M. et al. Estimativa da produção de sedimentos na bacia do reservatório Epitácio Pessoa-PB. **Revista OKARA: Geografia em Debate**, v. 11, n. 2, p. 225-236, 2017.

- SILVA, B. M. et al. Plant-available soil water capacity: estimation methods and implications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 464-475, 2014.
- SILVA, E. V.; RODRIGUEZ, J. M. M.; CABO, A. R. Educação ambiental aplicada ao planejamento e gestão de bacias hidrográficas. **Revista GeoAmazônia**, v. 3, n. 6, p. 110-120, 2015.
- SILVA, M. A. S. et al. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 765-776, 2011a.
- SILVA, M. P.; SANTOS, F. M.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego da Olga, UGRHI Pontal do Paranapanema – São Paulo. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 28, n. 3, p. 409-428, 2016.
- SILVA, N. L.; FONSECA, B. M. Análise espaço-temporal das mudanças no uso e cobertura do solo no município de São Thomé das Letras. **Cadernos de Geografia**, v. 26, n. 45, 2016.
- SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.5, p.520–526, 2008.
- SILVA, V. A. et al. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.3, p.310–315, 2011b.
- SILVA, M. G. et al. Sensitivity Analysis and Calibration of Hydrological Modeling of the Watershed Northeast Brazil. **Journal of Environmental Protection**, v. 6, p. 837-850, 2015.
- SINGH, S.; PANDA, R. K. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 5, n. 3, p. 202-211, 2017.
- SOUTO, A. R.; CRESTANA, S. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p.429-435, 2000.
- SOUZA, A. C. M.; SILVA, M. R. F.; DIAS, N. S. Gestão de recursos hídricos: O caso da Bacia Hidrográfica Apodi/Mossoró (RN). **Irriga**, Botucatu, Edição especial, p. 280-296, 2012.
- SOUZA, G. B.; MARTINS FILHO, M. V.; MATIAS, S. S. R. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba – SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.32, n.3, p.490-500, 2012.
- SPERANDIO, H. V. et al. Avaliação da erosão hídrica pela alteração na superfície do solo em diferentes coberturas vegetais de uma sub-bacia hidrográfica no Município de Alegre, ES. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1411-1418, 2012.

STORCK, P. Application of a GIS-based distributed hydrology model for prediction of forest harvest effects on peak stream flow in the Pacific Northwest. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 12, p. 889-904, 1998.

SUN, D. et al. The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 626, n. 1, p. 1394-1401, 2018.

TANG, L. Detecting the effect of land-use change on streamflow, sediment and nutrient losses by distributed hydrological simulation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 409, p. 172-182, 2011.

THOMAZINI, A.; AZEVEDO, H. C. A.; MENDONÇA, E. S. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais de café no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 150-159, 2012.

TIROGO, J. et al. Climate Variability and Groundwater Response: A Case Study in Burkina Faso (West Africa). **Water**, v. 8, n. 5, 171, 2016.

TURNER, B. L. Scientific case studies in land-use driven soil erosion in the central United States: Why soil potential and risk concepts should be included in the principles of soil health. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 1, p. 63-78, 2018.

UNESCO. Soil Erosion and Sediment Production on Watershed Landscapes: Processes and Control. Peter F. Ffolliott, Daniel G. Neary, Kenneth N. Brooks, Roberto Pizarro Tapia, Pablo García Chevesich, **Documentos Técnicos del PHI-LAC**, N° 32. 2013. 70p.

UZEIKA, Talita et al. Use of the swat model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 557-565, 2012.

VALE JUNIOR, J. F. et al. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de *Acacia mangium* em Roraima. **Revista Agro@mbiente online**. V. 3, n. 1, p. 1-8, 2009.

VALÉRIO, E. L. S.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R. Avaliação dos efeitos de mudanças climáticas no regime hidrológico da bacia do rio Paraguaçu, BA. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 4, p. 872-887, 2015.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295-308, 2016.

VAN LEIWI, M. et al. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: comparison on USDA Agricultural research service watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering ASCE**, v. 12, n.2, p.173-189, 2007.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p.55-64, 2010.

VASCONCELLOS, R. C. de; BELTRAO, N. E. S. Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais. **Interações (Campo Grande)**, Campo Grande, v. 19, n. 1, p. 209-220, 2018.

VEIGA, A. M. **Calibração do modelo Hirossedimentológico na Bacia Hidrográfica do Córrego Samambaia, Goiânia – GO**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás, 2014. 125f.

VEITH, T. L. et al. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: a comparison across five USDA-ARS watersheds. **Transactions of the ASABE**, St Joseph, v. 53, n. 5, p. 1477-1486, 2010.

VEMA, V.; SUDHEER, K. P.; CHAUBEY, I. Development of a hydrological model for simulation of runoff from catchments unbounded by ridge lines. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 551, p. 423-439, 2017.

VESTENA, L. R. Análise da dinâmica hidrossedimentológica em uma bacia hidrográfica no sul do Brasil. **Sociedade e Natureza (Online)**, Uberlândia, v. 21, n. 3, p. 413-424, 2009.

VIGIAK, O. et al. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 538, p. 855-875, 2015.

VISCHI, O. J. et al. Diagnóstico e reabilitação agroambiental de trecho de bacia hidrográfica por sensoriamento remoto e turbidez da água. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.51, n.9, p.1099-1109, 2016.

WILLIAMS, J.R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **USDA-ARS, ed. Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources**. Washington, p.244-252, 1975.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1978.

WU, K.; JOHNSTON, C. A. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 337, n.1-2, p. 187-199, 2007.

XIAO, Q. et al. Winter rainfall interception by two mature open-grow trees in Davis, California. **Hydrological Processes**, Chichester, v.14, p.763-784, 2000.

YAN, B. et al. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 484, p. 26-37, 2013.

YESUF, H. et al. Modeling of sediment yield in Maybar gauged watershed using SWAT, northeast Ethiopia. **Catena**, Amsterdam, v. 127, p. 191 -205, 2015.

YUAN, Z.; CHU, Y.; SHEN, Y. Simulation of surface runoff and sediment yield under different land-use in a Taihang Mountains watershed, North China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 153, p. 7-19, 2015.

ZHANG, J. et al. Did streamflow or suspended sediment concentration changes reduce sediment load in the middle reaches of the Yellow River? **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 546, p. 357- 369, 2017.

ZHANG, X. et al. Effects of landuse change on surface runoff and sediment yield at different watershed scales on the Loess Plateau. **International Journal of Sediment Research**, v. 25, p. 283-293, 2010.