

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA  
QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA  
DO RIO VACACAÍ MIRIM - RS**

**TESE DE DOUTORADO**

**Marielle Medeiros de Souza**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2019**

# **IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ MIRIM - RS**

**Marielle Medeiros de Souza**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Civil.**

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2019**

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Tecnologia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Tese de  
Doutorado

**IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA  
QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
VACACAI MIRIM - RS**

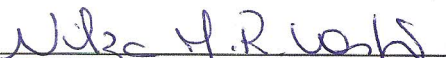
elaborada por  
**Marielle Medeiros de Souza**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
Doutora em Engenharia Civil

**COMISSÃO EXAMINADORA:**



Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini - UFSM  
(Presidente/Orientador)



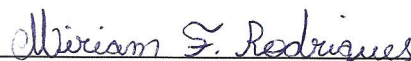
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Nilza Maria dos Reis Castro - UFRGS



Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan - UFRGS



Prof. Dr. João Batista Dias de Paiva - UFSM



Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Miriam Fernanda Rodrigues - UFSM

Santa Maria, 02 de agosto de 2019.

Medeiros de Souza, Marielle

Impactos das atividades antrópicas na qualidade da  
água da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim - RS /  
Marielle Medeiros de Souza.- 2019.

144 p.; 30 cm

Orientadora: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil, RS, 2019

1. Recursos Hídricos 2. Qualidade da água 3. Modelagem  
hidrológica 4. Modelagem qualidade da água 5. Hidrologia  
I. Cauduro Gastaldini, Maria do Carmo II. Título.

## DEDICATÓRIA

*In memoriam:* Ao querido Leonardo Garcia Monte, alma boa, coração puro, que na alegria de sua amizade iluminou nossos dias. A professora Eloíza Cauduro Dias de Paiva pelo exemplo que foi em vida.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço, primeiramente, à Deus, por ter me dado forças para concluir esta pesquisa.

À Minha orientadora Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, que no decorrer de todos esses anos na Universidade Federal de Santa Maria, me apoiou, incentivou, confiou em mim e no meu trabalho, dando forças para acreditar nos meus sonhos. Seus ensinamentos foram únicos e levarei sempre tanto para vida profissional como pessoal o exemplo de humanidade que és. O meu MUITO OBRIGADA!

Ao amigo e colega Henrique Haas por ter dividido comigo esta tarefa de assumir um modelo hidrológico que não conhecíamos, passamos por inúmeras dificuldades e adquirimos conhecimentos no decorrer destes anos que foram de fundamental importância para nosso crescimento profissional e pessoal. Henrique estarei sempre ao teu lado para o que for preciso. O meu MUITO OBRIGADA, AMIGO.

Aos colegas e professores do Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos - GHIDROS por terem me escutado, apoiado e incentivado nos momentos que pensei em desistir. Aos professores João Batista Dias de Paiva e Delmira Wolff, obrigada pela amizade e ensinamentos ao longo desses anos, tenho muita admiração e gratidão a vocês.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha, obrigada pelo incentivo aos servidores na busca por qualificação profissional. Aos colegas e amigos, sempre presentes, do IF Farroupilha agradeço o auxílio em todos os momentos.

Às minhas amigas Lisiane Ramos Kaipper e Marina de Magalhães da Fonseca, vocês cada dia me mostram que o amor, respeito e amizade são únicos na vida das pessoas. Amo vocês.

À MINHA FAMÍLIA que, incondicionalmente, deu forças, incentivo e esperança. AMO VOCÊS. Aos meus amigos, desculpem a ausência em diversos momentos e, obrigada pelas conversas que mesmo sem entenderem nada, escutavam e me apoiavam em todas as horas.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

À FINEP CTHidro por meio do Projeto RHIMA pelo financiamento nesta pesquisa.

A todos, gratidão!

## RESUMO

### IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ MIRIM – RS

Autora: Marielle Medeiros de Souza

Orientadora: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

Neste estudo foi realizada a análise dos impactos das atividades antrópicas na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, localizada no município de Santa Maria – RS, a montante da barragem (ou reservatório) de abastecimento do município. Em se tratando da soma do solo exposto/campo (22,71%), agricultura (31,93%) e área urbana (11,89%) o percentual de atividades degradantes do solo na bacia hidrográfica é elevado e de 66,53%. Foram avaliados os parâmetros de qualidade da água nitrogênio orgânico total, fósforo orgânico total, sedimentos e demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), por fontes pontuais e difusas, utilizando como ferramenta o modelo *Soil and Water Assessment Tools* – SWAT. As cargas e concentrações desses parâmetros foram obtidas por meio de monitoramento de qualidade da água realizado no período de 2010 à 2012, considerando-se informações espaciais de uso e ocupação do solo, estimativa populacional da bacia hidrográfica afluente ao reservatório e vazão medida no período de 2008 à 2012, obtida por meio das curvas-chaves também monitoradas em seções fluviométricas instaladas nos rios afluentes do reservatório. Ocupações indevidas como: urbanização desordenada em áreas inclinadas e preservação permanente, agricultura e pecuária em áreas inadequadas e sem práticas de conservação, a remoção da vegetação nativa (desmatamento de cabeceiras, divisores de água, remoção de matas ciliares) contribuíram para a deterioração da área e causou o aumento de nitrogênio, fósforo e fontes de sedimentos.

**Palavras-chave:** Simulação hidrológica, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Monitoramento fluviométrico.



## ABSTRACT

### IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ MIRIM – RS

Author: Marielle Medeiros de Souza  
Advisor: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

This study was carried out to analyze the impacts of anthropogenic activities on the water quality of the Vacacaí Mirim river basin, located in the municipality of Santa Maria - RS, which is a tributary of the dam (or reservoir) to supply the municipality. In relation to the sum of the exposed soil / field (22.71%), agriculture (31.93%) and urban area (11.89%), the percentage of soil degrading activities in the river basin is high and 66.53 %. The water quality parameters of total organic nitrogen, total organic phosphorus, sediments and biochemical oxygen demand (BOD<sub>5,20</sub>) were evaluated by point and diffuse sources using the Soil and Water Assessment Tools (SWAT) model. The loads and concentrations of these parameters were obtained through water quality monitoring carried out in the period from 2010 to 2012, considering spatial information on land use and occupation, population estimate of the river basin affluent to the reservoir and measured flow along 2008 to 2012, obtained by means of the key curves also monitored in fluvimetric sections installed in the tributary rivers of the reservoir. Inadequate management of soil with cropping areas, lack of planning and lack of practices to control runoff have led to increased nitrogen, phosphorus and sediment sources. Undue occupations such as: disorderly urbanization in sloping areas and permanent preservation, agriculture and livestock in inappropriate areas and without conservation practices, the removal of native vegetation (headland deforestation, water dividers, removal of riparian forest) have contributed to the deterioration of the area and caused the increase of nitrogen, phosphorus and sediment sources.

**Keywords:** Hydrological simulation, Dissolved Oxygen, Biochemical Oxygen Demand, Fluvimetric Monitoring.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Reservatório de abastecimento do município de Santa Maria –RS. ....	20
Figura 2 - Poluição difusa gerada por diferentes atividades antrópicas. ....	22
Figura 3 - Discretização espacial do modelo SWAT em Unidades de Resposta Hidrológica – HRU's. ....	32
Figura 4 - Simulação de bacias hidrográficas com o modelo SWAT. ....	34
Figura 5 - Visão global dos componentes e metodologia do modelo SWAT. ....	35
Figura 6 - Fluxograma do desenvolvimento do modelo SWAT. ....	38
Figura 7 - Comparação de variáveis de qualidade mensais simulados e observados de seis parâmetros de qualidade da água (NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, BOD, DO, e TP em duas estações do ano LC e BL no período de 1991 a 1999. ....	39
Figura 8 - Percentagens de estudos SWAT realizados por estados brasileiros avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013. ....	42
Figura 9 - Tipos de simulações realizadas no Brasil com o modelo SWAT, avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013. ....	43
Figura 10 - Áreas de drenagem de bacias hidrográficas realizadas no Brasil com o modelo SWAT, avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013. ....	44
Figura 11 – Arquivos de entrada e saída do modelo LOADEST. ....	53
Figura 12 - Área de estudo localizada na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim - RS. ....	58
Figura 13 - Área de estudo com as seções de monitoramento. ....	60
Figura 14 - Estação meteorológica INMET e a média mensal do período de 2006 a 2016. ....	63
Figura 15 - Dados de precipitação da estação meteorológica Rancho do Amaral e comparação com a média mensal do INMET do período de (2006 a 2016). ....	64
Figura 16 - Curva-chave estação Rancho do Amaral. ....	67
Figura 17 - Curva chave estação MDIV. ....	69
Figura 18 - Curva-chave da estação Menino Deus II. ....	70
Figura 19 - Curva-chave da estação João Goulart. ....	71
Figura 20 - Amostrador de Nível Ascendente. (a) Estação Menino Deus II; (b) Estação Menino Deus IV. ....	73
Figura 21 - Tipos de solos na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim. ....	80

Figura 22 - Modelo Numérico do Terreno na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim. .....	81
Figura 23 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim.....	82
Figura 24 - Dados de entrada da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim para o modelo SWAT.....	84
Figura 25 – Unidades de Respostas Hidrológicas da bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim até a estação João Goulart.....	86
Figura 26 - Vazão simulada sem ajuste para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação INMET – UFSM, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012. ....	87
Figura 27 - Vazão simulada sem ajuste para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação INMET – UFSM, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012. ....	90
Figura 28 - Curva de permanência de vazão na simulação. ....	91
Figura 29 - Curva de permanência de vazão com calibração. ....	91
Figura 30 - Vazão simulada para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012. ....	92
Figura 31 - Correlação para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012 .....	93
Figura 32 – Vazão simulada e observada após a calibração para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.....	94
Figura 33 – Validação da vazão para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de Junho de 2011 a outubro de 2012. ....	95
Figura 34 - Comparação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) sem calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012. ....	96
Figura 35 – Correlação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) sem calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012 .....	96

Figura 36 - Comparação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) com calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012. ....	97
Figura 37 – Simulação de Demanda Bioquímica de DBO <sub>5,20</sub> e comparação com os dados observados em campo, a partir da série calibrada pelo LOADEST.....	99
Figura 38 – Vazão (m <sup>3</sup> /s) e DBO <sub>5,20</sub> (Kg/mês) após a calibração.....	99
Figura 39 - Simulação de sedimentos (t/ha), Nitrogênio orgânico (Kg/ha), Fósforo orgânico (Kg/ha) e escoamento superficial (mm) para a bacia hidrográfica de estudo. ....	102
Figura 40 - Simulação de sedimentos (t/ha), Nitrogênio orgânico (Kg/ha), Fósforo orgânico (Kg/ha) e escoamento superficial (mm) para a bacia hidrográfica de estudo. ....	105
Figura 41 – Avaliação das práticas conservacionistas para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí - Mirim, para o período de abril de 2011 a outubro de 2012.....	108
Figura 42 – Avaliação das práticas conservacionistas para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí - Mirim, para o período de abril de 2011 a outubro de 2012.....	109

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados físicos da bacia hidrográfica de estudo.....	61
Tabela 2 – Características físicas do Argissolo Vermelho Distrófico.....	75
Tabela 3 – Características físicas do Neossolo Litólico Eutrófico .....	75
Tabela 4 - Características morfométricas do reservatório de abastecimento público do município de Santa Maria - RS.....	77
Tabela 5 - Práticas conservacionistas, parâmetros, descrição e valores utilizados para simulação nos modelos SWAT.....	78
Tabela 6 – Unidades de Respostas Hidrológicas e suas respectivas áreas. ....	85
Tabela 7 - Parâmetros, ranking de sensibilidade, descrição, mínimo, máximo, valor distribuído e unidades. ....	89
Tabela 8 – Parâmetros resultantes da análise de sensibilidade realizada pelo SWAT-CUP e valores mínimos e máximos utilizados.....	98
Tabela 9 – Unidades de Resposta Hidrológica, área de contribuição (km <sup>2</sup> ), sedimentos (t/ha), Nitrato (Kg/ha), nitrogênio orgânico (kg/ha) e escoamento superficial (mm).	106

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Modelos hidrológicos de avaliação da carga de poluição difusa. ....	26
Quadro 2 - Aperfeiçoamento do Modelo Swat no decorrer dos anos. ....	36
Quadro 3 - Relação de alguns trabalhos envolvendo parâmetros de qualidade da água em regiões brasileiras. ....	46
Quadro 4 - Descrição das estações pluviométricas utilizadas. ....	65
Quadro 5 - Descrição das estações fluviométricas Rancho do Amaral, Menino Deus II, Menino Deus IV e João Goulart. ....	66
Quadro 6 - Parâmetros de qualidade da água monitorado, metodologia analítica, limite de detecção e local de análise dos parâmetros de qualidade da água. ....	72
Quadro 7 - Parâmetros utilizados, dados de entrada e fonte dos dados. ....	76
Quadro 8 - Classes de uso do solo analisados na bacia hidrográfica Vacacaí Mirim e respectivos códigos utilizados pelo SWAT. ....	85

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AGNPS	<i>Agricultural Nonpoint Source Pollution Model</i>
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (dias)
ANA	Agência Nacional de Águas
ANSWERS	<i>Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation</i>
ArcGIS	Sistema de informações geográficas desenvolvido pela Esri
ArcSWAT	Interface para configurar o SWAT dentro do ArcGIS
ARS/USDA	<i>Agricultural Research Service/United States Department of Agriculture</i>
CH_N	Coeficiente de Manning para o canal principal
CN	Curva Número
CN2	Curva número na condição de umidade média do solo
C(t)	Concentração no tempo t
COE	Coeficiente de Nash-Sutcliffe
Colif.	Coliformes
Cond.	Condutividade
CREAMS	<i>Chemical, runoff and erosion from agricultural management systems</i>
CT	Coliformes totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>5, 20</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E.coli.</i>	<i>Escherichia coli</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
ETi	Evapotranspiração
Esc.	Escoamento
<i>E.coli.</i>	<i>Escherichia coli</i>
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)
GW_REFAP	Coeficiente de ascensão da água à zona de saturação (adimensional)
GWQMN	Nível limite da água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo de base
hab	Habitante
HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
HSPS	<i>Hydrological Simulation Program Fortran</i>
HVA	Height-volume-área
L	Litros
LASH	<i>Lavras Simulation of Hydrology</i>
L - THIA	<i>Long-term Hydrologic Impact Assessment</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDIV	Menino Deus IV
m <sup>3</sup>	Metro cúbico
mg	Miligrama
mín	Mínimo
mm	Milímetro
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NPERCO	Coeficiente de percolação de nitrogênio
°C	Grau centígrado
OD	Oxigênio Dissolvido
Pi	Percolação
Prec.	Precipitação

PPERCO	Coeficiente de percolação de fósforo
Q	Vazão
Q <sub>máx</sub>	Vazão máxima
Q <sub>méd</sub>	Vazão média
Q <sub>mín</sub>	Vazão mínima
Qi	Escoamento superficial
QRi	Escoamento lateral
Ri	Precipitação pluviométrica
RS	Rio Grande do Sul
SD	Sólidos dissolvidos
SIAQUA – IPH	Simulador analítico de qualidade da água acoplado a SIG
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SLOPE	Declividade média da sub-bacia (m/m)
SMoRMod	<i>Soil Moisture-based Runoff Model</i>
SOL_ORGP	Concentração inicial de P orgânico no solo (mg kg <sup>-1</sup> )
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWAT-CUP	<i>SWAT Calibration and Uncertainty Programs</i>
SWt	Quantidade final de água no solo
SW0	Quantidade inicial de água no solo
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
SWRRB	<i>Simulator for water resources in rural basins</i>
t	Tempo
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	<i>United State Geological Survey</i>
UTM TOX	<i>Unifed Transport Model for Toxic Materials</i>



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	11
2 JUSTIFICATIVA .....	15
3 HIPÓTESES.....	17
4 OBJETIVOS .....	18
4.1 OBJETIVO GERAL .....	18
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
5 REVISÃO DA LITERATURA .....	19
5.1 POLUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS .....	19
5.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA QUALIDADE DA ÁGUA .....	22
5.3 O MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL -SWAT.....	29
5.4 A UTILIZAÇÃO DO <i>MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOLS</i> – SWAT PARA CARGAS DIFUSAS.....	37
5.5 IMPORTÂNCIA DO MODELO SWAT NO BRASIL NA QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA .....	41
5.6 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NO MODELO SWAT .....	47
5.7 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO SWAT .....	55
5.8 DESEMPENHO DO MODELO .....	57
6 MATERIAL E MÉTODOS.....	58
6.1 ÁREA DE ESTUDO .....	58
6.2 MONITORAMENTO QUANTITATIVO .....	61
6.2.1 <i>Caracterização do clima e precipitação</i> .....	61
6.2.2 <i>Vazão</i> .....	65
6.3 MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	71
6.4 DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO SWAT .....	73
6.5 SIMULAÇÃO DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS.....	77
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	80
7.1 DETERMINAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA.....	80
7.2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E AJUSTE DO MODELO SWAT .....	86
7.3 SIMULAÇÃO COM USO DO SOLO ATUAL .....	100
7.4 FONTES CRÍTICAS DE POLUIÇÃO .....	103
7.5 AVALIAÇÃO DAS PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS .....	107
8 CONCLUSÕES .....	110
REFERÊNCIAS.....	111

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição hídrica é causada, principalmente, pela ação do homem, provocando a escassez do recurso natural e impacto sobre as espécies e, principalmente, o ecossistema aquático. A principal causa da poluição das águas é o desenvolvimento desenfreado das atividades econômicas, principalmente, nas cidades, com o aumento da deposição de efluentes domésticos, devido à falta de saneamento básico (ALI et al; 2011; CHEN et al.; 2015; COLLINS et al; 2016). Outra importante causa é o destino incorreto de resíduos sólidos, assim como a ocupação da população em áreas próximas ao leito do rio e a agricultura em áreas rurais.

A baixa qualidade da água é decorrente do processo de urbanização e da falta de infraestrutura de saneamento básico, de boas práticas de agricultura e pecuária e de conservação do solo. Essas atividades podem contribuir para poluição de corpos d'água por nutrientes, poluentes, bactérias e sedimentos (ALEKSEY et al., 2016; VRAIN; LEVENT, 2016), que são exemplos de atividades impactantes nos corpos hídricos.

A deterioração da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, localizada no centro do Estado do Rio Grande do Sul, tem sido observada ao longo dos últimos anos. Nas suas cabeceiras contribuinte ao reservatório de abastecimento público da cidade de Santa Maria - RS, onde ocorrem ocupações indevidas tais como: a urbanização desordenada em áreas declivosas e, de preservação permanente, a agricultura e a pecuária em áreas inadequadas e sem práticas conservacionistas, a retirada da vegetação nativa (desmatamento de cabeceiras, divisores d'água, retirada de mata ciliar) têm contribuído para a deterioração dos recursos hídricos.

A identificação dessas áreas que exercem efeito sobre a qualidade da água é de grande importância para o planejamento e a adoção de medidas de controle da poluição (WU; CHEN, 2013). O monitoramento e a quantificação são fundamentais para uma avaliação dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica.

O conceito de poluição difusa foi introduzido em 1972 pela chamada lei das águas limpas dos Estados Unidos, por ser uma poluição diferente da poluição provocada pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais Novotny (2003). As fontes de poluição são classificadas em duas categorias: as fontes pontuais e as fontes difusas ou não pontual. As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas pelo lançamento de carga poluidora de maneira concentrada, em um

determinado local (NOVOTNY; CHESTERS, 1981; NOVOTNY; OLEM, 1993). As fontes não pontuais (difusas) são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos d'água de forma intermitente, dificultando assim, sua identificação, medição e controle (GASTALDINI; OPPA, 2011). As cargas difusas estão normalmente associadas à geologia, ao uso do solo (presença e tipo de floresta, práticas agrícolas e pastagens) e a morfologia da bacia de drenagem que, associadas às precipitações pluviais, chegam às águas superficiais de forma intermitente, em especial a partir de áreas rurais (MANSOR et al., 2006).

A fim de motivar os gestores a incentivar a sociedade a adotar melhores práticas de gestão dos recursos naturais e avaliar a relação custo-eficácia, muitos programas de modelagem hidrológica e de qualidade da água foram criados. Em uma primeira etapa é necessário identificar as áreas que dão origem ao aumento do escoamento poluente, e em uma segunda etapa, deve-se realizar a gestão dos recursos hídricos. Em nível de bacia hidrográfica, para avaliar a qualidade da água, é necessário além do monitoramento dos recursos hídricos, analisar todo o uso e ocupação do solo existente na bacia hidrográfica caracterizando o impacto dessas atividades no lançamento de poluentes.

Por meio dessa abordagem, é possível avaliar, de maneira sistemática, os processos que envolvem a dinâmica hidrológica e o transporte de poluentes na bacia, além de permitir a simulação da contribuição integrada de fontes pontuais e difusas. Desta forma verifica-se que é um instrumento de grande importância à tomada de decisões e apoio no planejamento dos recursos hídricos.

A utilização de modelos para o planejamento, a gestão e a simulação dos cenários futuros em bacias hidrográficas vem sendo foco de estudos ao longo dos anos (HERNANDEZ et al., 2000; BOSCH et al., 2004; GASSMAN et al., 2007; ARNOLD et al., 2012). Entretanto, os modelos existentes requerem um grande número de parâmetros de entrada para validação e calibração, e todos estes parâmetros devem ser mantidos dentro de uma faixa de incerteza realista, pois nenhum procedimento automático deve substituir o conhecimento físico e real da bacia hidrográfica (CHO et al., 2009).

O modelo *Soil and Water Assessment Tool* - SWAT é um modelo matemático computacional para avaliar os recursos hídricos a poluição de fontes difusas (ZHOU et al., 2015). O SWAT foi originalmente desenvolvido para bacias hidrográficas agrícolas sob diferentes práticas de manejo, mas recentes aplicações estão

expandindo seu uso para novas áreas e diferentes usos do solo (BORMANN et al., 2007; ZHENYAO et al., 2012; ZHOU et al., 2013; ZHOU et al., 2015; KANNAN et al., 2011; KANNAN et al., 2014; LIU et al., 2016), sendo foco de estudo especialmente nos Estados Unidos - EUA e no Canadá (GASSMAN et al., 2007; DOUGLAS-MANKIN et al., 2010; TUPPAD et al., 2011). Nos EUA, o SWAT é utilizado pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA - EPA (DI LUZIO et al., 2005). No Canadá, SWAT é o principal modelo hidrológico incluído na Agricultura e Alimentos do Canadá (AAFC, 2014), incluindo aplicações em sete bacias hidrográficas agrícolas em todo o país.

Para simulação do modelo SWAT são necessários dados de monitoramento de qualidade e de quantidade de água. A grande quantidade de dados incluindo séries históricas e dados de diferentes naturezas depende de pesquisa onerosa. Sendo necessário um longo período de tempo, com intervalo entre coletas curtos, para obtenção de dados confiáveis, equipe capacitada de profissionais para realização do monitoramento, laboratórios, equipamentos de campo, produtos químicos e recursos financeiros para custear atividades de campo.

A área em estudo é afluente do reservatório da Companhia de Saneamento Básico – Corsan, responsável por 30% do abastecimento público da cidade de Santa Maria, e caminhando ao longo das margens de seus rios é possível ver os sinais de degradação ambiental. São efluentes lançados à céu aberto pelas residências, restos de resíduos sólidos nas margens das encostas e desmatamento sem controle de áreas verdes, da ocorrência de ocupação indevida em encostas.

O Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – GHIDROS da UFSM monitora a bacia hidrográfica desde o ano de 1993, tendo como objetivo ampliar a base tecnológica disponível para o gerenciamento de pequenas bacias hidrográficas, criando um banco de dados para contribuir com a avaliação e o controle do impacto da ação antrópica nas disponibilidades hídricas, nas cheias, na produção de sedimentos e na qualidade da água em pequenas bacias hidrográficas.

Esta pesquisa auxilia a ampliar a base tecnológica disponível para o gerenciamento de pequenas bacias hidrográficas, através da obtenção de parâmetros para projetos, formação de banco de dados e desenvolvimento, adaptação e avaliação de metodologias de quantificação e controle do impacto da ação antrópica, suprindo uma carência de informação em pequenas bacias hidrográficas.

À partir do citado anteriormente e como forma de limitar a pesquisa selecionou-se parâmetros de qualidade da água para simulação, a escolha dos parâmetros deve-

se a representatividade que possuem como indicadores de fonte de poluição e degradação dos recursos hídricos, são eles: Nitrogênio orgânico total, Fósforo orgânico total, Sedimentos e Demanda bioquímica de oxigênio (BDO<sub>5,20</sub>). Destaca-se também como fatores que motivaram a escolha à análise dos parâmetros realizada por SOUZA (2012) em dissertação de mestrado.

Dados dessa natureza, principalmente em pequenas bacias hidrográficas são escassos e devem ser valorizados pois são extremamente úteis para a pesquisa científica na área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no país.

Além disso, as informações são incipientes em relação a esses parâmetros com modelagem do SWAT, publicados na plataforma *Scielo* que contenham uma extensa série de dados de monitoramento, o que também justifica a importância e a inovação desta pesquisa.

## 2 JUSTIFICATIVA

A bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim - RS está sendo monitorada desde 1993, com dados hidrológicos de precipitação e vazão, dados de qualidade da água e de clima. Esses dados podem ser utilizados em modelagem matemática para prever cenários futuros que podem ser utilizados como ferramenta na gestão de recursos hídricos. A área em estudo é importante pois é afluente do reservatório de abastecimento doméstico responsável por 30% do fornecimento público de água para a cidade de Santa Maria - RS e recreação de contato primário.

Durante os períodos de estiagem, quando há um aumento na demanda de água para irrigação, as vazões no curso de água ficam extremamente baixas devido aos altos volumes que são bombeados para as lavouras de arroz (PAIVA, 2006). Por consequência, as cargas de poluentes carregadas para o curso da água são menos diluídas, o que pode diminuir a qualidade da água nos corpos hídricos. Portanto, pode-se inferir que mudanças no uso do solo, influenciadas principalmente pela expansão urbana e da atividade agrícola, têm provocado problemas de qualidade e quantidade de água na bacia hidrográfica. Estudos recentes têm mostrado que a bacia hidrográfica apresenta problemas relacionados à qualidade da água, como: eutrofização, elevada carga de poluição difusa, presença de resíduos farmacêuticos e hormonais, relacionados às atividades antrópicas (BURIN, 2011; SOUZA, 2012; SOUZA; GASTALDINI, 2014; PIVETTA, 2017).

O modelo SWAT foi desenvolvido em um extenso banco de dados norte-americano e possui limitações de uso no Brasil devido à escassez de dados de entrada, como tipos de solos, plantas e clima, que são diferentes dos EUA. Com isso necessária a realização de pesquisa científica local que contribua na gestão dos recursos hídricos. É de extrema importância não só analisar o corpo hídrico e sim a bacia hidrográfica num todo, identificando as fontes de poluição, o uso e as atividades incluídas naquele solo, as características físicas do sistema e o comportamento hidrológico na bacia hidrográfica.

Por meio da modelagem com o modelo SWAT, é possível criar cenários de uso e ocupação do solo e, por consequência a demanda por recursos naturais, avaliando o grau de comprometimento dos recursos da bacia em estudo. A inserção de diferentes cenários de uso e manejo do solo pode contribuir para o planejamento do uso racional de recursos hídricos e, posteriormente, fornecer suporte à implementação

de práticas de conservação dos recursos naturais para um desenvolvimento sustentável em uma bacia hidrográfica de abastecimento público.

O modelo SWAT é uma importante ferramenta que pode ser usada para gestão de qualidade da água em uma bacia hidrográfica que é afluente ao reservatório de abastecimento público no município de Santa Maria-RS. Além disso, deve-se testar a aplicabilidade do modelo em bacias hidrográficas menores e com condições hidrológicas, climatológicas e de solo diferentes das regiões onde o modelo foi concebido, a fim de verificar o desempenho dele em simular corretamente os processos hidrológicos e erosivos de um dado local. Nos EUA onde o SWAT foi produzido, é utilizado sem o processo de calibração devido as condições reais representarem as condições das bacias hidrográficas. No entanto, deve ser calibrado em condições distintas de onde foi concebido.

Além disso, dados monitorados de qualidade da água necessitam e tempo, recursos financeiros e profissionais capacitados para serem obtidos, principalmente em bacias hidrográficas com carência de dados, sendo extremamente importantes para a pesquisa científica na área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no país.

### 3 HIPÓTESES

A tese de doutorado foi elaborada a partir das seguintes hipóteses:

1ª – O modelo SWAT é eficaz na modelagem utilizando como dados de entrada os parâmetros de qualidade da água: fósforo orgânico total, nitrogênio total, sedimentos e demanda bioquímica de oxigênio – DBO<sub>5,20</sub>

2ª – O uso e a ocupação do solo interferem na deterioração da qualidade e da quantidade de água da bacia de contribuição de abastecimento do município de Santa Maria – RS.



## 4 OBJETIVOS

### 4.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo foi avaliar o potencial poluidor da bacia de contribuição do reservatório de abastecimento do rio Vacacaí Mirim por meio de simulação de parâmetros de qualidade da água.

### 4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar as variáveis mais sensíveis para calibração do modelo SWAT para estimar vazão e parâmetros de qualidade da água.
- Avaliar o desempenho do modelo SWAT para parâmetros de qualidade da água nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, oxigênio dissolvido,  $DBO_{5,20}$ , sedimentos e avaliação do escoamento superficial;
- Simular as seguintes práticas conservacionistas: terraceamento, agricultura de tiragem, bacia de retenção de sedimentos e cordões verdes;
- Avaliar a eficiência de práticas conservacionistas (já utilizadas na bacia hidrográfica) de manejo da terra, na redução da carga de poluentes;
- Identificar áreas ambientalmente sensíveis na bacia hidrográfica, as quais se configurem como fontes críticas de produção de poluentes;
- Identificar uma relação entre o uso do solo e a qualidade da água;

## 5 REVISÃO DA LITERATURA

### 5.1 POLUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A poluição difusa causa contaminação da água e do solo a partir de atos insustentáveis praticados diariamente pela sociedade sendo caracterizada por impurezas de origem natural ou antrópica, além do impacto ambiental tal prática configura um reiterado desperdício dos recursos públicos (WOLFF et al., 2016).

A poluição dos recursos hídricos é causada pelas mais variadas fontes entre elas: urbanização, falta de conservação do solo, erosão, agricultura, industrialização, mineração (SMITH; SICILIANO, 2015; COLLINS et al., 2016; OUYANG et al., 2016). A poluição dos recursos hídricos causa morbidade e mortalidade na China, sendo que as famílias de baixa renda são as mais prejudicadas, não somente no país como em muitos outros países (WANG; YANG, 2016).

As mudanças no uso e cobertura do solo tem impactos na qualidade da água, principalmente na degradação da água superficial causada pelo escoamento das áreas urbanas, agrícolas, desmatamento, efluentes domésticos e expansão urbana (MENESES et al., 2015; CHAOUI et al. 2015). A diminuição do lançamento de poluentes nos cursos d'água é um desafio muito grande (WANG et al., 2016a; WIJESEKARA et al., 2012; CHON et al., 2012; EROL; RANDHIR, 2013; MONTEIRO; JUMENEZ; PEREIRA, 2016; SURIYA; MUDGAL, 2012). Em dias de precipitações a cobertura vegetal auxilia na manutenção e no equilíbrio do ciclo hidrológico, desempenhando funções de aumento da infiltração de água, de absorção de poluentes pelas plantas e não seu carreamento para o corpo hídrico (RODRIGUES et al., 2015; CHEN et al., 2015).

A constante oferta de poluentes aumenta a proliferação de macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes*, sendo que fósforo e nitrogênio são os nutrientes mais exigidos pelas plantas de aguapé; quando os teores desses elementos são altos, tornam-se potencialmente citotóxicos e atuam como poluentes ambientais (ALVES et al., 2003).

O reservatório de abastecimento do município de Santa Maria-RS, possui proliferação de macrófitas aquáticas em sua superfície (Figura 1), o que indica a possibilidade de ocorrência de excesso de poluentes por fontes difusas e pontuais, aliado as atividades antrópicas da área ao seu redor.

Figura 1 - Reservatório de abastecimento do município de Santa Maria –RS.



Fonte: Autora (2017).

Áreas agrícolas e industriais possuem aumento da carga microbiológica, isso pode ser exemplificado pelo estudo realizado por Popa et al (2015), avaliando a qualidade da água ao longo do Rio Galda na Romênia no período de 2012 à 2013, em quatro pontos de amostragem teve aumento microbiológico por contaminação de *Escherichia coli* e nutrientes, além disso nos meses mais quentes de novembro obtiveram uma poluição crescente, nos meses frios a poluição decaiu.

Áreas industriais e a expansão urbana contém metais pesados dentre os vários poluentes (MORAIS et al., 2016). No entanto, os metais têm importância especial por serem minerais prejudiciais aos seres humanos, plantas e animais além de serem biocumulativos na cadeia alimentar (CHON et al., 2012; SÁNCHEZ - NAVARRO et al., 2016).

O uso e ocupação do solo devido a urbanização, no arroio Cancela no município de Santa Maria - RS, influenciam na qualidade da água (com altas concentrações de sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, e metais (cobre, níquel e chumbo). Assim como, a concentração média de poluentes tende a aumentar com a

precipitação e intensidade da precipitação para a carga de poluente analisada por Santos e Gastaldini (2016), efeitos das características das chuvas.

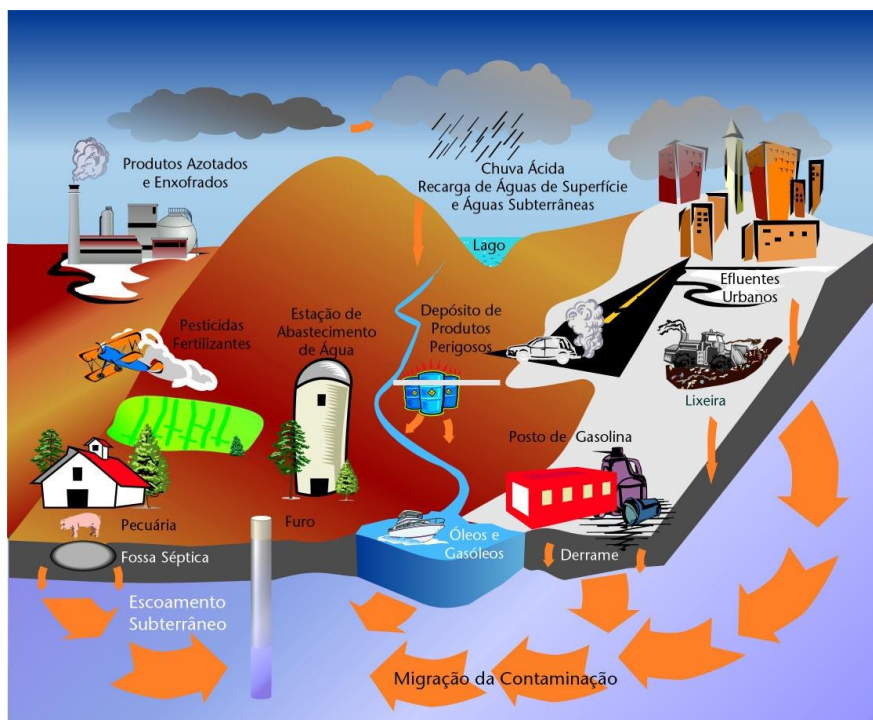
A carga poluente é fortemente influenciada pelo regime de chuvas, e pode até mesmo dobrar durante eventos extremos de precipitação (GALVÁN et al., 2016; BUENO; HENKES, 2016). A quantificação e a caracterização da poluição difusa é difícil devido a dispersão das partículas nas águas. Enquanto a maioria das fontes de poluição podem ser identificadas e quantificadas, o monitoramento e combate à poluição difusa são difíceis devido também a abundância de suas fontes (HUANG; HONG, 2010; KARLSSON et al., 2016; ÖZCAN et al., 2016; RODRIGUES FILHO et al., 2015).

O esforço para controlar a poluição difusa na escala de bacia é um desafio constante que precisa levar em conta os objetivos ambientais e econômicos. Melhores práticas de gestão como um meio da detecção do problema, no entanto sua aplicação (e impacto) é altamente dependente das características das culturas e da terra em que serão aplicadas (PANAGOPOULOS; MAKROPOULOS; MIMIKOU, 2012), visto que os locais irão variar espacialmente na sua capacidade de gerar e distribuir poluição difusa (HOWART, 2011; MILLEDGE et al., 2016; ZOPE et al., 2016).

Os poluentes gerados pela ação antrópica são carregados para os corpos hídricos por meio das precipitações. Na figura 2 foram exemplificadas algumas atividades encontradas em uma determinada área que podem ser fonte de poluentes para a poluição difusa tais como: indústrias, pecuária, pesticidas e fertilizantes, fossa séptica, estação de abastecimento de água, efluentes urbanos, lixeiras, depósitos de produtos perigosos, postos de gasolina com derramamento de óleo, óleos e gasóleos.

A região de El-Hadjar no extremo leste da Argélia é conhecida por sua diversidade de indústrias que se estendem da indústria siderúrgica ao processamento de alimentos e materiais, sendo que nestes processos são incluídos muitos resíduos, dentre eles industriais e domésticos, e os seus principais afluentes são os rios *Oued Meboudja* e *Oued Seybouse*. Chaoui et al. (2015) avaliaram 11 pontos de amostragem ao longo do rio *El-hadjar* avaliando a concentração média dos poluentes, o que tornou possível os autores elaborarem um mapa de qualidade da água de toda a região com as concentrações de hidrocarbonetos e metais pesados, a partir do qual pode ser desenvolvida uma política para preservação do meio ambiente, isto é importante na gestão dos recursos hídricos e no controle da poluição por fontes pontuais e difusas.

Figura 2 - Poluição difusa gerada por diferentes atividades antrópicas.



Fonte: Adaptado de EEA (2016).

Souza e Gastaldini (2014) avaliaram a qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes áreas, cobertura vegetal, uso agrícola e urbano na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, localizada no município de Santa Maria – RS. A bacia hidrográfica com maior influência antrópica de área urbana Alto da Colina, teve maiores valores de carga difusa para  $DBO_{5,20}$  de 201 kg/há/ano. Por outro lado, na bacia hidrográfica Rancho do Amaral, com menor grau de degradação ambiental encontraram 9 kg/ha.ano.

## 5.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA QUALIDADE DA ÁGUA

A legislação ambiental propõe padrões de qualidade da água assim como áreas de preservação permanente as quais não deve haver retirada da floresta preservando nascentes e rios, para diminuir a poluição ambiental em bacias hidrográficas. A fim de garantir a preservação das bacias hidrográficas precisa-se identificar áreas de alto risco, que dão origem ao aumento da poluição no escoamento superficial

(PANAGOPOULOS et al., 2011; WANG et al., 2016b) sendo assim verificar quais áreas críticas são as áreas e buscar soluções para as fontes difusas a partir de dados concretos (MITTELSTET et al., 2016).

As avaliações hidrológicas em bacias hidrográficas surgem da necessidade de se compreender o funcionamento do movimento da água e dos impactos que o uso do solo pode causar no balanço hídrico. Modelos matemáticos são importantes para avaliar impactos da urbanização nos recursos hídricos, assim como o comportamento das variáveis envolvidas no ciclo hidrológico (DU et al., 2012).

Embora apresentem dificuldades com respeito à atualização contínua dos parâmetros para acompanhar a evolução do processo, modelos matemáticos têm a vantagem de representar os fenômenos hidrológicos envolvidos, com dados parcialmente aleatórios (KARLSSON, 2016). Porém onde a qualidade dos dados for ruim os resultados dificilmente coincidem com as observações, sendo assim é necessário a maior precisão possível na inserção de dados nos modelos hidrológicos e o maior número de resultados possíveis para assim confirmar a validade de determinado modelo.

Os modelos de bacias hidrográficas são utilizados para entender as interações que existem entre o clima e a hidrologia da superfície terrestre. Por exemplo, modelos hidrológicos podem quantificar o impacto do uso do solo nos recursos hídricos e a produtividade agrícola, sendo uma representação matemática do fluxo de água e seus constituintes sobre alguma parte da superfície e/ou sub-superfície terrestre (SINGH et al., 2002).

Existem modelos específicos para diferentes topografias, corpos hídricos e poluentes em escalas de tempo e espaço distintas. O *Hydrological Cycle Model - HYCYMODEL* desenvolvido por Fukushima e Suzuki (1986) (AMBROISE; BEVEN; FREER, 1996) é um modelo para preenchimento de falhas, precipitação-vazão e estatísticos.

O modelo Height-volume-área – HVA é utilizado para lagos e rios no monitoramento de área e volume e determina o fluxo de escoamento para um determinado local, auxiliando na gestão do escoamento ao longo da bacia hidrográfica local (GAL et al., 2016).

Os modelos HEC-HMS, SMAP, PREVIVAZ, PREVIVAZH, PREVIVAZM, LASH simulam precipitação e vazão para processos hidrológicos de bacias hidrográficas dendríticas (HEC, 2014; HALWATURA, NAJIM, 2014; CHEN et al., 2015; LOPES,

1982; MACEIRA et al., 1999; MELLO et al., 2008; MELLO et al., 2016). Estes modelos são analisados em diferentes áreas, eficazes na tomada de decisões e subsidiando diversas atividades, tais como: economia e social, abastecimento público de água, geração de energia e disponibilidade hídrica.

Os modelos de qualidade da água são divididos em dois grandes grupos, os modelos de grandes bacias, ou distribuídos, e os modelos que não levam em consideração a bacia hidrográfica em si, somente o corpo hídrico e as cargas poluidoras que entram nele.

O modelo QUAL2E foi desenvolvido em 1987 pela USEPA, é abrangente e versátil, podendo simular mais de 15 parâmetros de qualidade em qualquer combinação que o usuário desejar. É aplicável a sistemas dendríticos com condições de mistura completa. Assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente segundo a direção principal do escoamento (eixo longitudinal do curso d'água), portanto sendo um modelo unidimensional e uma versão atual foi elaborada, sendo o Qual 2k (CHAPRA; PELLETIER, TAO, 2007).

O modelo *Lavras Simulation of Hydrology* – LASH desenvolvido na Universidade Federal de Lavras, em parceria com o *National Soil Erosion Research Laboratory – Purdue University*, por Viola (2008) e Beskow (2009). Todavia, tanto a primeira quanto a segunda versões não possuem interfaces “amigáveis”, passíveis de serem empregadas em ambientes não acadêmicos. Mello et al. (2008) avaliaram a aplicabilidade do modelo LASH para simular os impactos de uso do solo na região de cabeceira do rio Grande, concluindo que o modelo apresentou boa acurácia na simulação do escoamento e que pode ser aplicado para a simulação dos impactos de qualidade da água associados a modificações da cobertura vegetal.

No Quadro 1 são apresentadas as principais características e aplicações dos modelos de qualidade que analisam as cargas difusas de poluição hídrica, dentre eles:

- ✓ *Storm Water Management Model* – SWMM;
- ✓ *Agricultural Nonpoint Source Pollution Model* – AGNPS;
- ✓ *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*-CREAMS;
- ✓ *Hydrological Simulation Program Fortran* – HSPF;
- ✓ *Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation* – ANSWERS;
- ✓ QUAL 2E;

- ✓ QUAL 2K;
- ✓ *Unified Transport Model for Toxic Materials* – UTM TOX;
- ✓ *Long-term Hydrologic Impact Assessment* - L- THIA.

Ainda, destaca-se o modelo SIAQUA-IPH, proposto por Fan, Collischonn e Rigo (2013), que, dentre outras aplicabilidades, pode ser utilizado para determinar a dispersão, propagação e decaimento de poluentes em corpos hídricos. Pode-se avaliar que a maior parte dos modelos citados anteriormente foram desenvolvidos internacionalmente e exigem grande quantidade de dados e qualificação profissional para utilização, assim como um número reduzido de modelos desenvolvidos especialmente para simulação de parâmetros de qualidade da água em rios e em bacias hidrográficas com características urbanizadas e vazões variadas.

Esses modelos variam significativamente em termos de sua capacidade e complexidade, requisitos para dados de entrada, a representação de processos, simulação em escala espacial e temporal, aplicabilidade prática e tipos de saída que eles fornecem.

O *Soil and Water Assessment Tools* – SWAT é um modelo de bacia hidrográfica para simular a qualidade e quantidade de água superficial e subterrânea e prever o impacto ambiental do uso da terra, práticas de manejo de terras e mudanças climáticas, envolve um maior número de parâmetros de qualidade da água a serem utilizados, e primeiramente sendo necessário ajustar/calibrar a hidrologia, para posteriormente calibrar a qualidade da água.

Dentre as opções de modelos hidrológicos uma das facilidades para sua utilização é a interface acoplável aos principais softwares de geoprocessamento, o que possibilita a integração de bancos de dados, a elaboração e edição de cenários climatológicos e de uso das terras, e a análise e representação espacial das variáveis simuladas. No entanto, o modelo SWAT é composto por um conjunto de equações que representam de forma simplificada o movimento da água, sedimentos e nutrientes em um sistema natural, razão pela qual deve ser calibrado e validado a partir de dados observados. A principal dificuldade para realizar a calibração e a validação de modelos é a ausência de séries de dados medidos nas bacias modeladas.



Quadro 1 - Modelos hidrológicos de avaliação da carga de poluição difusa.

Modelos hidrológicos	Origem do modelo	Característica do modelo	Parâmetros de qualidade da água avaliados
<b>Storm Water Management Model – SWMM</b>	Agência de Proteção Ambiental dos EUA – USEPA	Modelo que relaciona chuva-vazão, usado principalmente na simulação da qualidade e quantidade do escoamento superficial em áreas urbanas, e também capaz de simular a acumulação e lavagem de poluentes nas superfícies de bacias hidrográficas, com base em eventos únicos (LI et al., 2011) ou contínuos de longo prazo (ZHU; LI, 2014). São utilizados hidrogramas e polutogramas (ou cargas por eventos de chuva ou concentrações médias dos eventos), visto que os parâmetros de qualidade avaliados necessitam de medições locais para assegurar previsões acertadas (OWYANG et al., 2012; COSTA; KOIDE, 2013; SHINMA et al., 2014; CHANG et al., 2015; PALLA; GNECCO, 2015; CIPOLLA et al.; 2016; XING et al., 2016, YAO et al., 2016).	O modelo avalia fósforo, nitrogênio, sólidos totais (STERREN et al. 2014), demanda química de oxigênio, sólidos suspensos totais, fósforos totais (OUYANG et al., 2012).
<b>Agricultural Nonpoint Source Pollution Model – AGNPS</b>	Departamento de Agricultura da EUA – USDA	Utilizado para estimar nutrientes e sedimentos presentes no escoamento superficial, e comparar os efeitos de diversas práticas de controle da poluição que podem ser incorporados no manejo de bacias hidrográficas (LIU et al., 2016; CHO et al., 2008; SHEN et al., 2012; SHEN et al., 2015).	Nitrogênio e fósforo são direcionados a partir do topo da bacia hidrográfica ao exutório, os nutrientes adsorvidos e os dissolvidos como estimativa de carga em qualquer ponto da bacia hidrográfica (MOHAMMED et al., 2004).
<b>Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems – CREAMS</b>	Departamento de Agricultura da EUA – USDA	Modelo físico, de escala de campo que analisa tipologia de uso e ocupação do solo homogêneo e precipitação uniforme, com ênfase na previsão do escoamento superficial, da erosão e o transporte químico visando o manejo de sistemas agrícolas (LUNDEKVAM, 2007; PSINARAS et al., 2010; ALAM; DUTTA, 2012).	Pesticidas e nutrientes utilizados na agricultura considerando os processos de mineralização, nitrificação, desnitrificação e imobilização, volatilização e fixação (KNISEL, 1980; YANG et al., 2010).
<b>Hydrological Simulation Program Fortran – HSPF</b>	EPA	Modelo simula de modo contínuo, as contribuições de fontes poluentes nos recursos hídricos, avaliando as mudanças do uso e ocupação do solo, a operação de reservatórios, as alternativas de fontes pontuais, e os desvios de vazão em sistemas combinados (ÖZTÜRK et al., 2013; XIE; LIAN et al., 2013; KIM et al., 2014; HUO et al., 2015; LAMPERT; WU, 2015; FAUST; ABRAHAM, 2016).	Nutrientes, pesticidas e coliformes termotolerantes advindas de áreas agrícolas, mas também tem sido utilizado em áreas urbanas. Podem ser simulados oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, reações de fósforo e nitrogênio, pH, fitoplâncton, zooplâncton e algas bentônicas (AKTER; BABEL, 2012; BARCO et al., 2008; FONSECA et

Modelos hidrológicos	Origem do modelo	Característica do modelo	Parâmetros de qualidade da água avaliados
<b><i>Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation – ANSWERS</i></b>	Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade de Purdue.	Orientado a eventos de precipitação, capaz de prever a resposta hidrológica e erosão em bacias hidrográficas agrícolas de grande escala (CONNOLLY et al., 1997, SU et al., 2016).	Nitrogênio e fósforo são simulados por meio de correlações entre concentração, produção de sedimento e taxa de escoamento (SU et al., 2016).
<b>QUAL 2E</b>	Agência de Proteção Ambiental dos EUA – USEPA	Ferramenta para auxiliar e aperfeiçoar o gerenciamento de recursos hídricos, permitindo diagnosticar e prognosticar a qualidade das águas de bacias hidrográficas Gastaldini e Oppa (2011), Ghosh e Mcbean (1998) Hwang (2014).	Oxigênio dissolvido, Desoxigenação carbonácea e Sedimentação (BROWN; BARNWELL, 1987; KNAPIK, 2011). Inclui a degradação do material orgânico, o crescimento e respiração das algas, a nitrificação, a hidrólise do fósforo e nitrogênio orgânico, a reaeração, a sedimentação das algas e compostos orgânicos de nitrogênio e fósforo, a demanda de oxigênio do sedimento, a liberação do nitrogênio e fósforo do sedimento.
<b>QUAL 2K</b>	Agência de Proteção Ambiental dos EUA – USEPA	O modelo simula dados com interface Excel para entrada e saída de dados, através de programação em linguagem VBA, com a principal função de simular qualidade d'água em corpos hídricos, aprimorando o modelo Q2E (KNAPIK, 2011).	O oxigênio dissolvido no modelo Q2K considera as duas fases da nitrificação (oxidação da amônia a nitrito, e deste a nitrato), DBO <sub>5,20</sub> lenta e DBO <sub>5,20</sub> rápida (KNAPIK, 2011), alcalinidade e carbono inorgânico total, agentes patógenos.
<b><i>Simulator for Water Resources in Rural Basins – SWRRB</i></b>	Departamento de Agricultura da EUA – USDA	Modificação do modelo hidrológico CREAMS, e avalia em escala de bacia hidrográfica na previsão futuras opções de manejo do solo sobre os recursos hídricos, sobre a produção de sedimentos e os pesticidas em áreas sem dados monitorados disponíveis (ESEN, USLU, 2008).	Sólidos totais e nutrientes (ESEN; USLU, 2008).
<b>Unified Transport Model for Toxic Materials – UTM TOX</b>	Oak Ridge National Laboratory	Modelo múltiplo que combina transporte atmosférico de poluentes, ecologia terrestre e processos hidrológicos. O modelo calcula as taxas de fluxo de um componente químico, desde sua liberação para atmosfera até sua deposição na bacia hidrográfica, incluindo-se também infiltração e o escoamento superficial (NOVOTNY, 1995).	Características dos sedimentos, propriedades físico-química de poluentes, com enfoque a pesticidas e em substâncias tóxicas.

<p><b>Long-term Hydrologic Impact Assessment - L-THIA</b></p>	<p>Universidade de Purdue</p>	<p>Avalia alterações no escoamento superficial e cargas difusas devidas as mudanças no uso e ocupação do solo de uma bacia hidrográfica, podendo avaliar cenários futuros, simula eventos contínuos porém as estimativas das cargas difusas dá-se pelas concentrações médias dos eventos (EMC), o qual resultam na massa poluente carregada, quando multiplicada pelo volume do escoamento superficial, não considera as variações de condições antecedentes de umidade do solo e sem considerar o escoamento de base ou perdas por evapotranspiração (ZHANG et al., 2011)</p>	<p>Características dos sedimentos, fósforo, nitrogênio, Cobre (LIM et al.; 2006; ENGEL et al.; 2015)</p>
<p><b>Simulador Analítico de Qualidade da Água Acoplado a SIG SIAQUA-IPH</b></p>	<p>Instituto de Pesquisas Hidráulica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul</p>	<p>Permite simular diferentes cenários de impacto de lançamentos de efluentes em rios de grandes bacias hidrográficas (&gt;3000 Km<sup>2</sup>), podendo ser utilizado em bacias hidrográficas menores. Simula diferentes tipos de lançamentos de poluentes de acordo com sua distribuição temporal: instantâneo; intermitente; contínuo; e permanente.</p>	<p>Lançamento de efluentes (FAN, COLLISCHONN; RIGO, 2013).</p>
<p><b>Soil and Water Assessment Tools - SWAT</b></p>	<p>Departamento de Agricultura da EUA – USDA</p>	<p>SWAT é um modelo de bacia hidrográfica para simular a qualidade e quantidade de água superficial e subterrânea e prever o impacto ambiental do uso da terra, práticas de manejo de terras e mudanças climáticas. O SWAT é amplamente utilizado na avaliação da prevenção e controle da erosão do solo e na gestão regional em bacias hidrográficas.</p>	<p>Nutrientes, metais pesados, pesticidas, sedimentos, DBO<sub>5,20</sub> e OD (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994; SRINIVASAN et al., 1998;2005).</p>

### 5.3 O MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL -SWAT

O modelo *Soil and Water Assessment Tool* - SWAT é um produto de mais de 30 anos de modelagem de fontes não pontuais e de estudos pelo Departamento de Agricultura e Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos e pela Texas A&M University e tem sido amplamente utilizado no mundo todo (GASSMAN et al., 2007; GASSMAN, SADEGHI; SRINIVASAN, 2014; BRESSIANI et al., 2015). Desenvolvido pelo Serviço de Agricultura dos Estados Unidos, com o objetivo de analisar os impactos gerados pela alteração do uso e manejo do solo em bacias hidrográficas complexas, e que possuem diferentes combinações de uso, manejo e tipo de solos.

É um modelo matemático que permite que diferentes processos físicos sejam simulados, em escala de bacia hidrográfica, tais como: movimento de água, movimento de sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, transporte de nutrientes no canal principalmente da bacia (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994; SRINIVASAN et al., 1998;2005).

Parsons et al. (2004), pesquisaram a respeito da aplicação de modelos não pontuais, o SWAT foi detalhado quanto a sua utilização em relação aos parâmetros de análise que englobam seus algoritmos e seus dados de entrada.

A classificação quanto as suas características são resumidamente:

- Escala de tempo: Contínuo;
- Escala espacial (discretizados em): Bacias, Sub- Bacias, HRU's;
- Escala de tempo (dados de entrada): diário;
- Público alvo: Pesquisadores, Agentes de Ação/Gestão.

A classificação quanto a sua interface e validação são:

- Interface de usuário: GIS – Sistemas de Informações Geográficas;
- Assistência na entrada de dados;
- Possui documentação junto ao programa.

Processos Simulados: Fluxos de escoamento superficial, fluxo de escoamento subterrâneo, transporte Químico (pesticidas, nutrientes), erosão, precipitação e degelo.

O SWAT permite prever o impacto das práticas de gestão do solo na água, nos sedimentos de pequenas e grandes bacias hidrográficas com diferentes usos do solo (TRIPATHI; PANDA; RAGHUWANSHI, 2003; SRINIVASAN, 2008; WOODBURY et al., 2014; ZHOU et al., 2015). O programa permite simular o comportamento hídrico,

a erosão do solo e transporte de nutrientes, por meio de comparação com dados observados em campo (SANTHI et al., 2006; STRAUCH et al., 2012; ZHOU et al., 2013; GASSMAN; SADEGHI; SRINIVASAN, 2014; MITTELSTET et al., 2016; LIU et al., 2016).

O SWAT foi desenvolvido no início da década de 1990, e desde então, passou por várias versões as quais aumentaram a sua capacidade de processamento. Pode-se citar o SWAT94.2 que incorpora múltiplas unidades de resposta hidrológica (HRU), e o SWAT 2000 que incorporou métodos de *Green & Ampt* e de *Muskingum* para simulação do escoamento superficial e da propagação de água pelos canais, respectivamente (BAUWE; KAHLE; LENNARTZ, 2016).

Considerado um modelo matemático de parâmetros distribuídos (quando as variáveis e parâmetros do modelo dependem do espaço e/ou tempo). Simula fenômenos físicos do ciclo hidrológico existentes em uma bacia hidrográfica, associados ao uso do solo, como escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994).

O modelo SWAT é semi-distribuído, tornando-se capaz de analisar a variabilidade espacial e temporal dos tipos e usos do solo, das feições topográficas e dos parâmetros climatológicos e de qualidade de sedimentos e de água.

Os principais componentes do SWAT incluem clima, hidrologia, uso e ocupação do solo, o crescimento das plantas, nutrientes, pesticidas, bactérias e patógenos, e escoamento em canais (FREY et al., 2013; ZHOU et al., 2015; CHO et al., 2016). Além disso, estudos anteriores ilustram a ampla utilização do modelo na previsão de carga de poluentes em diferentes escalas de bacias hidrográficas, assim como a importância de simulação de cenários hipotéticos (TRIPATHI, PANDA; RAGHUWANSHI, 2003; GASSMAN et al., 2007), simulando a hidrologia e a qualidade da água em diferentes escalas.

Foi desenvolvido para prognosticar o impacto de gestão do solo nos recursos hídricos, na produção de sedimentos e da aplicação de produtos químicos nas plantações dentro das bacias hidrográficas com distintos tipos de solo, uso do terreno e condições de gestão, após um longo período de tempo.

Os processos físicos associados à movimentação hídrica, movimentação sedimentar, crescimento da colheita, ciclo de nutrientes, são diretamente moldados pelo modelo usando dados de entrada. O modelo em escala de bacia hidrográfica

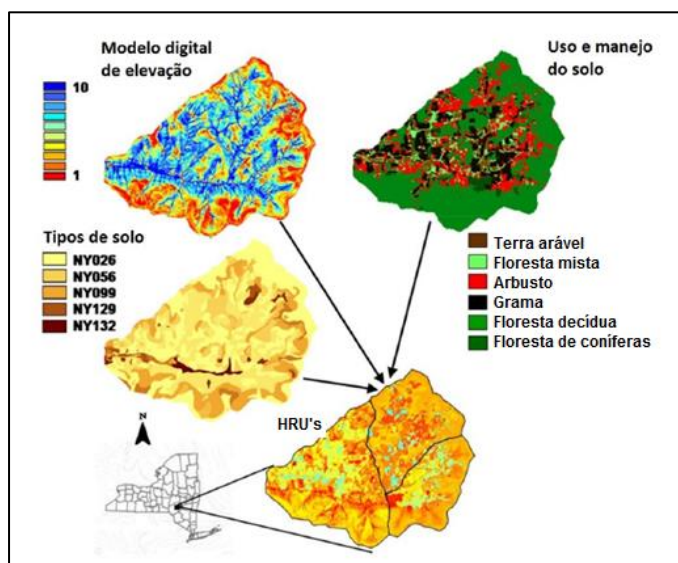
simula de forma contínua os processos hidrológicos, sedimentológicos e o transporte de poluentes em bacias hidrográficas heterogêneas.

A qualidade da água pode ser quantificada pelo monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, permitindo que o usuário adicione esses dados de entrada e analise os impactos de longo prazo do solo, envolvendo poluentes e o impacto à jusante dos corpos d'água (WU, CHEN, 2013, ISKENDER; SAJIKUMA., 2016). O modelo é de tempo contínuo ou seja um modelo de produção à longo prazo, não sendo um modelo para analisar eventos únicos como cálculos de propagação de cheias. O monitoramento é fundamental para a modelagem com qualidade e representatividade, nos EUA onde o modelo foi concebido é utilizado sem calibração, para outras condições a calibração e validação são necessárias.

Inicialmente o modelo foi utilizado sem a necessidade de calibração, o que dispensaria o uso de dados medidos, ao longo dos anos foi testado e a calibração pode ser realizada (BOSCH et al., 2004; UZEIKA, et al., 2012). Desenvolvido e calibrado originalmente com variáveis da região onde foi programado, portanto é de suma importância que os dados obtidos na bacia de interesse tenham um bom monitoramento e que sejam de boa qualidade, pois o programa, deve ser previamente calibrado com os dados monitorados na bacia em questão (BOSSA et al., 2012).

No SWAT a bacia hidrográfica de estudo é dividida em várias sub-bacias com base nas características topográficas (ESCURRA et al., 2014; ZHANG; XU; FU, 2014). Em seguida, cada sub-bacia é subdividida em unidades menores (Figura 3) chamadas unidades de resposta hidrológicas (*hydrologic response units – HRU's*) que consistem em unidades homogêneas de uso e relevo que, segundo Vigiak et al. (2015), são pequenas bacias hidrográficas homogêneas. As HRU, por sua vez, representam a discretização de porções de áreas das sub-bacias em que há apenas uma classe de solo, e um tipo de uso e manejo, sendo composta por uma única combinação de cobertura e tipo de solo. O escoamento superficial é determinado separadamente para cada HRU, isto é importante em casos onde existe heterogeneidade de usos do solo, quanto nas suas características pedológicas, suficientes para alterar os processos hidrológicos e de qualidade da água.

Figura 3 - Discretização espacial do modelo SWAT em Unidades de Resposta Hidrológica – HRU's.



Fonte: Easton (2008).

O balanço hídrico e a resposta de nutrientes são calculados ao nível HRU as cargas resultantes são a nível sub-bacia hidrográfica. Segundo Cho et al. (2009) dados de precipitação precisos são fundamentais para a representação precisa de incertezas temporais e espaciais da hidrologia em escala de bacias hidrográficas. Além disso, os métodos utilizados para incorporar os dados de precipitação para o modelo de simulação pode impactar significativamente nos resultados embora sejam calculados a nível de HRU e deve-se ter atenção aos dados utilizados.

O SWAT também pode simular aplicações de plantio, colheita, lavouras, aplicação de nutrientes, e aplicações de pesticidas para cada sistema de cultivo (GASSMAN et al., 2007; ZHOU et al., 2015). Baseado em características físicas das bacias hidrográficas, computacionalmente podendo ser utilizado em pequenas e grandes bacias hidrográficas (DI LUZIO et al., 2005; UZEIKA et al., 2012; NIAZI, OBROPTA; MISKEWITZ, 2015), simulando para longos períodos e período de tempo contínuo (ARNOLD et al., 1995).

O modelo SWAT possibilita a interpolação de dados obtidos e tratados em outros programas, assim como o ArcGIS, que possibilita a partir do ArcSWAT a simulação com os dados inseridos (GHORABA, 2015). Os dados de entrada do SWAT e do ArcSWAT são informações específicas Figura 4 (ZHANG; XU; FU, 2014).

- Séries Temporais (vazão, precipitação, evapotranspiração, velocidade do vento, umidade, temperatura, dados de qualidade da água).
- Modelo numérico do terreno - MNT;
- Tipo de solo (classificação do solo);
- Uso do solo e ocupação do solo;

O banco de dados do modelo precisa ser modificado em função da área de estudo, especialmente para o banco de dados gerador de condições atmosféricas e banco de dados do solo (ZHANG; XU; FU, 2014). A delimitação da bacia hidrográfica e das HRU's segue o guia do Usuário do ArcSWAT (WINCHELL et al., 2010) e Manual Beginner SWAT Training (SRINIVASAN, 2008).

O modelo de elevação do terreno é utilizado para calcular os parâmetros da sub-bacia, tais como: inclinação e definição da rede de drenagem. Os dados de solo são necessários para definir as características e atributos do solo.

O SWAT gera a partir de dados de relevo, solo e uso e ocupação do solo as unidades de resposta hidrológica (HRU's) que permitem subdividir a bacia hidrográfica em áreas com uma única combinação de topografia homogênea, tipo de solo e atividades antrópicas, simulando de forma diferenciada a evapotranspiração e outros processos hidrológicos que dependem diretamente do tipo de solo ou de uso da terra (ARNOLD et al., 1998, LIU et al., 2016).

A geração do fluxo, produção de sedimentos e cargas de poluição é simulado separadamente para cada HRU's e propagado para obtenção do escoamento no exutório da bacia hidrográfica (TIAN; ZHANG; SUN, 2012; LIU et al., 2016). Isto aumenta a acurácia da simulação das cargas poluidoras (sedimentos e nutrientes) e possibilita uma descrição física do balanço hídrico, não importando qual tipo de problema seja estudado no modelo SWAT, o equilíbrio hídrico é a força motora por traz de tudo que acontece na bacia hidrográfica.

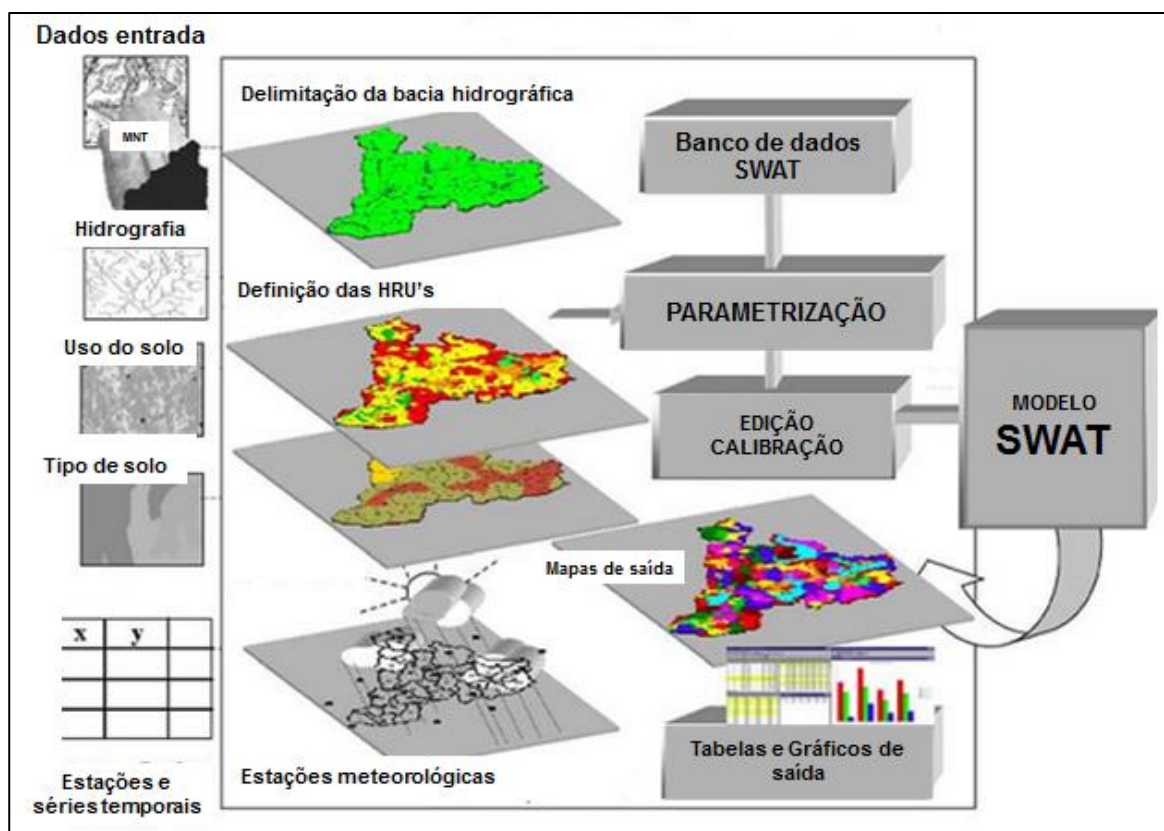
Os dados de cobertura fornecem informações da vegetação na terra e seus processos ecológicos, dados climáticos, precipitação e vazão são preparados de acordo com os requisitos de entrada do modelo.

As práticas de manejo previstas no modelo são aplicadas a cada HRU. Algumas operações relacionadas ao manejo que podem ser modeladas pelo SWAT são: cultivo, plantio, pastoreio, aplicação de fertilizantes e pesticidas, irrigação e épocas de colheita (MAKAREWICZ et al., 2015; PANDEY et al, 2016). Também é



possível simular rotação de culturas, cargas de sedimentos e nutrientes de áreas urbanas, e outras aplicações relacionadas à água, como drenagem subsuperficial, usos consuntivos e cargas pontuais (provenientes de estações de tratamento, por exemplo).

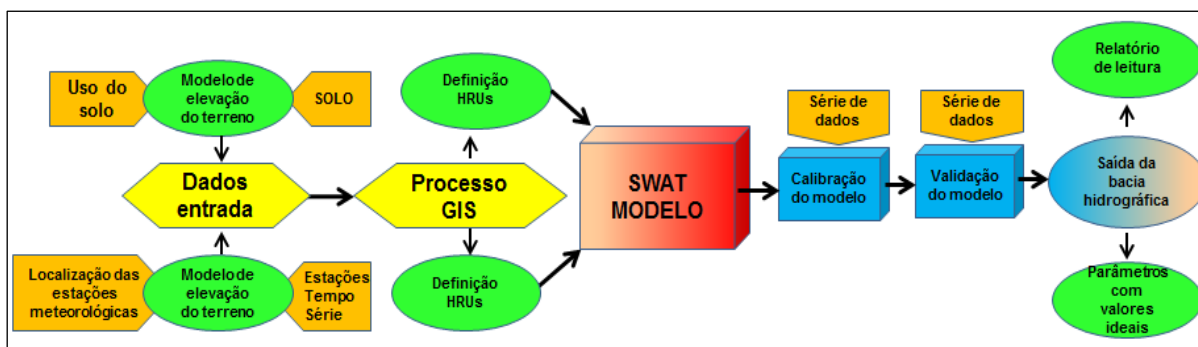
Figura 4 - Simulação de bacias hidrográficas com o modelo SWAT.



Fonte: Adaptado de NASA (2016).

Na Figura 5 ilustra-se a visão global dos componentes do modelo SWAT e metodologia, incluindo a entrada e saída, os conjuntos de dados espaciais e partes GIS o qual resume a sua metodologia.

Figura 5 - Visão global dos componentes e metodologia do modelo SWAT.



Fonte: Adaptado Ghoraba (2015).

Para a simulação, o modelo requer informações espaciais, como o modelo digital do terreno, hidrografia, mapa de solos, mapa de uso do solo e de séries temporais de precipitação, vazão líquida, descarga sólida, temperatura mínima e máxima, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento (SOUZA, 2012). Outro fator de elevada importância que se deve analisar é a porcentagem de áreas impermeáveis, pois representa o aumento de áreas já urbanizadas (GARCIA; PAIVA, 2005).

Zaman, Morid e Delavar (2016) avaliaram os efeitos da mudança climática sobre bacia Siminehrud, uma importante sub-bacia da bacia do lago Urmia, com a utilização do modelo SWAT. Observaram que modificando os padrões de cultivo, deslocando culturas intensivas como a beterraba, alfafa e tomate para culturas menos intensivas tais como trigo é a melhor adaptação para evitar a degradação ambiental na região. Este processo citado torna-se importante no sentido de que as atividades antrópicas influenciam na qualidade da água das bacias hidrográficas.

Desde sua criação na década de 90, a ferramenta tem passado por inspeções contínuas e expansão de suas capacidades, as mais significantes estão exemplificadas no Quadro 2.

O SWAT utiliza como base de cálculos para dimensionamento do escoamento em áreas urbanas dois métodos, o da curva número conhecido como *Soil Conservation Service* - SCS e a equação de *Green* e *Ampt*. O modelo avalia áreas urbanas de maneiras diferenciadas e isoladamente, levando em consideração as áreas com permeabilidade baixa que estão ligadas diretamente às redes de

drenagem, utilizando assim uma curva número pré-determinada. Para as áreas impermeáveis que não possuem uma ligação direta na rede de drenagem é utilizado os cálculos de escoamento superficial de curva número composta, para determinação do comportamento hidrológico (NEITSCH et al.,2011).

Quadro 2 - Aperfeiçoamento do Modelo Swat no decorrer dos anos.

Nome do Modelo	Características do respectivo modelo
SWAT94.2	Adiciona as múltiplas unidades de resposta hidrológica (HRU's)
SWAT96.2	Adiciona: auto-fertilização e auto-irrigação como opções de manejo; armazenamento de água nas copas; componente CO2 para o modelo de crescimento vegetal para estudos de mudanças climáticas; equação de <i>Penman-Monteith</i> ; escoamento lateral da água no solo baseado no modelo de armazenamento cinético; equações do QUAL2E; e propagação de pesticida nos cursos d'água.
SWAT98.1	Adiciona: opções de manejo como pastoreio, aplicações de adubos e drenagem do escoamento de chão; e alteração do modelo para ser utilizado no hemisfério sul. Melhora: rotina de derretimento da neve; propagação da qualidade da água nos cursos d'água; rotinas de ciclagem de nutrientes.
SWAT99.2	Adiciona: remoção de nutrientes de reservatório, lago e <i>wetland</i> ; armazenamento de água nas margens dos cursos d'água; propagação de metais nos cursos d'água; equações do SWMM para usos urbanos. Melhora: rotinas de ciclagem de nutrientes e de <i>wetlands</i> ; alteração de quatro dígitos na referência dos anos.
SWAT2000	Adiciona: rotina de transporte de bactérias; equação de infiltração de Green e Ampt; opção de simular ou inserir os dados de evapotranspiração potencial; equação de Muskingum; capacidade de simular um número ilimitado de reservatórios. Melhora: gerador climático; métodos de evapotranspiração potencial; e modifica o cálculo de dormência para adequação em áreas tropicais.
SWAT2005	Melhora a rotina de transporte de bactérias. Adiciona: simulação de cenários para previsão em longo prazo; gerador de precipitação em intervalos sub-diários; e opção de calcular o parâmetro de retenção como função da quantidade de água no solo ou da evapotranspiração vegetal.
SWAT 2009	Melhoria na rotina de transporte de bactérias, cenários de previsão do tempo adicionados, aprimoramento do modelo por faixas de vegetação, melhoria da disposição úmida e seca do nitrato e amônia, modelagem dos sistemas locais de efluentes.

Fonte: Lopes (1982); WU, CHEN (2013).

Baseados nas informações de interesse inseridas a modelagem com o SWAT permite a representatividade de perda de solos bem como da qualidade ambiental quando bem calibrados. Para isto é necessário que as séries de informações sejam inseridas por meio de planilhas eletrônicas em formato compatível para confirmar os

valores medidos juntamente com os gerados computacionalmente, efetuando assim a calibração do modelo e permitindo a modelagem da bacia.

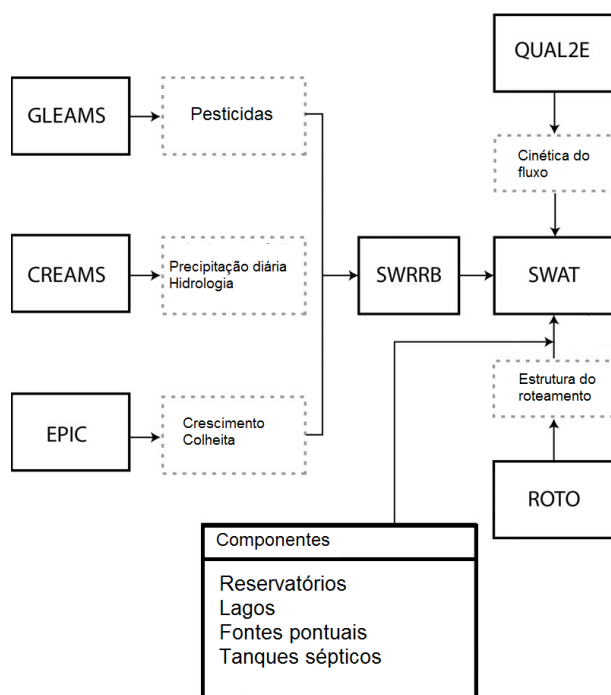
#### 5.4 A UTILIZAÇÃO DO *MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOLS* – SWAT PARA CARGAS DIFUSAS

Os algoritmos de qualidade na corrente do modelo SWAT incorporam relações e interações constituintes utilizadas no modelo QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) para simular as interações constituintes e as transformações (NEITSCH et al., 2005). Na figura 6 ilustram-se as adaptações que o modelo SWAT obteve no período de 30 anos de estudo de uma experiência de modelagem do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) do USDA. As origens iniciais do SWAT podem ser encontradas nos modelos desenvolvidos anteriormente incluindo o modelo de produtos químicos, escoamento e erosão do sistema de gestão agrícola CREAMS, o modelo de Sistemas de Gestão Agrícola – GLEAMS e o modelo de Clima de Impacto Ambiental EPIC, originalmente chamado de *Erosion Productivity Impact Calculator*.

O atual modelo SWAT é um descendente direto do modelo Simulador para Recursos Hídricos em Bacias Rurais - SWRRB (ARNOLD ; WILLIAMS; MAIDMENT, 1995), que foi projetado para simular os impactos da gestão sobre a água e o movimento de sedimentos para bacias rurais não cultivadas nos Estados Unidos. O modelo de *Routing Outputs to Outlet* - ROTO no início da década de 1990 (NEITSCH et al., 2011) foi inserido juntamente com o SWRRB, com possibilidade de inclusão de itinerários dos canais e reservatórios pois até então era limitada a dez sub-bacias (NEITSCH et al., 2011).

Mais detalhes da ciclagem de nutrientes na fase de terra e transporte, bem como a transformação na fase de água podem ser encontradas na documentação teórica do modelo (NEITSCH et al., 2005, DURÃES, MELLO, NAGHETTINI, 2011).

Figura 6 - Fluxograma do desenvolvimento do modelo SWAT.

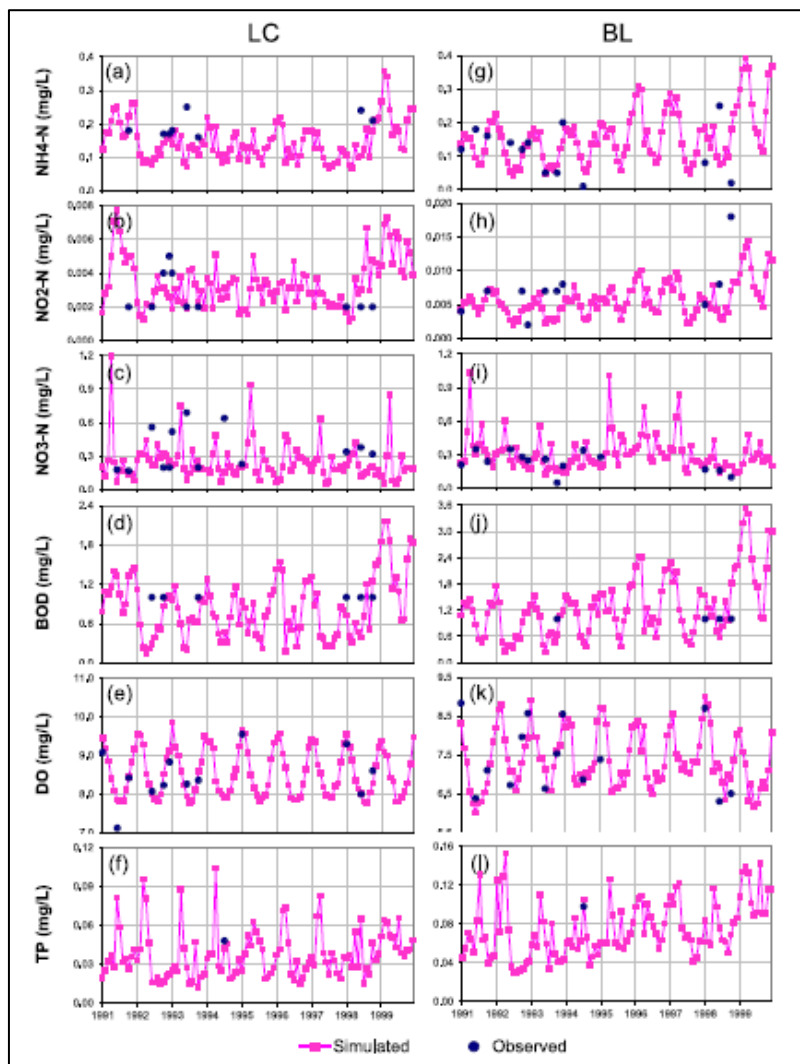


Fonte: Adaptado de Gassman et al. (2007).

Wu e Chen (2013) avaliaram a qualidade da água do East River (Dfongjiang em Chinês), no sul da China utilizando o modelo SWAT. No estudo, foram utilizados dados de carga poluente incluindo Amônia ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_{5,20}$ ), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Fósforo Total, irregularmente monitorada em estações secas (LB) e estações chuvosas (BL) para calibrar e validar o modelo para a simulação da qualidade da água.

Na figura 7 foram apresentadas as variáveis de qualidade da água mensais simuladas e observadas, embora, o número de dados de observação tenha sido limitado, a comparação visual indica que o modelo pode fornecer estimativas aceitáveis porque a simulação pode analisar as variações sazonais das variáveis de qualidade da água quando comparados aos parâmetros observados.

Figura 7 - Comparação de variáveis de qualidade mensais simulados e observados de seis parâmetros de qualidade da água (NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, BOD, DO, e TP) em duas estações do ano LC e BL no período de 1991 a 1999.



Fonte: WU, CHEN (2013).

Analisando a variação sazonal de cargas de nutrientes do East River indica que a estação seca é o período crítico para nitrogênio e fósforo devido à vazão baixa, enquanto que a partir do final do período seco para o início da estação das chuvas é o período crítico para poluição por Nitrato (NO<sub>3</sub>-N) devido as práticas agrícolas e de uso e ocupação do solo. Além disso, a contribuição por fontes de difusas com uso de Boas Práticas de Manejo - BMP na poluição difusa seria eficiente, como a gestão, a

fiscalização em área industrial, e a diminuição de águas residuárias é outra abordagem importante para evitar deterioração da qualidade da água.

Jiao et al. (2014) avaliaram uma área de 142,5 km<sup>2</sup> na China em fronteira com a Rússia. Historicamente esta região era coberta por florestas naturais e zonas úmidas, no entanto vem sendo ocupada por agricultura intensiva desde 1980, e em 2009 havia ocupado cerca de 50% da área. Diante disto o modelo SWAT foi utilizado para simular as cargas médias anuais de Pb, Cu, Cr e Ni. As cargas médias anuais simuladas foram de 20,21 g/ha, 21,75 g/ha, 47,35 g/ha e 21,27 g/ha para Pb, Cu, Cr e Ni, respectivamente, verificou-se que a poluição difusa por metais veio principalmente das sub-bacias dominadas com terras cultivadas, sendo responsável por mais de 70% do total de cargas da bacia hidrográfica.

Coffey et al. (2010) simularam o transporte de agentes patógenos (*Escherichia coli*), no rio Fergus na Irlanda, analisando práticas agrícolas, dados demográficos e parâmetros hidrológicos na previsão de concentrações de poluição. Os resultados de validação exibiram boa relação linear entre os parâmetros observados e previstos e indicam simulação satisfatória dos processos hidrológicos na bacia. As previsões de patógenos foram variáveis entre os valores observados e simulados com coeficiente de determinação 0.68 e Nash-Sutcliffe de 0,59. Os resultados sugerem que, apesar de existir a capacidade de simular o transporte de agentes patogênicos em bacias hidrográficas, a capacidade de contabilizar com precisão todos os fatores que podem contribuir para a degradação da água é incerta.

Souza (2015) realizou a calibração e validação para a vazão e o transporte de sedimentos no SWAT, para a bacia hidrográfica do rio Machadinho – Rondônia, com uma área de aproximadamente 5.485 km<sup>2</sup>. Os dados climatológicos foram obtidos do Global Precipitation Climatology Project - GPCP, onde foram criadas estações virtuais para o aferimento dos dados da base de dados do GPCP, seguindo a mesma metodologia de Malutta (2012). A série histórica dos dados de vazão e descarga de sedimentos do rio Machadinho foram obtidas do banco de dados da Agência Nacional de Águas – ANA.

Na calibração de vazão, obteve um Coeficiente de Nash-Sutcliffe - de 0,80, considerado adequado por Gottschalk e Motovilov (2000), já para a calibração da descarga de sedimentos obteve -11,04, o que para os padrões de Green, Van Griensven (2008), indica que o modelo não é representativo da bacia em estudo.

Souza (2015) atribuiu este resultado ao pequeno conjunto de dados observados para a descarga de sedimentos, citando outros autores que utilizaram o SWAT e que também tiveram dificuldades em calibrar variáveis com poucas informações das mesmas. Nas simulações de cenários, Souza (2015) verificou tanto um aumento da vazão, como da produção de sedimentos, quando da conversão da mata nativa em pastagem e em área urbana, analisando que o uso e ocupação do solo influenciam nas características de vazão e sedimentos.

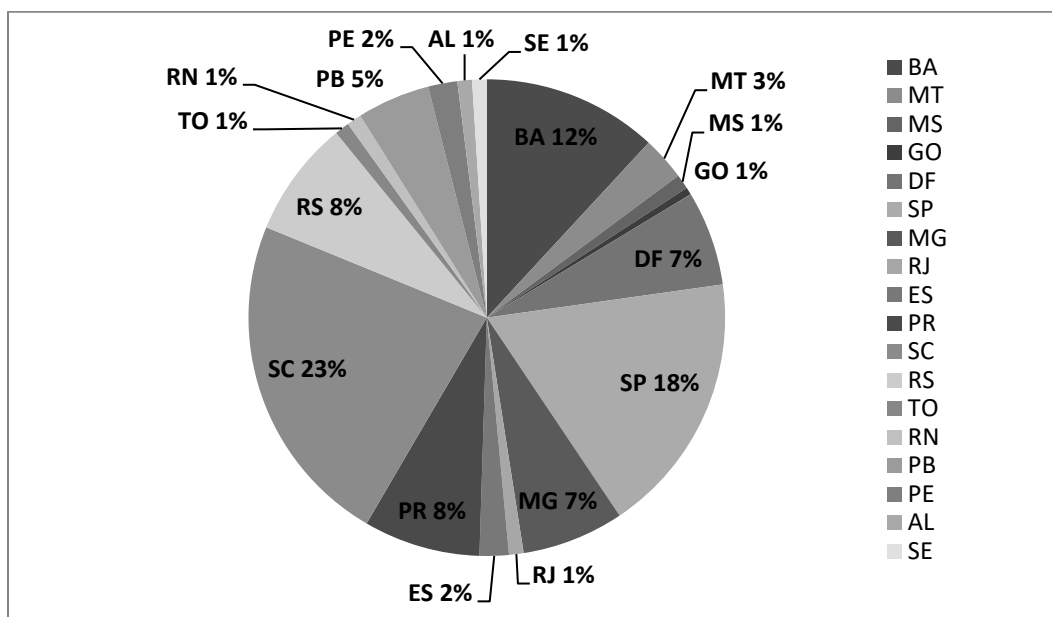
### 5.5 IMPORTÂNCIA DO MODELO SWAT NO BRASIL NA QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA

Bressiani et al. (2015) realizaram uma pesquisa de estudos publicados com SWAT no Brasil foi conduzido por um período de 14 anos (janeiro de 1999 a Março de 2013) que incluía jornais, artigos, conferências, teses, dissertações e monografias escritas em Português ou em Inglês. Teses e dissertações só foram contabilizados quando artigos do mesmo estudo não foram encontrados. Um total de 102 publicações em bacia hidrográficas brasileiras foram resultado da pesquisa. A maioria destes estudos foram identificados em português (85%), com apenas 15% em inglês, o qual destaca-se a importância do modelo e o uso dele do Brasil.

Avaliando por estados brasileiros (Figura 8) apenas um estudo relacionado com o SWAT foi publicado para os estados do Tocantins (TO), Rio Grande do Norte (RN), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Mato Grosso do Sul (MS) Goiás (GO) e Rio de Janeiro (RJ), e apenas dois estudos foram publicados em Pernambuco (PE) e Espírito Santo (ES). Não há publicações relacionadas com a SWAT em seis dos sete estados localizados na região Norte (Roraima (RR), Amapá (AP), Amazonas (AM), Pará (PA), Acre (AC) e Rondônia (RO), e por três dos estados Região Nordeste do Maranhão (MA), Ceará (CE) e Piauí (PI). O Rio Grande do Sul apresenta baixa publicações (8%), comparado aos 23% de Santa Catarina (SC) maior estado com publicações.



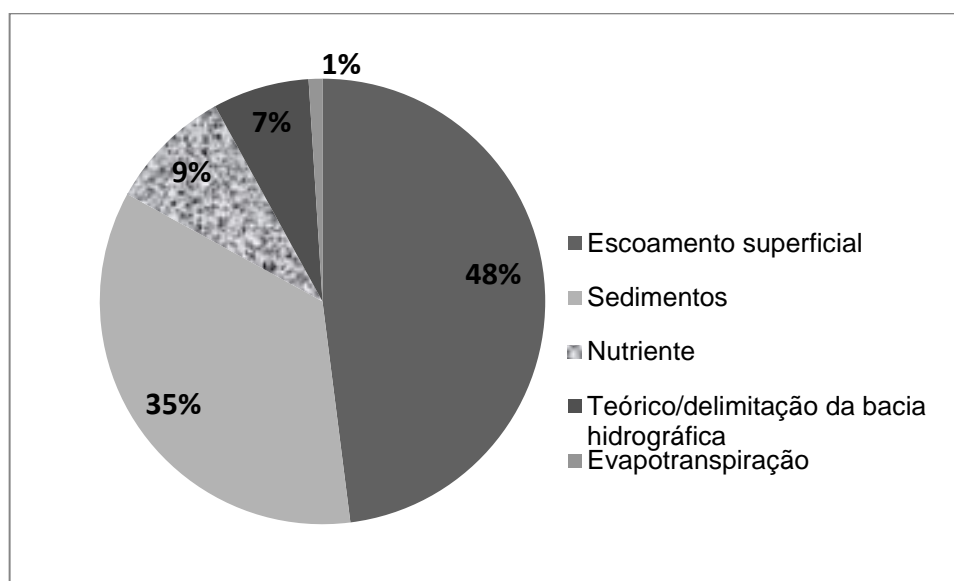
Figura 8 - Percentagens de estudos SWAT realizados por estados brasileiros avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013.



Fonte: BRESSANI et al (2015).

Na Figura 9 ilustram-se os percentuais em relação aos tipos de simulações com o modelo. Bressani et al. (2015) relatam que o maior percentual de análises com a utilização do SWAT estão focados na vazão (48%) e/ou perda de sedimentos e transporte (36%). Havia apenas alguns estudos que relataram resultados de transporte de nutrientes (9%) e menos ainda sobre aspectos teóricos/delimitação de bacias hidrográficas (6%) ou os efeitos de métodos de evapotranspiração - ET (1%). Isto evidencia a falta de estudos com aplicação do modelo no Brasil para Oxigênio Dissolvido - OD e Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO<sub>5,20</sub>. O estado com o maior número estudos de qualidade da água SWAT (nutrientes e pesticidas) é Paraná (PR), que também é o único estado onde possui uma agência governamental do SWAT para uma aplicação a qualidade da água.

Figura 9 - Tipos de simulações realizadas no Brasil com o modelo SWAT, avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013.



Fonte: BRESSANI et al (2015).

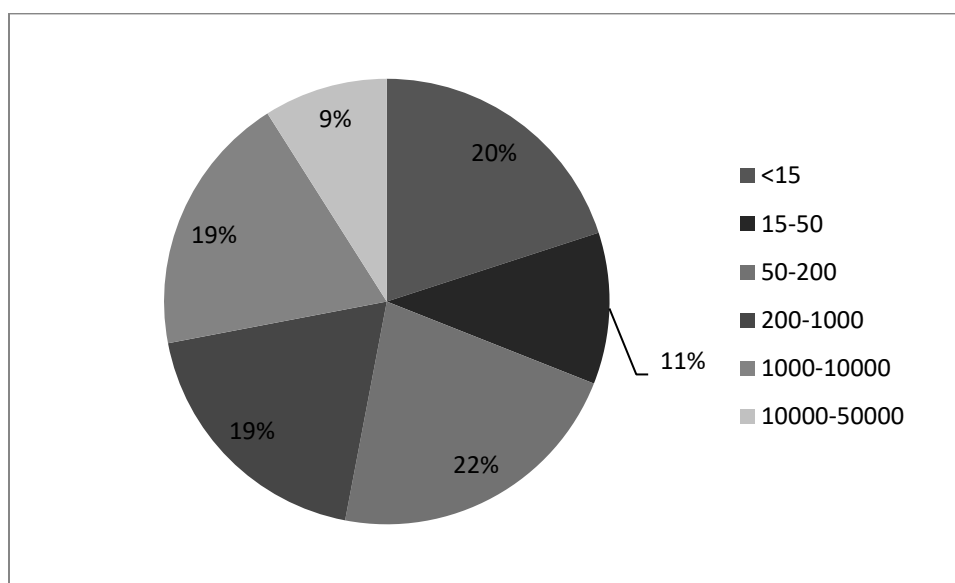
Muitos dos estudos com o modelo SWAT no Brasil estão focados em simulações com bacias hidrográficas menores que  $< 10000 \text{ km}^2$  de área (72%), alguns dos quais são bacias hidrográficas experimentais (geridos por universidades ou agências governamentais). Na Figura 10 ilustra-se a porcentagem de publicações por bacias hidrográficas, sendo 20% dos estudos foram realizados em bacias  $< 15 \text{ km}^2$  de área, e apenas 9% em bacias hidrográficas  $> 10\ 000 \text{ km}^2$ . Isto explica que há necessidade de estudos em bacias hidrográficas com área entre  $15 - 50 \text{ km}^2$  com 11% de estudos e maiores do que  $10000 \text{ km}^2$ .

Silva et al. (2008) utilizou o modelo para a análise estatística da calibração dos dados pelo método de Nash-Sutclif, encontrou o valor de NSE superior a 0,75 indicando um bom desempenho do modelo, enquanto que o valor entre 0,36 a 0,75 denotou um desempenho satisfatório para o escoamento superficial. Valores inferiores a 0,36 julgaram o modelo inaceitável.

No entanto, os modelos como o SWAT são utilizados para análise de dados com fontes pontuais e difusas, assim como análise de cenários da qualidade da água. Há sim uma escassez de trabalhos que teste a incerteza dos resultados obtidos,

devido a isso no processo de simulação devem-se testar vários cenários, varios tipos de solos, por exemplo, a fim de obter o menor indice de incertezas (WELLEN, et al., 2014).

Figura 10 - Áreas de drenagem de bacias hidrográficas realizadas no Brasil com o modelo SWAT, avaliando 102 publicações no período de janeiro de 1999 a março de 2013.



Fonte: BRESSANI et al (2015).

Ferrigo e Minoti (2015) avaliaram a bacia hidrográfica do Lago Descoberto Localizada no Distrito Federal - DF e Estado de Goiás, o qual inclui o reservatório que atualmente é responsável por 63% do abastecimento público de água no DF. O objetivo do estudo foi avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT em estimar as vazões afluentes do balanço hídrico do lago de abastecimento e prever a disponibilidade hídrica ao final de um período de estiagem. Os resultados encontrados sugerem que o modelo SWAT pode ser considerado uma ferramenta promissora na previsão da produção de água de bacias afluentes auxiliando no cálculo do balanço hídrico de reservatórios, e conseqüente estimativa na disponibilidade hídrica.

Rodrigues et al. (2015) investigaram a influência dos reflorestamentos na manutenção e no equilíbrio do ciclo hidrológico na bacia do Rio Pará, utilizando o

modelo hidrológico SWAT. Os resultados evidenciam a eficiência da modelagem ambiental como método a fim detectar impactos no balanço hídrico decorrentes de alterações da cobertura vegetal. Os resultados também evidenciaram que as alterações a curto e médio prazo no uso e cobertura do solo de uma bacia podem acarretar impactos maiores ou menores em função das variáveis físicas e climáticas do regime hídrico. A curva de permanência sugere a existência de grandes armazenamentos naturais indicando um alto grau de resiliência do comportamento hidrológico.

Narula e Gosain (2013) avaliaram a distribuição temporal e espacial da disponibilidade de água, incluindo recarga do lençol freático e qualidade (cargas de nitratos não pontuais) para um divisor de águas do Himalaia utilizando o modelo SWAT. Estas bacias estão cada vez mais sujeitas a pressões antrópicas e climáticas que afetam a distribuição espacial e temporal da disponibilidade de água. Os resultados sobre os níveis de escoamento de águas subterrâneas e de superfície obtidos como saídas de simulação mostram uma boa comparação com as vazões observadas e níveis de água subterrânea (Nash-Sutcliffe e R (2) com correlações +0,7), evidenciando a importância do ciclo hidrológico com o modelo que engloba importantes as variáveis do ciclo hidrológico.

No Sudoeste da China em uma bacia hidrográfica com clima subtropical úmido, no período de 2002 à 2010, Lin et al. (2015) avaliaram o escoamento superficial em escala anual, mensal e diário. O escoamento foi então simulado pelo modelo SWAT e utilizaram-se cenários de uso do solo distintos (com floresta reduzida, aumento da área plantada e uma área urbanizada), utilizando a mesma entrada meteorológica.

Os resultados mostraram que o escoamento anual teve o menor aumento de escoamento superficial em dois cenários, os mensais tiveram taxas médias aumentadas em todos os meses (exceto outubro e novembro) e o escoamento diário apresentaram as maiores taxas de aumentos de picos de cheias, mas diminuído em períodos de seca, devido a influência da perda por interceptação, evapotranspiração, percolação e armazenamento de água no solo antecedente, revelando-se o SWAT adequado para analisar os impactos das mudanças de uso do solo.

Para o ciclo de nutrientes na fase terrestre o modelo SWAT simula o nitrogênio orgânico e mineral (N) e o fósforo (P), separando cada etapa de componente. Então, N e P podem aumentar ou diminuir dependendo de sua transformação, adição ou

perdas ocorridas dentro de cada etapa componente (GREEN; VAN GRIENSVEN, 2008; NEITSCH et al., 2005).

Os estudos a seguir (Quadro 3) apresentam a relação do modelo SWAT no Brasil utilizando cargas difusas em pequenas bacias hidrográficas, no entanto quando se utilizam cargas difusas de parâmetros de qualidade da água esses dados são escassos, e inexistem publicações que simulem OD e DBO<sub>5,20</sub>.

Quadro 3 - Relação de alguns trabalhos envolvendo parâmetros de qualidade da água em regiões brasileiras.

Autor (ano)	Título do Trabalho	Local de Aplicação e Área	Parâmetros de qualidade da água
UZEIKA et al. (2012)	<i>Aplicabilidade do modelo SWAT a simulação hidrossedimentológica em uma pequena bacia hidrográfica rural.</i>	Arvorezinha, na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul 1,19 Km <sup>2</sup>	Vazão e sedimentos
Avaliaram a produção de sedimentos em três diferentes cenários de uso e manejo de solo (floresta, cultivo do fumo em sistema convencional e mínimo). A aplicabilidade do modelo foi avaliada através da comparação dos resultados hidrológicos e sedimentológicos simulados, sem utilização da calibração, com valores observados obtidos para uma série de dados de cinco anos de monitoramento hidrossedimentológico (2002-2006). Os resultados da simulação do escoamento superficial para a escala de tempo diário não foram satisfatórios, enquanto que valores mensais e anuais foram mais adequados. Para a vazão líquida, da mesma forma que para o escoamento superficial, as melhores simulações foram verificadas também para vazões mensais e anuais. Já a produção de sedimentos os resultados não foram satisfatórios, tanto para simulações diárias como mensais e anuais.			
BONUMA et al. (2012)	<i>Simulando transporte de sedimentos utilizando modelo SWAT modificado.</i>	Arroio do Lino, Agudo/RS 4,8 Km <sup>2</sup>	Vazão e sedimentos
O modelo foi modificado e testado neste estudo para simular a capacidade de transporte de sedimentos. Os resultados da simulação para o modelo modificado indicou que aproximadamente 60% do solo foi depositado ao longo da paisagem antes que ela atinja os canais de rio, demonstrando a capacidade do modelo modificado para simular a produção de sedimentos em bacias hidrográficas com declives acentuados.			
BALTOKO SKI, et al. (2010)	<i>Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – pato branco (PR).</i>	Pato Branco e Mariópolis (PR) 52,97 Km <sup>2</sup>	Fósforo
As médias anuais e mensais observadas de vazão e P total foram comparadas aos dados simulados. O modelo o SWAT 2005 realizou de forma aceitável as simulações de vazão e de exportação de P total. Já com frequência de amostragem irregular e pequeno número de dados, os procedimentos de análise de sensibilidade e de autocalibração não foram eficientes para a bacia hidrográfica em questão, na calibração do modelo SWAT 2005 para a simulação de vazão e exportação de P total.			
LUBITZ (2009)	<i>Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à Bacia do ribeirão Concórdia</i>	Lontras (SC) 30,74 Km <sup>2</sup>	Nutrientes (nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato)
A avaliação realizada por meio de comparação entre dados medidos e simulados de vazão e de concentrações de sedimentos e nutrientes (nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato) no canal, após análises de sensibilidade de parâmetros e calibração manual, para o período compreendido entre os anos de 2006 e 2009. O principal índice utilizado na avaliação de desempenho do modelo foi o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE). Os resultados tiveram um bom ajuste para as simulações na escala de tempo mensal para vazão (COE = 0,88) e sedimentos (COE = 0,84).			

Entretanto, as simulações diárias revelaram que limitações nos dados de entrada e na parametrização afetaram profundamente a eficiência do modelo.			
ROCHA et al (2012)	<i>A contribuição de práticas conservacionistas reduzindo o escoamento, perda de solo e transporte de nutrientes no nível das bacias</i>	São Bartolomeu	Fósforo e nitrogênio
O estudo avaliou contribuição de práticas de conservação na redução do escoamento em solo e as perdas de nutrientes. A modelagem identificou áreas críticas sobre a produção de sedimentos, escoamento e perda de nutrientes. Depois disso, as práticas de conservação destinadas a reduzir os impactos de tais processos foram simulados, os resultados mostraram um aumento da infiltração de água na bacia e reduções de Escoamento anual (18%), Sedimento (66%), Nitrogênio total (25%) e fósforo (30%). Intervenções que priorizem práticas de gestão adequadas pode ser altamente eficiente e evitar mudanças no uso da terra consolidadas.			

## 5.6 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NO MODELO SWAT

A simulação hidrológica da bacia hidrográfica realizada pelo modelo SWAT apresenta duas fases: a fase terrestre e a fase canal. A fase terrestre controla o volume de água e as cargas de sedimentos, nutrientes e pesticidas carregadas em direção ao curso d'água principal em cada sub-bacia. Já a fase canal simula os processos envolvidos na propagação do escoamento e transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas, aportados da fase terrestre, ao longo da rede de drenagem da bacia hidrográfica (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994).

O modelo SWAT fornece dois métodos para estimar o escoamento superficial: o método do número de curva do SCS (*Soil Conservation Service*) e o método de *Green* e *Ampt* (SRINIVASAN et al., 1998). A vazão de pico é estimada pelo modelo com base em uma modificação do método racional e o tempo de concentração da bacia hidrográfica é estimado através da fórmula de Manning, tanto para o escoamento terrestre quanto para o escoamento no curso d'água.

O perfil de solo é subdividido em múltiplas camadas, nas quais ocorrem processos como infiltração, evaporação, fluxo lateral subsuperficial e percolação para camadas mais profundas. De modo a estimar o fluxo de água no interior das camadas de solo, o modelo SWAT utiliza uma rotina de capacidade de armazenamento de água (SRINIVASAN et al., 1998). Fluxos descendentes ocorrem quando a capacidade de campo de uma camada de solo é excedida e a camada abaixo não está saturada. Percolação a partir das camadas mais profundas de solo recarregam os aquíferos rasos. Já o fluxo lateral subsuperficial é estimado simultaneamente com a percolação.

A determinação da produção de água na bacia hidrográfica tem como base então a equação do balanço hídrico, considerando-se quatro volumes de controle: reservatórios superficiais, subsuperficiais, subterrâneos rasos ou livres e subterrâneos profundos. A equação 1 representa o balanço hídrico na bacia hidrográfica (SRINIVASAN, 1998):

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w - Q_{gm})^3 \quad (1)$$

Em que:

$SW_t$  = conteúdo final de água no solo (mm);

$SW_o$  = conteúdo inicial de água no solo dia i (mm);

t = tempo (dias);

R<sub>day</sub> = precipitação no dia i (mm);

Q<sub>surf</sub> = escoamento superficial no dia i (mm);

E<sub>a</sub> = evapotranspiração no dia i (mm);

w = percolação no dia i (mm);

Q<sub>gm</sub> = fluxo de retorno (ascensão capilar) no dia i (mm).

A vazão de pico pode ser determinada por uma modificação do Método Racional. O escoamento superficial também pode ser determinado pelo método *Curva-Número do Soil Conservation Service* (NEITSCH et al., 2011).

O modelo estima a evaporação para os solos e plantas separadamente. A evapotranspiração potencial pode ser estimada de acordo com os métodos de *Penman – Monteith* (MONTEITH, 1965), *Priestley – Taylor* (PRIESTLEY; TAYLOR, 1972) ou *Hargreaves* (HARGREAVES; SAMANI, 1985), dependendo dos dados disponíveis.

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica é estimada pelo modelo SWAT de acordo com a Equação Universal da Perda de Solos Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation* - MUSLE) desenvolvida por Williams e Berndt (1977). A rotina para

a simulação da produção de sedimentos consiste em duas componentes operando simultaneamente: deposição e degradação.

A perda de solo pode ser determinada a partir da Equação Universal de Perda de Solo, o qual utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos, conforme ilustra a equação

Para o SWAT, o transporte de sedimentos na rede de drenagem ocorre em razão de processos simultâneos de desagregação das partículas (cisalhamento hidráulico) e deposição no canal, o resultado é determinado por meio da equação simplificada sugerida por Bagnold (Williams, 1975), com base na definição de potência do fluxo.

É possível então, determinar quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos. A MUSLE é definida de acordo com a Equação 2.

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

Em que:

Sed: perda do solo por unidade de área (ton);

$Q_{surf}$ : volume de escoamento superficial (mm/ha);

$Q_{peak}$ : índice máximo de escoamento (m<sup>3</sup>/s);

$area_{hru}$ : área de cada unidade de resposta hidrológica (ha);

$K_{USLE}$ : fator de erodibilidade do solo;

$C_{USLE}$ : fator de uso e manejo;

$P_{USLE}$ : fator práticas conservacionistas;

$LS_{USLE}$ : fator topográfico; e

$CFRG$ : fator de fragmento bruto.

A deposição no canal principal e na planície de inundação das sub-bacias é baseada na velocidade de sedimentação da partícula de solo, a qual é determinada utilizando-se a Lei de *Stokes*, que refere-se à força de fricção experimentada por objetos esféricos que se movem no seio de um fluido viscoso, num regime laminar de números de Reynolds de valores baixos (STREETER, 1978). O modelo determina a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pelo canal em cada



sub-bacia e compara com a concentração inicial de sedimentos. Uma vez que a concentração inicial de sedimentos for superior a concentração máxima de sedimentos, ocorre deposição, caso contrário ocorre degradação (erosão).

Quanto a produção dos nutrientes nitrogênio e fósforo, o SWAT simula o ciclo completo. O nitrogênio pode ser adicionado ao solo pela ação antrópica com a aplicação de fertilizantes em áreas agrícolas ou despejo de efluentes domésticos, ou por fontes naturais como a mineralização da matéria orgânica, fixação por bactérias e transporte por água da chuva. Os processos de mineralização, decomposição, imobilização, nitrificação, volatilização da amônia, desnitrificação, nitrogênio proveniente da chuva, fixação bacteriana, movimento ascendente de nitrato na água e lixiviação também são simulados.

Com relação ao fósforo, este pode ser adicionado ao solo pela aplicação de fertilizantes. O modelo SWAT simula os processos de mineralização, decomposição, imobilização, sorção de fósforo inorgânico e lixiviação. Tanto para o fósforo quanto para o nitrogênio, o modelo considera os nutrientes adsorvidos aos sedimentos, os quais são depositados no fundo do canal, e os dissolvidos na água, sendo transportados pelo fluxo de água ao longo do canal.

Determinados fatores devem ser considerados na modelagem, como a representatividade do parâmetro de qualidade da água, indicador das fontes de poluição, dos processos que ocorrem na bacia e no corpo d'água e a possibilidade do poluente ser representado por meio de um modelo.

A relevância de cada parâmetro de qualidade da água normalmente é determinada por padrões de qualidade estabelecidos por técnicos qualificados, de acordo com os usos da água. Os parâmetros que, apresentarem valores em desacordo com padrões determinados, pela legislação vigente, deverão requerer maior atenção e controle.

A concentração de Oxigênio dissolvido é determinada pela concentração de saturação em função da temperatura, conforme ilustra a Equação 3.

$$C_s = 14,652 - 0,41022.T + 7,9910.T^2 - 7,7774.10^{-5}.T^3 \quad (3)$$

Em que:

T = Temperatura (°C);

$C_s$  = Concentração de saturação (mg/L).

No Brasil o enquadramento e classificação dos corpos d'água segundo seus usos preponderantes, é realizado em função de limites de concentração de uma série de parâmetros de qualidade estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (2005) por meio da resolução CONAMA nº 357 de 2005.

As atividades naturais ou antrópicas alteram as características físicas, químicas e biológicas dos corpos d'água. Inúmeros parâmetros avaliam a qualidade das águas. A Resolução CONAMA 357/05, indica os limites de vários parâmetros para o enquadramento de corpos hídricos. Quando se deseja monitorar, analisar ou modelar a qualidade da água em uma bacia hidrográfica deve-se selecionar os parâmetros a serem analisados.

O oxigênio dissolvido é essencial para os organismos aeróbios, na estabilização da matéria orgânica, as bactérias o utilizam nos processos respiratórios reduzindo sua concentração, se totalmente consumido, tem-se as condições anaeróbias, sendo o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos.

No modelo SWAT para determinar a concentração de oxigênio dissolvido - OD do escoamento superficial, o consumo de oxigênio pela substância que demanda oxigênio no escoamento é subtraído da concentração de saturação (a qual pode ser determinada com base na altitude e temperatura da água), conforme a Equação 4 (SRINIVASAN et al., 1998):

$$OX_{surf} = OX_{sat} - K1 * c_{dbo} * \frac{t_{ov}}{24} \quad (4)$$

Em que:

$OX_{surf}$ : concentração de OD no escoamento superficial (mg  $O_2$  /L);

$OX_{sat}$ : concentração de OD de saturação (mg  $O_2$  /L);

K1: taxa de desoxigenação (1/d);

$c_{dbo}$ : concentração de  $DBO_{5,20}$  no escoamento superficial (mg  $DBO_{5,20}$  /L);

$t_{ov}$ : tempo da concentração de escoamento superficial (h).

A  $DBO_{5,20}$  é um parâmetro de qualidade da água em que se determina indiretamente a quantidade de oxigênio, expressa em mg/L, necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica biodegradável, pela atuação de microorganismos, principalmente bactérias, num período de cinco dias a 20°C.

Se houver grande quantidade de efluentes domésticos, haverá grande quantidade de matéria orgânica e as bactérias necessitarão de uma grande quantidade de oxigênio para estabilizar essa matéria orgânica. Isto significa alta demanda bioquímica de oxigênio.

A concentração de  $DBO_{5,20}$  no escoamento superficial é determinada pelo modelo por meio da Equação 5 (SRINIVASAN et al., 1998):

$$c_{dbo} = \frac{2.7 * orgC}{Q_{surf} * area} \quad (5)$$

Em que:

$c_{dbo}$ : concentração de  $DBO_{5,20}$  no escoamento superficial (mg  $DBO_{5,20}$ /L);

OrgC: Carbono orgânico no escoamento superficial (kg orgC);

$Q_{surf}$ : escoamento superficial em um determinado dia (mm  $H_2O$ );

Área: área da unidade de resposta hidrológica ( $km^2$ ).

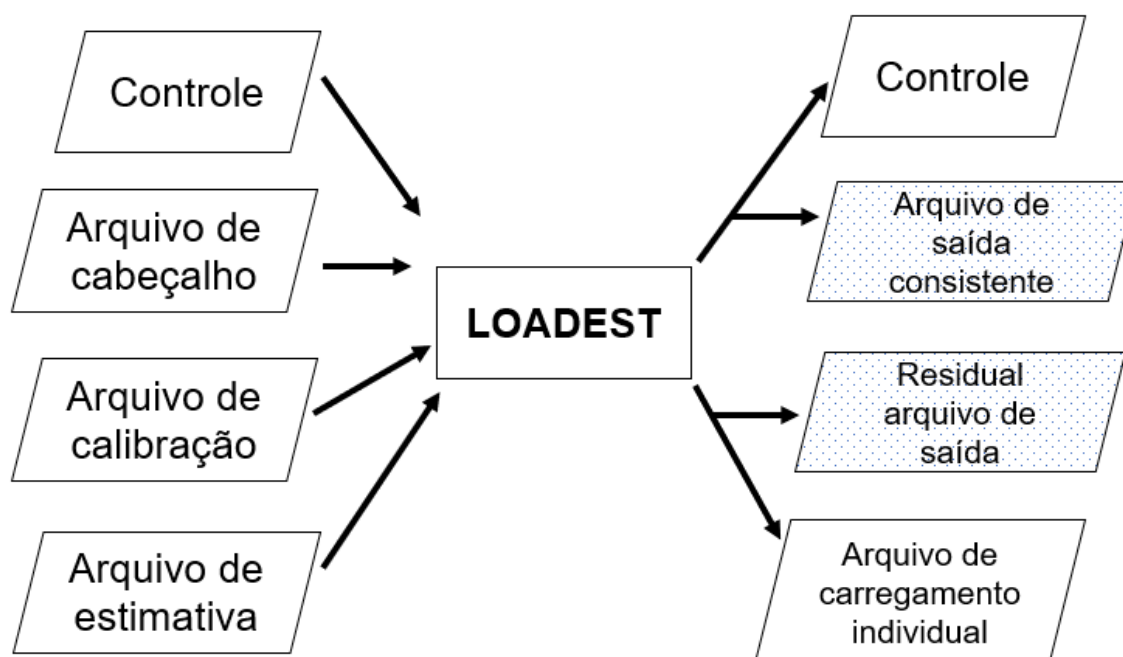
Simulações de qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras (BALTOKOSKI, et al., 2010; LUBITZ, 2009) e de outros países (GASSMAN et al., 2007) tem utilizado estes parâmetros para determinação da qualidade da água. É de extrema importância não só analisar o corpo hídrico e sim a bacia hidrográfica num todo, identificando as fontes de poluição, o uso e as atividades incluídas naquele solo, as características físicas do sistema e o comportamento hidrológico na bacia hidrográfica.

Pode-se comparar as concentrações de OD e  $DBO_{5,20}$  simuladas pelo modelo SWAT com dados observados em campo para o período simulado, de modo a avaliar, a capacidade deste modelo para a modelagem da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim com base nos dados disponíveis existentes. Os dados resultantes da simulação serão espacializados na área da bacia hidrográfica

ao longo do tempo e poderão ser correlacionados com as práticas de uso e ocupação do solo desenvolvidas na região, de modo que se possa determinar as práticas de uso do solo mais nocivas à qualidade das águas e as áreas da bacia hidrográfica carentes de práticas conservacionistas.

O LOADEST é um programa *FORTRAN* para estimar cargas constituintes em córregos e rios, criado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) e auxilia no desenvolvimento de modelos de regressão para estimar cargas de nutrientes Runkel et al (2004). Dado uma série temporal de vazão, variáveis de dados adicionais e concentração de constituintes, o LOADEST ajuda o usuário a desenvolver um modelo de regressão para a estimativa da carga constituinte (calibração). A estrutura de entrada e saída no modelo LOADEST é apresentada na figura 11.

Figura 11 – Arquivos de entrada e saída do modelo LOADEST.



Fonte: RUNKEL et al. (2004).

A regressão forma um modelo linear, em que o logaritmo do fluxo instantâneo é relacionado com uma ou mais variáveis explicativas, neste caso, com a vazão e a concentração de sólidos suspensos (equação 6).

$$\ln(L) = a_0 + \sum_{j=1}^{NV} a_j X_j \quad (6)$$

Em que:

$a_0$  e  $a_j$  : coeficientes do modelo;

NV: o número de variáveis explicativas;

$X_j$ : uma variável explicativa.

A equação 7 é então exponenciada para se obter uma estimativa do fluxo instantâneo, conforme a expressão:

$$L_{RC} = \exp \left( a_0 + \sum_{j=1}^M a_j X_j \right) \quad (7)$$

Em que:

$L_{RC}$  : corresponde a curva de passagem estimada do fluxo instantâneo de sedimentos.

Existem três métodos de estimativa estatística usados na calibração e estimativa do LOADEST: Adjusted Maximum Likelihood Estimation (AMLE), Maximum Likelihood Estimation (MLE) e Least Absolute Deviation (LAD). Os dois primeiros métodos, AMLE e MLE, são apropriados para quando os erros do modelo de calibração seguem a distribuição Normal. O terceiro método, LAD, quando os dados não seguem a distribuição normal é uma alternativa à estimativa da probabilidade máxima.

No arquivo de calibração, a informação utilizada para calibrar o modelo de regressão (observações concentração) é armazenado. Para a configuração de um modelo de regressão, o LOADEST precisa de pelo menos 12 observações de

concentração, sete das quais devem ser sem censura acima do limite de detecção em laboratório. A necessidade de um uma pequena quantidade de observações limita a aplicação do LOADEST para a estimativa de erosão em bacias hidrográficas.

O arquivo de estimativa contém o período de estimativa para o modelo de regressão. A vazão é essencial para a estimativa da carga de poluente, e deve estar disponível para todos os dias estimados.

## 5.7 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO SWAT

O SWAT é extremamente sensível à qualidade dos dados de entrada referentes ao solo, assim antes da simulação é essencial realizar uma análise de sensibilidade de maneira que se consiga diminuir as incertezas e aumentar a confiança nos resultados gerados (DI LUZIO et al., 2005; VEITH et al., 2010; STRAUCH et al., 2012; UZEIKA et al., 2012; ZHANG; XU; FU, 2014) a fim de se obter na calibração (embora demorada) que os dados obtidos em campo sejam comparados aos dados da simulação.

De acordo com Van Griensven et al (2006) são utilizados dois métodos de análise de sensibilidade que identificam os parâmetros que exercem maior influência sobre os dados gerados: *Latin-Hypercube* (LH) e *One factor at a time* (OAT). Por meio desses dois métodos e a partir dos dados observados, a análise de sensibilidade é efetuada. Mudando-se o valor de um parâmetro por vez a cada simulação executada e avaliando-se a resposta do modelo com relação aos dados medidos, é possível fornecer uma classificação desse parâmetro em razão do grau de sensibilidade.

A análise de sensibilidade no SWAT é realizada pela ferramenta *Sensitivity Analysis* não permite que se defina as variáveis a serem analisadas (no total de 27) pelo default do modelo. Como resultado é obtido um arquivo que contém a posição dos parâmetros analisados começando de 1 (maior sensibilidade) e podendo chegar até 35 (menor sensibilidade).

De forma manual, é permitido alterar cada parâmetro isoladamente mantendo os demais constantes, e verifica-se as alterações nos resultados obtidos. Posteriormente determina-se o Índice de Sensibilidade - IS aos parâmetros de entrada. Assim, cada um dos parâmetros de entrada pode ser alterado isoladamente, mantendo-se os demais constantes, a fim de verificar mudanças nos resultados

obtidos, calculando-se, posteriormente, o índice de sensibilidade do modelo aos parâmetros de entrada (IS) por meio da equação 8 (NEARING et al., 1990).

$$IS = \frac{\frac{R_1 - R_2}{R_{12}}}{\frac{E_1 - E_2}{E_{12}}} \quad (8)$$

Em que:

R<sub>1</sub>: resultado obtido com o modelo para o menor valor de entrada;

R<sub>2</sub>: resultado obtido com o modelo para o maior valor de entrada;

R<sub>12</sub>: média dos resultados obtidos com o menor e o maior valores de entrada;

E<sub>1</sub>: menor valor de entrada;

E<sub>2</sub>: maior valor de entrada;

E<sub>12</sub>: média dos valores de entrada.

O valor de IS representa a mudança normalizada gerada na saída do modelo para uma mudança normalizada na entrada dos dados. Quanto maiores os índices, mais sensível é o modelo ao parâmetro, enquanto valores próximos a zero indicam que o modelo não apresenta sensibilidade. O sinal de IS representa a relação entre o valor de entrada e o resultado, configurando que valores negativos indicam que o valor de entrada e o resultado são inversamente proporcionais, enquanto valores positivos indicam que estes são diretamente proporcionais.

Finalizada a análise de sensibilidade, os parâmetros identificados como os mais sensíveis são quase sempre utilizados para a calibração do modelo. Assim, a análise de sensibilidade deve ser associada à calibração, a fim de se extrair o máximo das potencialidades e recursos do modelo, conduzindo à melhor consistência dos dados gerados e à conseqüente aplicabilidade na área em estudo ou sua extrapolação para outras áreas semelhantes.

## 5.8 DESEMPENHO DO MODELO

Para avaliar o desempenho do SWAT foi utilizado as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de *Nash-Sutcliffe* (NSE) (Equação 9). A correlação perfeita entre dados simulados e observados é expressa por um valor de  $NSE = 1$  (Equação 3). Para classificação do desempenho do SWAT foi adotada a escala definida por Moriasi et al. (2007): Muito bom:  $NSE \geq 0,65$ ; Bom:  $0,65 > NSE \geq 0,54$ ; satisfatório:  $0,54 > NSE \geq 0,50$ .

$$NSE = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q^{mean})^2} \quad (9)$$

Em que:

NSE: coeficiente de Nash e Sutcliffe;

n: número total de observações;

$Q_{i\text{ obs}}$ : vazão observada;

$Q_{i\text{ sim}}$ : vazão simulada;

$Q_{\text{mean}}$ : média da vazão observada no período.

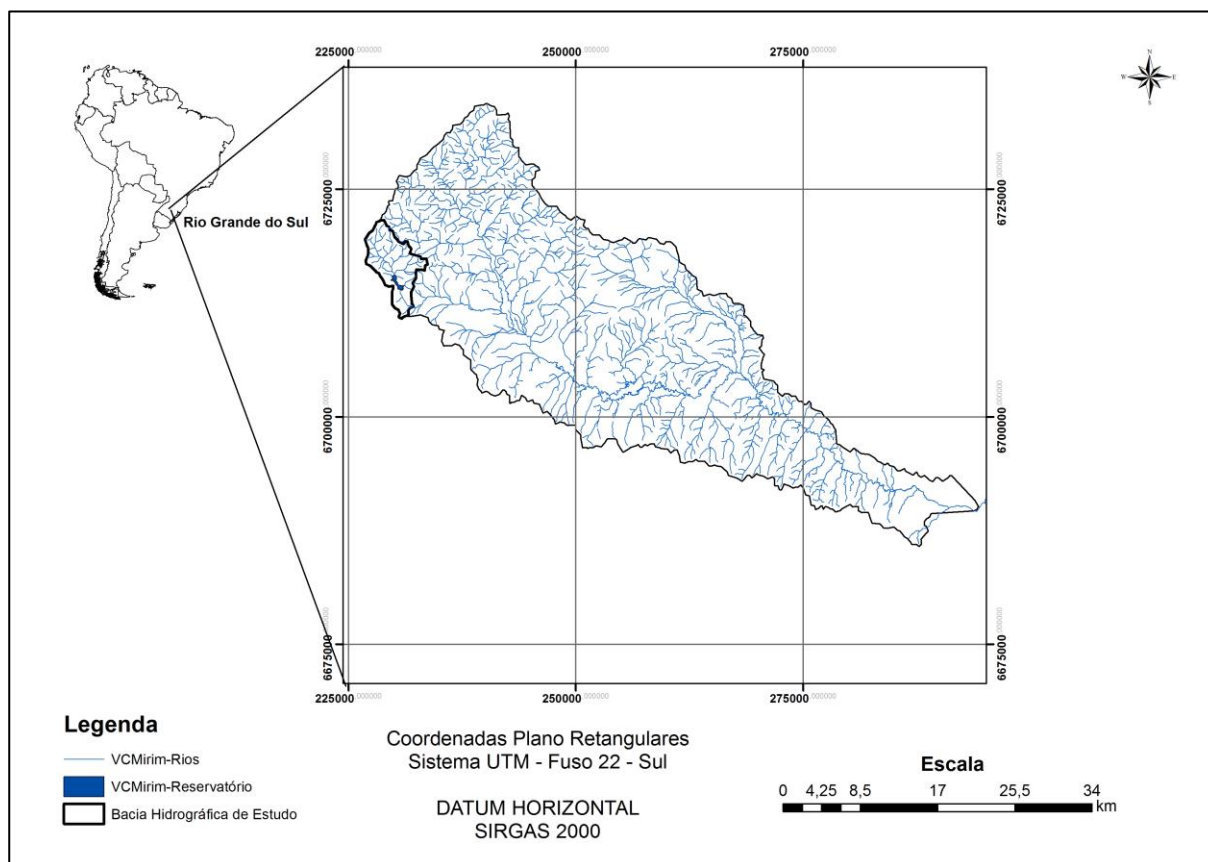


## 6 MATERIAL E MÉTODOS

### 6.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está situada entre as coordenadas geográficas  $53^{\circ} 46' 30''$  a  $53^{\circ} 49' 29''$  de longitude Oeste e  $29^{\circ} 36' 55''$  a  $29^{\circ} 39' 50''$  de latitude Sul (Figura 12), contendo 4 estações de monitoramento Rancho do Amaral e Menino Deus IV sequenciais. Menino Deus II paralela à bacia hidrográfica Menino Deus IV, e as duas contribuintes ao reservatório de abastecimento público do município de Santa Maria-RS. E a Bacia hidrográfica João Goulart a jusante do reservatório. O presente estudo tem como base a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, localizado na região central do estado do Rio Grande do Sul.

Figura 12 - Área de estudo localizada na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim - RS.



Fonte: Autora (2018).

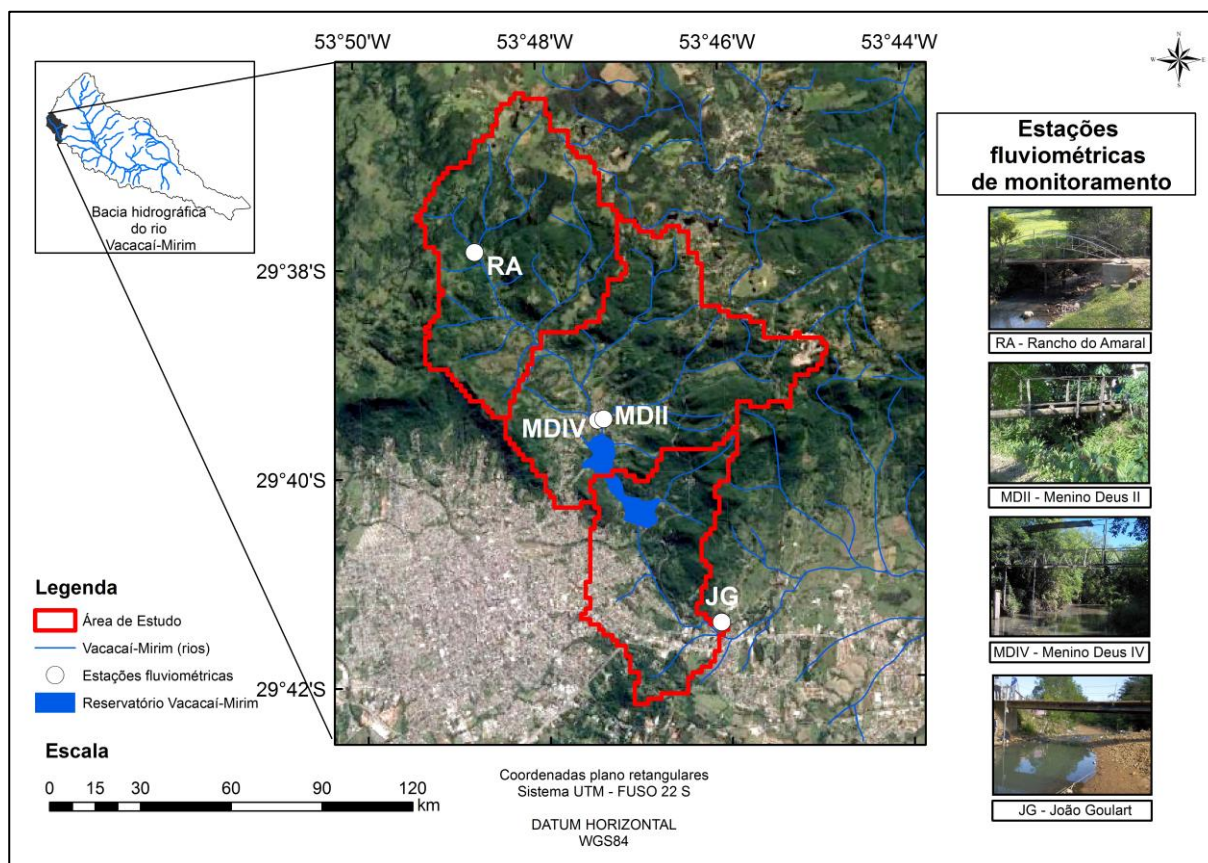
Na parte alta da bacia está localizado o reservatório de abastecimento público de Santa Maria denominado DNOS por ter sido construído pelo extinto Departamento Nacional de Obras de Saneamento, com uma área inundada de 0,74 km<sup>2</sup>, volume de 3,8.10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> e capta água de uma área de aproximadamente 29 km<sup>2</sup>, sendo responsável pelo abastecimento de água de, aproximadamente, 30% da cidade de Santa Maria (KUCHINCKI; GASTALDINI, 2018).

O reservatório além de abastecer o município é utilizado para práticas de lazer por uma associação de canoístas da região, e constantemente observa-se pessoas realizando a atividade de pesca nas margens da área alagada. Ocorre também o lançamento de efluentes em vários pontos da área, visto que existem nas margens diversas habitações sem infraestrutura sanitária. A área a montante e a jusante ao reservatório de abastecimento tem alto nível de degradação ambiental, devido à retirada da cobertura vegetal e de áreas ocupadas pela agricultura próxima ao curso d'água.

O Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - GHIDROS da Universidade Federal de Santa Maria monitora três bacias de contribuição ao reservatório de abastecimento do município (Menino Deus IV, Menino Deus II e Rancho do Amaral) e uma área incremental a jusante do reservatório denominada João Goulart. Estas bacias hidrográficas contêm nos seus exutórios seções de monitoramento (Figura 13) estações fluviométricas que foram instaladas e monitoradas em período seco e período chuvoso. O período de tempo seco, destina-se a dias que não houve precipitação pluviométrica. Os períodos com precipitação são momentos que as amostras de qualidade da água foram coletados enquanto a vazão do rio está subindo com o auxílio do amostrador de nível ascendente (posteriormente descrito).

As seções de monitoramento incluem pontes hidrométricas, régua linimétrica, sensor de turbidez e linígrafos eletrônicos com registro de tempo de minuto, e medições de parâmetros de qualidade da água.

Figura 13 - Área de estudo com as seções de monitoramento.



Fonte: Autora (2018).

Na Tabela 1 estão apresentadas as características físicas da bacia até as seções de medição Rancho do Amaral, Menino Deus IV, Menino Deus II e da área incremental até a estação de medição João Goulart, características estas delimitadas com ArcSwat. A bacia menino Deus II possui maior porcentagem de mata nativa. As bacias hidrográficas Menino Deus II e IV possuem maior percentual de mata nativa e a bacia hidrográfica MDIV, maior contribuição de área para a barragem de abastecimento.

A bacia hidrográfica Rancho do Amaral possui área de 4,5 km<sup>2</sup>, comprimento do rio principal é de 7,43 km, com tempo de concentração de 96,6 min. A bacia hidrográfica Menino Deus II é paralela a bacia Menino Deus IV, os córregos se juntam mais abaixo da estação MDIV, possui uma área de 5,0 km<sup>2</sup>, comprimento do rio principal de 0,89 km e maior percentual de mata nativa. A bacia hidrográfica Menino

Deus IV possui comprimento do rio principal de 3,87 km com tempo de concentração de 54 min e apresenta a maior área das sub-bacias de estudo (18,6 km<sup>2</sup>). Ao sul do reservatório de abastecimento contém a sub-bacia hidrográfica João Goulart com maior percentual de área impermeável (17%) e agricultura (50%), com comprimento do rio principal de 2,86 km e tempo de concentração de 65 min.

Tabela 1 - Dados físicos da bacia hidrográfica de estudo.

Bacia hidrográfica	Rancho do Amaral (2008)	Menino Deus IV (2012)	Menino Deus II (2012)	João Goulart (2014)
Área (km <sup>2</sup> )	4,5	18,6	5,0	5,78
Mata nativa (%)	55,8	56,6	<b>63,8</b>	17,3
Campo (%)	<b>39,4</b>	<b>37,3</b>	24,4	14,8
Agricultura (%)	3,6	5,3	8,5	<b>50,0</b>
Impermeável (%)	-	0,3	3,2	<b>17,4</b>
Declividade média (%)	22,64	28,92	26,8	26,8
Comprimento de rampa (km)	0,66	0,188	0,086	0,59
Comprimento do rio principal (km)	<b>7,43</b>	<b>3,87</b>	<b>0,89</b>	<b>2,86</b>
Fator de forma (kf)	0,28	0,335	0,669	0,71
Coeficiente de compacidade (kc)	1,27	1,87	1,46	1,13
Tempo de concentração (min)	96,6	54	6,87	65

Fonte: Autora (2018); FELTRIN et al. (2013).

O relevo da região é acidentado com fortes ondulações, possui vales em forma de “V” por onde correm os cursos d’água constituintes do sistema de drenagem das sub-bacias hidrográficas (FELTRIN et al., 2013).

## 6.2 MONITORAMENTO QUANTITATIVO

### 6.2.1 Caracterização do clima e precipitação

O clima da região é denominado mesotérmico e úmido e definido de acordo com a classificação de Köpen, como do tipo fundamental Cfa, caracterizado com subtropical úmido, com verões quentes e sem estação seca (MONERO, 1961). Os principais fatores que interferem neste clima são: latitude e longitude,

continentalidade, orografia e circulação secundária da atmosfera (HELDWEIN et al., 2009).

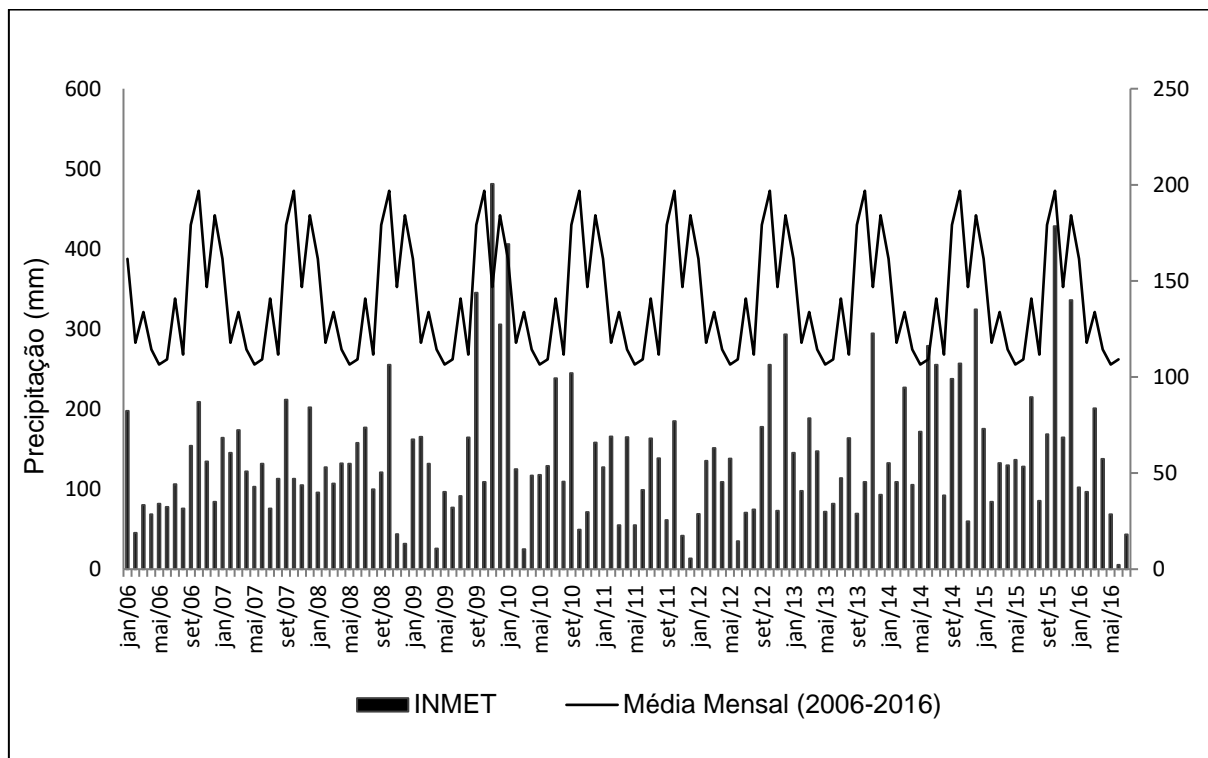
A temperatura média anual, no período de 1912-2004, é de 19,1 °C. O mês mais quente é janeiro, com temperatura média normal de 24,7 °C; o calor diminui gradualmente até junho e julho, quando a média diária mensal atinge 13,8 °C logo após as temperaturas voltam a aumentar fechando o ciclo (HELDWEIN et al., 2009).

A disponibilidade de radiação solar e de insolação (tempo em que não há sombreamento por nuvens e nevoeiro) em Santa Maria é uma das menores do estado do Rio Grande do Sul devido a duas principais causas: alta frequência de nevoeiros (92 dias por ano) e nebulosidade ligeiramente maior (HELDWEIN et al., 2009). O valor normal de insolação não atinge 5,1 horas por dia, de junho a agosto. Entretanto, a duração astronômica do dia varia ao longo do ano desde o máximo de 13 h: 55 min em 21 de dezembro a 10 h: 05 min em junho. A disponibilidade de energia solar é máxima em dias límpidos, entre 15 e 25 de dezembro, atingindo valor máximo de 28,7 MJ m<sup>2</sup>/dia e mínima na segunda quinzena de junho.

De acordo com a série histórica de 2006 a 2016, da estação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) localizado em Santa Maria, o regime pluvial possui chuvas bem distribuídas ao longo do ano, a média mensal oscilou entre mínima de 106,49 mm em maio e máxima de 196,89 em outubro, com maior acúmulo de precipitação anual em 2015, com 2183,4 mm. A precipitação de granizo ocorre, em média, duas vezes por ano (HELDWEIN et al., 2009). Na figura 14 estão detalhadas as precipitações para o período de 2006 a 2016 utilizadas neste estudo a partir da estação do INMET e a comparação com as médias mensais do mesmo período. Em relação às médias mensais o mês de novembro de 2009, as precipitações foram acima da média.

De acordo com o boletim climático do INMET (2009), no mês de novembro/2009, as precipitações foram muito acima do padrão climatológico em todo o Estado, em várias regiões os totais foram superiores a 500 mm, em São Luiz Gonzaga por exemplo, a precipitação foi de 672,2 mm. As temperaturas mínimas e máximas também ficaram acima do padrão climatológico em todo o Estado.

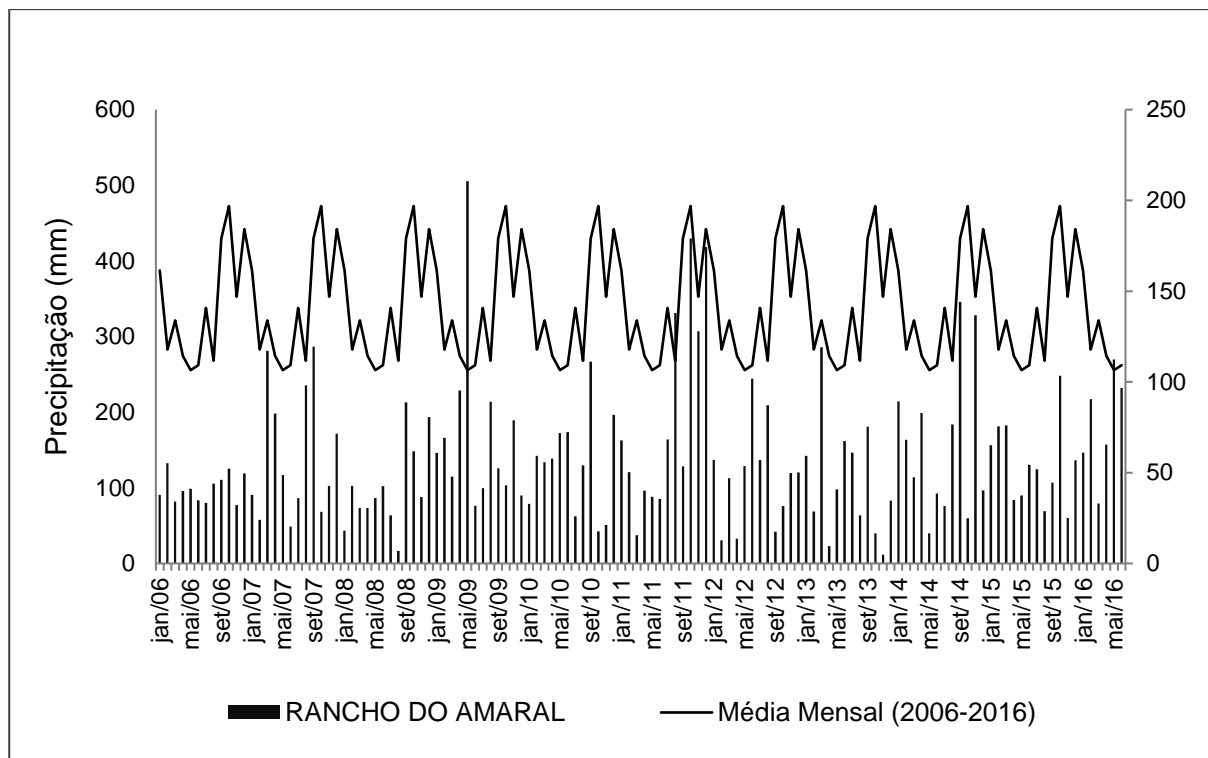
Figura 14 - Estação metereológica INMET e a média mensal do período de 2006 a 2016.



Fonte: Adaptado INMET (2018).

Na figura 15 tem-se as precipitações da estação Rancho do Amaral (2006/2010) em comparação com as médias mensais da série histórica do INMET no período de 2006 a 2010, as médias mensais nos meses novembro de 2009 e janeiro de 2010 superam as médias mensais para a estação.

Figura 15 - Dados de precipitação da estação meteorológica Rancho do Amaral e comparação com a média mensal do INMET do período de (2006 a 2016).



Fonte: Adaptado INMET (2018).

A estação meteorológica Rancho do Amaral opera com sistema de balança com *datalogger* e a estação climatológica Santa Maria (83936), pertencente ao 8º Distrito de Meteorologia do INMET, instalada no campus da UFSM e controlada pelo Departamento de Fitotecnia do Centro de Ciências Rurais, opera com pluviógrafo mecânico, com registro de papel. No Quadro 4 são descritas as coordenadas geográficas das estações pluviométricas de monitoramento, os tipos de equipamentos utilizados e o período de monitoramento.

Quadro 4 - Descrição das estações pluviométricas utilizadas.

Nome	Coordenadas Geográficas		Equipamento	Período monitorado
	Latitude	Longitude		
Estação Amaral	29°37' S	53°48' O	Estação meteorológica (eletrônico) $\Delta t=5$ min	2006 - 2016
Estação INMET	29°42'	53°42'	Estação meteorológica: código 83936 (mecânico) $\Delta t=5$ min	2000 - 2016

Fonte: Autora (2018).

### 6.2.2 Vazão

As curvas-chaves de cada sub-bacia foram determinadas a partir de vazões medidas em campo, os quais foram as vazões observadas inseridas para calibração e simulação no modelo. As curvas-chaves são apresentadas a seguir.

Determinou-se as curvas chaves das quatro seções de monitoramento (Rancho do Amaral, Menino Deus II, Menino Deus IV e João Goulart), realizando primeiramente o controle do nível do rio por meio do registrador de nível digital com *datalogger's* instalados nas Estações Fluviométricas. Não houve falhas em dados de cotas (mensais) para os períodos monitorados. A variação do nível do rio foi registrada neste equipamento em intervalos de um minuto e registrado sempre que o nível variava de mais que 0,5 cm para mais ou para menos e com o auxílio da régua linimétrica instaladas nas seções de estudo para a verificação da cota do rio "*in situ*" na hora das amostragens e correção do equipamento caso no momento de determinação das vazões esteja registrando cota diferente e ajustá-la corretamente. No Quadro 5 estão apresentadas as coordenadas geográficas das seções fluviométricas de monitoramento, o tipo de equipamento utilizado e o período de monitoramento o qual foram determinadas as curvas-chave das estações fluviométricas.



Quadro 5 - Descrição das estações fluviométricas Rancho do Amaral, Menino Deus II, Menino Deus IV e João Goulart.

Nome	Coordenadas Geográficas		Equipamento	Período monitorado
	Latitude	Longitude		
Rancho do Amaral	29°37'46,5"	53°48'39,6"	Linígrafo (eletrônico) $\Delta t=1$ min	2008 - 2014
Menino Deus IV	29°39'29,6"	53°47'23,9"	Linígrafo (eletrônico) $\Delta t=1$ min	2011 - 2012
Menino Deus II	29°39'28,2"	53°47'19"	Linígrafo (eletrônico) $\Delta t=1$ min	2011 - 2012
João Goulart	29°41'26,79"	53°46'05,26"	Linígrafo (eletrônico) $\Delta t=1$ min	2014

Fonte: Autora (2018).

Para determinação das vazões nas seções de monitoramento e a construção dos hidrogramas foram utilizadas as curvas chaves de vazão que relacionam as vazões com o nível de água. A curva chave é elaborada plotando-se sucessivas medições de cota – descarga líquida num gráfico Pereira Filho, Santos e Fill (2006). A curva-chave de vazão é utilizada para quantificar a vazão utilizando dados de nível.

A curva chave utilizada na estação Rancho do Amaral foi calibrada a partir de 31 medições realizadas em campo. Os valores obtidos para a curva-chave, cota-vazão, foram calculados por meio da Equação 10 (SOUZA, 2012).

$$Q = 0,00002(H)^3 - 0,0005(H)^2 - 0,0046(H) \quad (10)$$

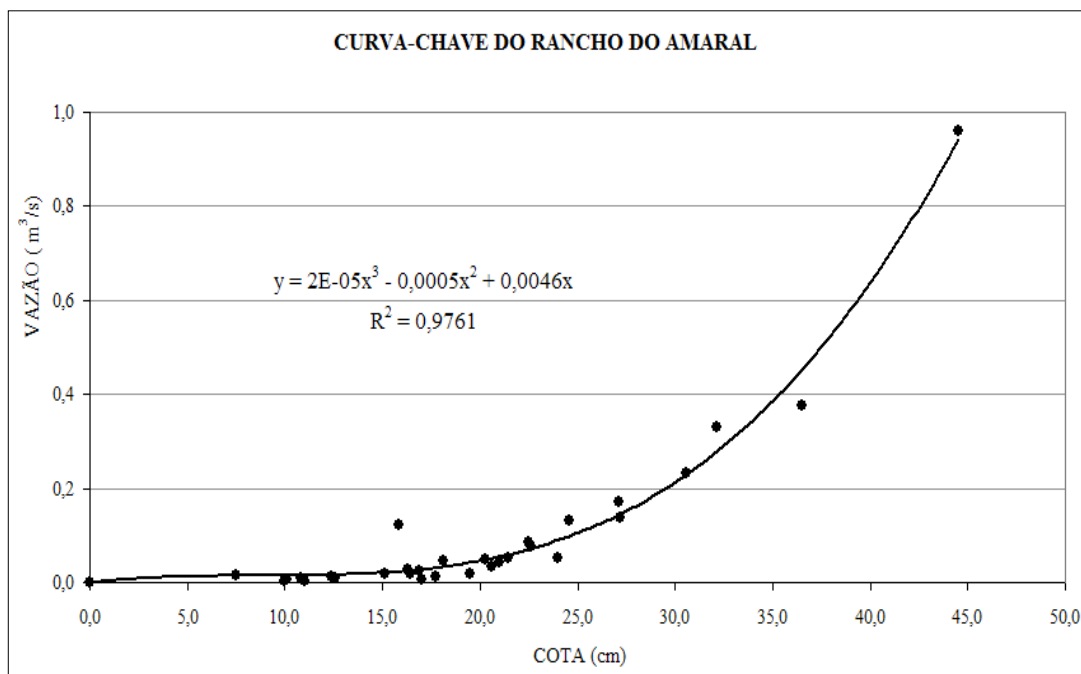
Em que:

Q = Vazão (m<sup>3</sup>/s);

H = Cota (m).

Na figura 16 apresenta-se o gráfico de cota x vazão para determinação da curva-chave da estação Rancho do Amaral, com as medições realizadas em campo.

Figura 16 - Curva-chave estação Rancho do Amaral.



Fonte: SOUZA (2012).

Para a definição da curva-chave na bacia hidrográfica Menino Deus IV, realizou-se 19 medições no período de 12 de janeiro de 2011 a 05 de maio de 2012 quando se realizou a determinação de vazão da onda de cheia, no qual foram observadas vazões mínimas e máximas de 0,02 m³/s a 4,8 m³/s, respectivamente. Isto é importante devido ao fato de a equipe poder estar em campo para medições a vau no momento da cheia do rio. Realizou-se então a extrapolação de vazão pelo método de Stevens que segundo Pereira Filho, Santos e Fill (2006) comparando os tipos de extrapolação existentes na literatura, o método pode somente ser aplicado se a seção tiver perfil estável. A extrapolação foi realizada para as cotas maiores que 0,795 m, devido a dificuldades de se obter essas medidas.

Os níveis elevados foram observados durante períodos noturnos ou na ocorrência de precipitação intensa que geralmente o rio arrasta grande quantidade de galhos, resíduos e restos de animais mortos, podendo ocasionar a perda do equipamento, no caso o molinete. As vazões foram divididas em três faixas  $0,20 \leq h$

$\leq 0,30\text{m}$  de  $0,20 < h \leq 0,795$  e acima de  $0,795$  m conforme descrito a seguir nas equações 11, 12 e 13 (SOUZA, 2012):

Para  $0,20 \leq H \leq 0,30\text{m}$

$$Q = 12,83.H^2 - 5,385.H + 0,585 \quad (11)$$

Para  $0,20 < H \leq 0,795$

$$Q = 19,13.H^2 - 11,45.H - 2,914 \quad (12)$$

Para  $\geq 0,795$  m

$$Q = 9,643.H - 2,914 \quad (13)$$

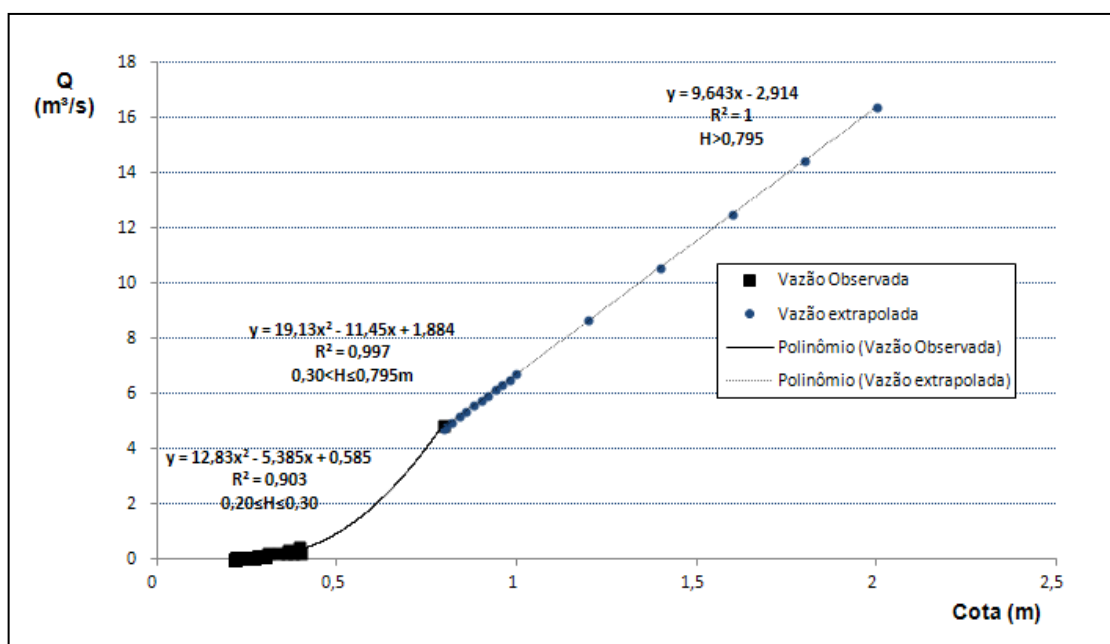
Em que:

Q = Vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ );

H = Cota (m).

Na figura 17 apresenta-se a curva-chave da estação Menino Deus IV com as vazões observadas e extrapoladas e seus respectivos níveis de aplicação das equações anteriores.

Figura 17 - Curva chave estação MDIV.



Fonte: SOUZA (2012).

A curva-chave da estação Menino Deus II foi calibrada a partir de 26 medições realizadas em campo, para as cotas de 0,06 a 0,96 m, no período de 12 de janeiro de 2011 a 05 de maio de 2012 quando realizou-se a medição da onda de cheia, no qual foram observadas vazões mínimas e máximas de 0,011 m³/s e 3,2 m³/s respectivamente está representada pela Equação 14 (SOUZA, 2012):

Para  $0,06 \leq H \leq 0,96$  m

$$Q = 3,3409 \cdot H^{2,2606} \quad (14)$$

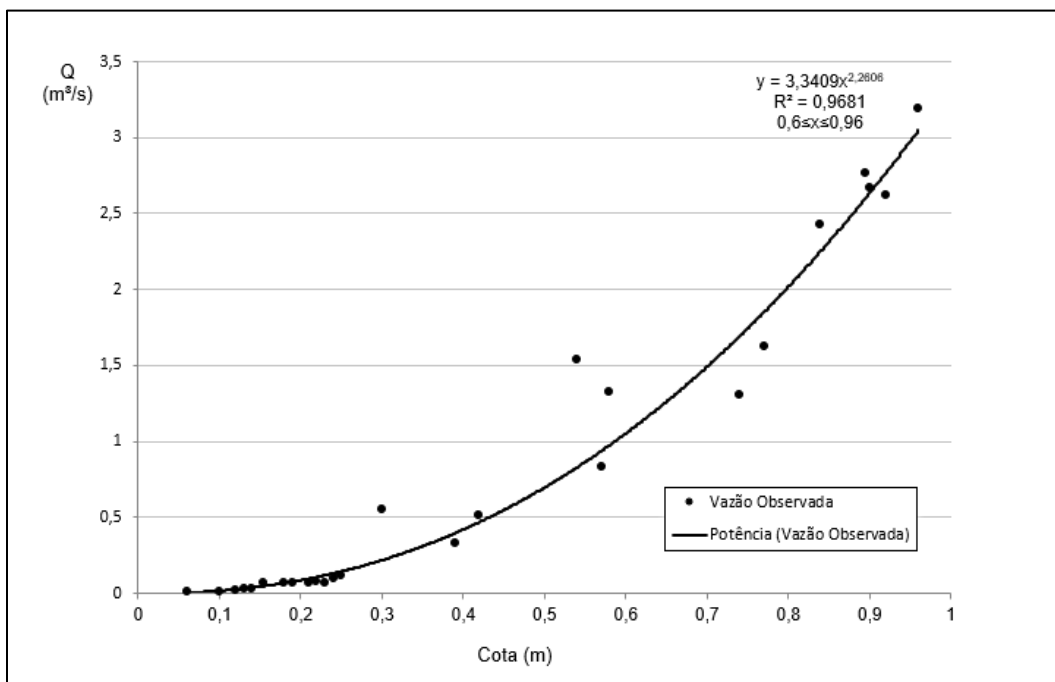
Em que:

Q = Vazão (m³/s);

H = Cota (m).

Na figura 18 apresenta-se a vazão observada (m<sup>3</sup>/s) nas medições em função das cotas (m) analisadas.

Figura 18 - Curva-chave da estação Menino Deus II.



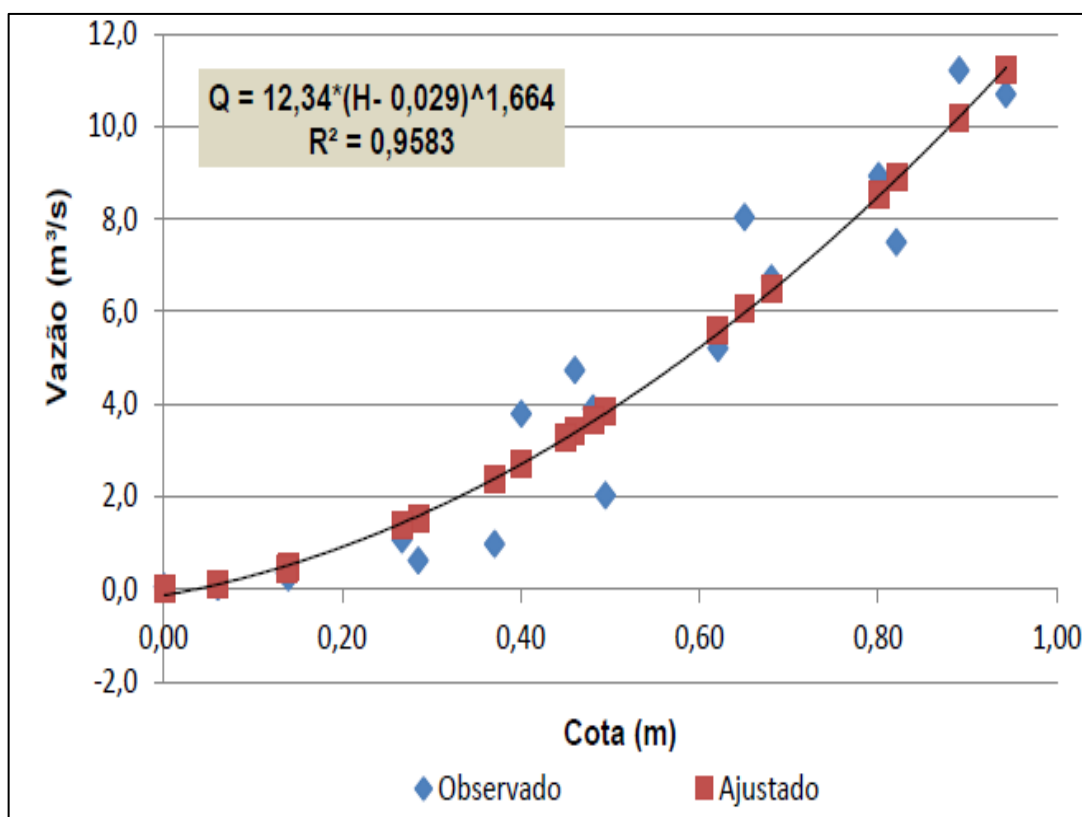
Fonte: SOUZA (2012).

Na estação fluviométrica João Goulart foram utilizadas 19 medições de vazões, realizadas por Teixeira (2015), no período de 11 de fevereiro de 2014 a 21 de novembro de 2014, no qual foram observadas vazões mínimas e máximas de 0,045 m<sup>3</sup>/s e 11,209 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Com as medições de vazão e do nível da seção foi possível determinar a curva-chave da seção transversal de monitoramento João Goulart para o ano de 2014 como está apresentada na equação 15 (TEIXEIRA, 2015).

$$Q = 12,34 (H - 0,029)^{1,664} \quad (15)$$

Na figura 19 são apresentadas as cotas em função das vazões observadas e o ajuste determinado pela curva-chave da Bacia Hidrográfica João Goulart.

Figura 19 - Curva-chave da estação João Goulart.



Fonte: TEIXEIRA (2015).

Nesta pesquisa foram simulados dados de vazão para a bacia hidrográfica Menino Deus IV utilizando dados observados das vazões das 4 estações de monitoramento para calibração do modelo.

### 6.3 MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA

No Quadro 6 está descrito a metodologia utilizada, o limite de detecção do método de avaliação dos parâmetros de qualidade da água e os locais de análise dos parâmetros analisados. O monitoramento qualitativo consiste na obtenção dos dados de parâmetros de qualidade da água, os quais foram o Nitrogênio Orgânico, Fósforo Orgânico, Oxigênio Dissolvido – OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO<sub>5,20</sub> e sedimentos.

Quadro 6 - Parâmetros de qualidade da água monitorado, metodologia analítica, limite de detecção e local de análise dos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetros de Qualidade da água monitorado	Metodologia Analítica	Limite de Detecção	Local de análise
Nitrito	Cromatografia iônica	0,1 mg/L	LABEFLO
Nitrato	Cromatografia iônica	0,1 mg/L	LABEBLO
Fosfato	Cromatografia iônica	0,1 mg/L	LABEBLO
Oxigênio Dissolvido	Oxímetro	0,1 mg/L	<i>in situ</i>
Sólidos Totais	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
Sólidos Dissolvidos	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
DBO <sub>5,20</sub>	<i>Winckler</i>	0,1 mg/L	LASAM

Notas: *in situ*: determinação em campo, no momento da coleta; LASAM: Laboratório de Saneamento Ambiental- Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSM; LABEFLO: Laboratório Engenharia Florestal.

Fonte: Autora (2019).

Os dados de qualidade da água foram obtidos no período de 2010 a 2012 nas estações fluviométricas de monitoramento, por meio de monitoramento em períodos de tempo seco (sem a presença de precipitação) e em períodos com a presença de precipitação.

O monitoramento qualitativo nas bacias hidrográficas foi realizado por meio de:

- Coleta de amostras: Coleta Manual (em períodos de tempo seco) e Coleta com Amostrador de Nível Ascendente (em períodos com a presença de precipitação);
- Análises de laboratório para determinação da concentração dos parâmetros de qualidade: Nitrogênio orgânico, Fósforo orgânico, Oxigênio dissolvido - OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO<sub>5,20</sub>, sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos.
- Análise *in situ* de Oxigênio dissolvido – OD e temperatura.

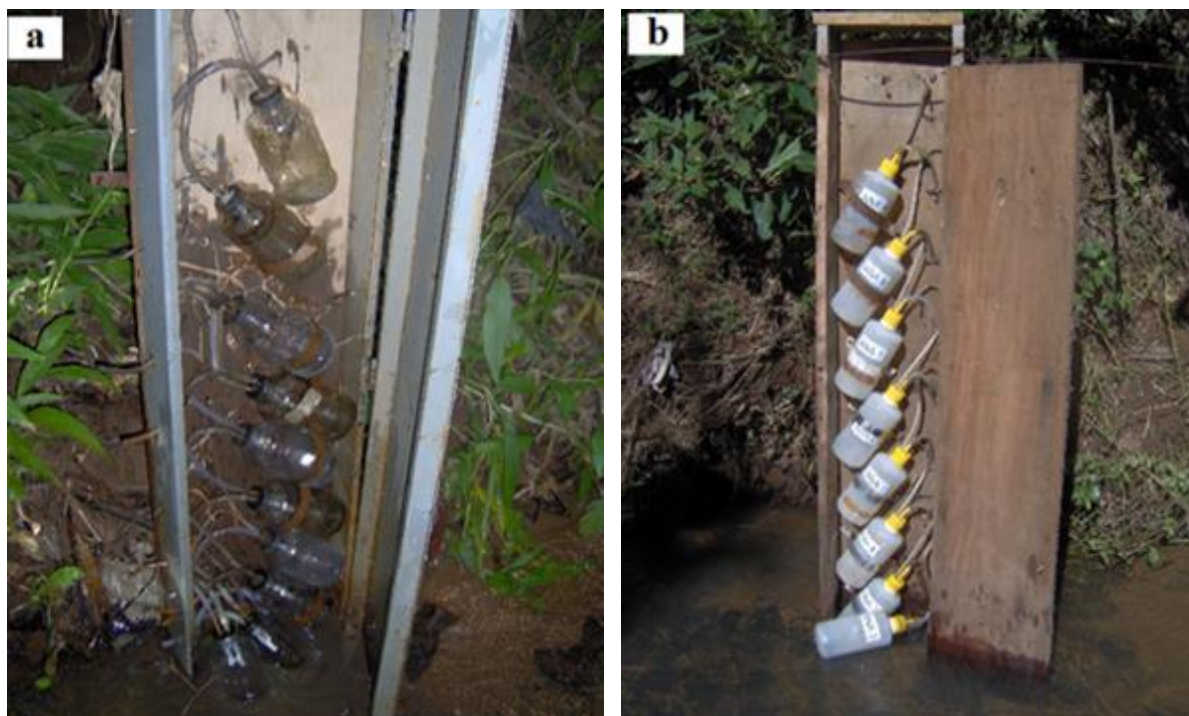
As amostras de água nas estações fluviométricas das bacias hidrográficas Menino Deus II e Menino Deus IV, foram coletadas no período de novembro de 2011 a junho de 2012, na estação João Goulart no período de 2012.

A coleta manual foi realizada no centro da seção de amostragem em um ponto representativo da massa líquida, utilizando-se de recipientes plásticos limpos, previamente identificados, com enxágue dos frascos três vezes com a própria amostra e evitando aeração excessiva no momento da coleta, após a coleta manual os

recipientes devidamente acondicionados foram levados para determinação de  $DBO_{5,20}$ , sólidos totais, suspensos e dissolvidos, nitrogênio e fósforo no Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSM, nos estudos realizados por Souza (2012) e Pivetta (2017).

Os amostradores de nível ascendente foram instalados nas margens das seções de amostragem (figura 20 a e b), possibilitando assim a coleta em dias em que ocorrem a precipitação, auxiliaram o monitoramento em períodos noturnos durante a passagem da onda de cheia, quando não seriam possíveis de serem coletadas amostras manuais.

Figura 20 - Amostrador de Nível Ascendente. (a) Estação Menino Deus II; (b) Estação Menino Deus IV.



Fonte: Autora (2018).

#### 6.4 DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO SWAT

Como o modelo SWAT necessita de carga dos parâmetros de qualidade da água para a utilização dos dados, foi utilizado o modelo LOADEST. Este modelo transforma uma série irregular de concentrações e vazões em uma série mais longa de cargas, desde que existam dados observados diários de vazão.



A interface ArcSWAT 10.4.1, do modelo SWAT foi utilizada para a simulação de cenários de uso do solo, simulando-se processos como o escoamento superficial, transporte e produção de nutrientes. Desta forma, os seguintes sistemas computacionais foram utilizados: SWAT2012 com interface ArcSWAT 10.4.1; *Software ArcGIS®* versão 10.4.1, desenvolvido por *Environmental Systems Research Institute* (ESRI); *Microsoft Access* e *Microsoft Excel*. Utilizou-se o modelo SWAT 2012, com interface ArscSWAT na bacia hidrográfica de captação do reservatório.

O modelo SWAT requer a composição do banco de dados com as características físicas, químicas e hidrológicas em relação as classes de solos mapeadas. Entre os dados exigidos pelo modelo pode-se citar: grupos hidrológicos, a parâmetros de vegetação, profundidade da camada, densidade do solo, capacidade de água no solo, condutividade hidráulica do solo saturada, erodibilidade, albedo, carbono orgânico, porcentagem de silte, areia e argila.

Além do mapa de solos, o modelo requer um banco de dados tabulares, o qual deve conter informações das características físico-hídricas destes solos. Os dados de características do solo foram utilizados com base nos trabalhos realizados por Feltrin (2009), Pereira (2010), Sari (2011) e STE (1998) onde constam os solos analisados da bacia hidrográfica de estudo, e que foram inseridas as características físicas de cada unidade de solo na tabela 2 e 3. Os solos encontrados foram argissolo vermelho distrófico e neossolo lítólico eutrófico. Nas determinações da densidade de partículas, densidade do solo e distribuição granulométrica foram utilizados respectivamente os métodos do anel volumétrico, do balão volumétrico e do hidrômetro (STE, 1998). Os resultados obtidos e apresentados nas tabelas que seguem correspondem à média de três repetições.

Os parâmetros relativos ao grupo hidrológico, profundidade máxima das raízes e porosidade do solo não necessitam ser especificados para cada uma das camadas do solo, diferentemente dos demais parâmetros. Portanto, foram mantidos constantes. Os parâmetros relativos a cada uma das camadas são diferenciados dentro das rotinas do simulador, e para isto são adicionados algarismos referentes ao número da camada, precedidos da sigla de cada parâmetro. Logo, para a capacidade de água disponível da primeira camada de solo, tem-se SOL\_AWC1, para a segunda camada, SOL\_AWC2 e, assim, sucessivamente.

Tabela 2 – Características físicas do Argissolo Vermelho Distrófico

Horizonte/ SOL_Z	D <sub>s</sub> (kg/m <sup>3</sup> ) SOL_BD	D <sub>p</sub> (kg/m <sup>3</sup> )	% areia	% silte	% argila	SOL_K (mm/h)	SOL_AWC (mm/mm)
A 0-30cm	1447	2431	22,47	61,21	16,32	3,588	0,3616
AB 30-50cm	---	2455	42,55	43,53	13,92	4,388	0,3433
BA 50-75cm	---	2280	70,60	21,18	8,22	11,933	0,3238
Bt 75-110cm	1409	2235	66,04	25,24	8,72	6,636	0,3132
Número de camadas NYLERS	4						
SOL_ZMX (mm)	1100						

NYLERS: Número de camadas; SOL\_ZMX: profundidade máxima das raízes; SOL\_Z: profundidade da camada; SOL\_BD: densidade do solo; SOL\_AWC (mm/mm) = NYLERS – número de camadas;; SOL\_ZMX – profundidade máxima das raízes; SOL\_Z – profundidade da camada; SOL\_BD – densidade do solo; SOL\_AWC – capacidade de água disponível; SOL\_K – condutividade hidráulica do solo saturado;

Tabela 3 – Características físicas do Neossolo Litólico Eutrófico

Horizonte/ SOL_Z	D <sub>s</sub> (kg/m <sup>3</sup> ) SOL_BD	D <sub>p</sub> (kg/m <sup>3</sup> )	% areia	% silte	% argila	SOL_K (mm/h)	SOL_AWC C (mm/mm)
A 0-40cm	1830	2554	11,28	63,14	25,58	4,005	0,355
AE 40-60cm		2588	11,35	68,34	20,31	8,416	0,348
E 60-90cm		2525	15,61	62,73	21,66	3,991	0,329
Bt 90+cm	1614	2423	37,72	22,09	40,19	6,204	0,310
Número de camadas NYLERS	4						
SOL_ZMX (mm)	900						

NYLERS: Número de camadas; SOL\_ZMX: profundidade máxima das raízes; SOL\_Z: profundidade da camada; SOL\_BD: densidade do solo; SOL\_AWC (mm/mm) = NYLERS – número de camadas;; SOL\_ZMX – profundidade máxima das raízes; SOL\_Z – profundidade da camada; SOL\_BD – densidade do solo; SOL\_AWC – capacidade de água disponível; SOL\_K – condutividade hidráulica do solo saturado;

Sendo assim, os dados de entrada (porcentagem de silte, areia e argila do solo) foram obtidos de acordo com o estudo realizado por STE (1998) na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, e os dados de saída foram comparados com os dados de classificação de Feltrin (2009), Pereira (2010), Sari (2011). Os dados de

concentrações de sedimentos foram utilizados de acordo com os trabalhos elaborados por Souza (2012) e Grutka (2013).

O quadro 7 descreve um resumo dos parâmetros citados anteriormente e utilizados de entrada no modelo, assim como o período e a fonte desses dados. O período de simulação utilizado foi entre os anos de 2010 a 2011, em tempo diário, sendo os anos de 2008 a 2009 foram utilizados para aquecimento do modelo. Foram utilizados dados de clima da estação meteorológica Rancho do Amaral e da estação do INMET. Os dados de qualidade da água foram utilizados da bacia hidrográfica Menino Deus II e Menino Deus IV, monitorados no período de 2010 a 2012, de acordo com o Anexo I. Utilizou-se o método do SCS para estimar o escoamento superficial, uma vez que este método requer somente dados diários de precipitação e não assume homogeneidade ao longo do perfil do solo. Já a simulação da evapotranspiração, utilizou-se o método de *Hargreaves*, pois este exige como dados de entrada temperatura e precipitação.

Quadro 7 - Parâmetros utilizados, dados de entrada e fonte dos dados.

Parâmetros	Dado de entrada	Fonte	Período
<b>Solos</b>	Classificação do solo utilizada por Serviços Técnicos de Engenharia – STE (1998)	EMBRAPA, SIBCS 2006.	----
<b>MNT</b>	ASTER de 30 metros de resolução	USGS	----
<b>Uso do solo</b>	Imagens <i>Landsat 8</i>	USGS	----
<b>Clima</b>	Precipitação Temperatura máxima e mínima do ar Umidade relativa do ar Radiação solar Velocidade do vento	Estação climatológica Santa Maria (INMET)  Estação Meteorológica Rancho do Amaral inserida no exutório da bacia hidrográfica Rancho do Amaral	2000 a 2016
<b>Vazão</b>	Valores observados em campo	Curvas-chaves	22/04/2010 à 31/12/2011
<b>Parâmetros de qualidade da água</b>	Dados analisados no LASAM	SOUZA (2012)	2011 a 2012 Anexo I

Os dados de vazão simulados pelo modelo foram comparados com dados de vazão estimados a partir das curvas-chaves de monitoramento, citadas anteriormente.

Na parte alta da bacia está localizado o reservatório de abastecimento público do município de Santa Maria, o qual conta com uma área inundada de 0,723 km<sup>2</sup>, volume de 3,8.10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> e capta água de uma área de aproximadamente 30,6 km<sup>2</sup>, sendo

responsável pelo abastecimento público de água de aproximadamente, 30% da cidade de Santa Maria (KUCHINSKI; GASTALDINI, 2018). A Tabela 4 resume as principais características morfométricas do reservatório de abastecimento determinadas no trabalho de Kuchinski e Gastaldini (2018).

Tabela 4 - Características morfométricas do reservatório de abastecimento público do município de Santa Maria - RS.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Área de captação (km <sup>2</sup> )	30,6
Vazão média de entrada (m <sup>3</sup> /s)	0,5
Volume do reservatório (m <sup>3</sup> )	3.477.000
Tempo médio de detenção (dias)	87
Perímetro (m)	6400
Profundidade média (m)	4,7
Profundidade máxima (m)	4,7
Lâmina d'água (km <sup>2</sup> )	0,723

Fonte: Kuchinski e Gastaldini (2018).

## 6.5 SIMULAÇÃO DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS

Para avaliar os impactos de práticas mecânicas de conservação do solo na qualidade da água da bacia hidrográfica, foram propostas as seguintes práticas conservacionistas já existentes no modelo SWAT, e sendo práticas de controle da erosão:

- Terraços: representam obstáculos do terreno ao escoamento superficial, reduzindo o arraste de partículas sólidos e prevenindo a erosão;
- Agricultura de tiragem: consiste numa configuração de áreas agrícolas em que diferentes culturas agrícolas são cultivadas em bandas alternadas, seguindo a declividade do terreno;
- Bacia de detenção de sedimentos: são depressões escavadas no terreno com o objetivo de drenar o escoamento superficial de montante, interceptar e armazenar a carga de sedimentos aportada.

•Cinturões verdes: consistem em linhas ou camadas de vegetação localizadas para interceptar o escoamento superficial de montante e filtrar a carga de poluentes. Também facilita a percolação de água no solo;

Estas práticas conservacionistas também foram utilizadas, pois são realizados estudos de conservação do solo com essas características na cabeceira da bacia hidrográfica (TIECHER et al, 2014; TIECHER, 2015; CARGNIN; BEZZI, 2013). A partir dos dados do STE (1998) as principais limitações de desenvolvimento agrícola nos solos da bacia hidrográfica dizem respeito à fertilidade natural que é baixa, a susceptibilidade à erosão e a má drenagem. Entretanto são bastante recomendáveis para culturas de verão, onde podem ser alcançados rendimentos elevados, principalmente, de milho, soja e sorgo, e muito utilizados para pastagens. Para que se possam ser alcançadas boas produções e uso racional do solo, requerem adubação completa e correção, bem como, de práticas de controle à erosão. Os campos poderão ser melhorados através da limpeza, adubação e introdução de espécies, além de um manejo adequado das pastagens.

Para a simulação das práticas conservacionistas foram alterados certos parâmetros do modelo, conforme indicado em Neitsch et al. (2005), Bracmort et al. (2006), Rocha et al. (2012) e Arabi et al. (2007). Os parâmetros alterados para a simulação das respectivas práticas conservacionistas são listados na tabela 5.

Tabela 5 - Práticas conservacionistas, parâmetros, descrição e valores utilizados para simulação nos modelos SWAT.

<b>Prática conservacionista</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Descrição</b>	<b>Valor inserido</b>
Terraceamento	TERR_P	Fator P da USLE	0.5
	TERR_CN	CN ajustado	20
	TERR_SL	Declividade média	20
Agricultura de tiragem	STRIP_N	Coefficiente "n" de Manning ajustado	0.15
	STRIP_CN	CN ajustado	20
	STRIP_C	Fator C da USLE	0.4
	STRIP_P	Fator P da USLE	0.7
Bacia de detenção de sedimentos	GWATN	Coefficiente "n" de Manning ajustado	0.1
	GWATL	Comprimento	1 Km
	GWATW	Largura	10 m
	GWATD	Profundidade	1 m
	GWATS	Declividade	0.005

	GWATSPCON	Parâmetro linear para o cálculo de sedimentos na bacia de detenção	0.005
Cordões verdes	VFSRATIO	Razão entre a área da bacia e a área de aplicação	10
	VFSCON	Drenagem das HRU's	0.5
	VFSCCH	Vazão	90

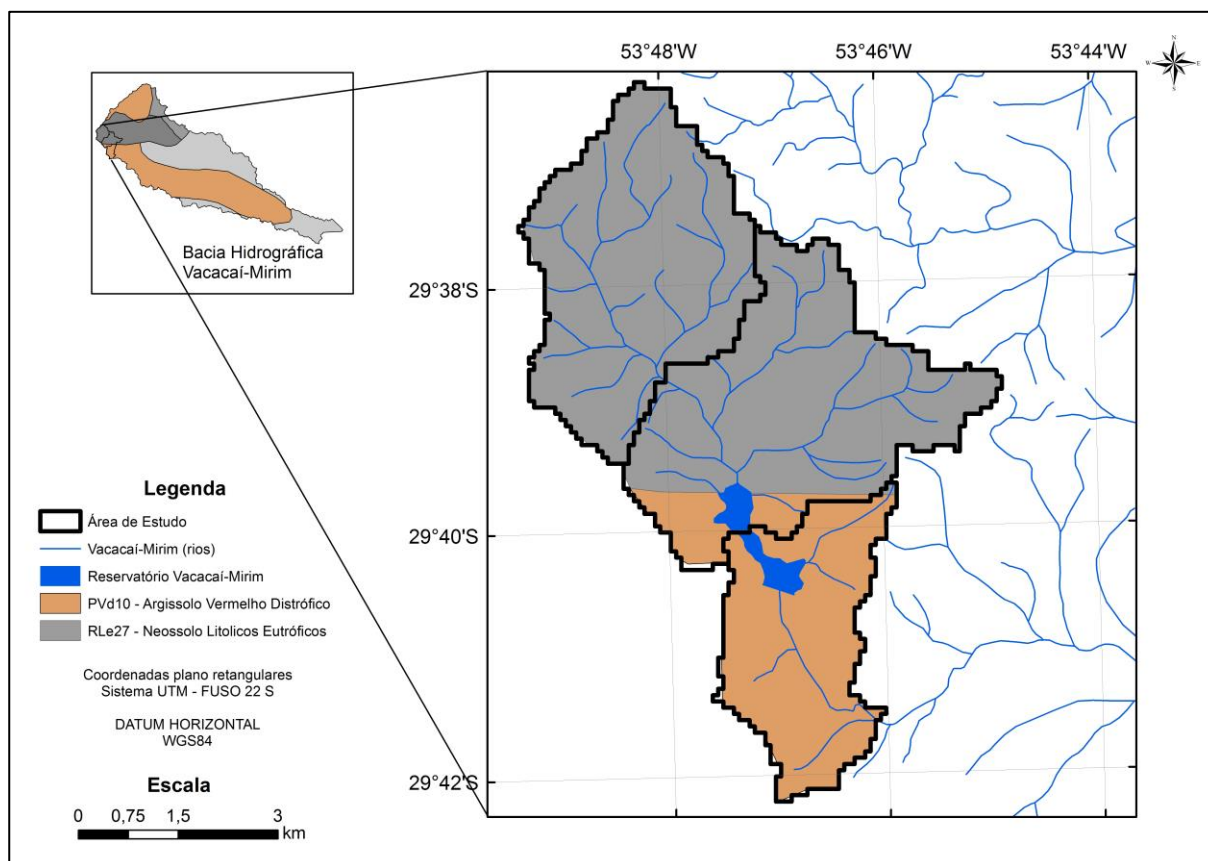
Fonte: NEITSCH et al. (2005); BRACMORT et al. (2006); ROCHA et al. (2012); ARABI et al. (2007).

## 7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 7.1 DETERMINAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA

Os solos da bacia hidrográfica, de acordo com o STE(STE, 2006), são: Argissolos Vermelhos Distróficos (Pvd10 e Pvd7) e Neossolos Litólicos Eutróficos (RLe23 e RLe27) (Figura 21).

Figura 21 - Tipos de solos na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim.

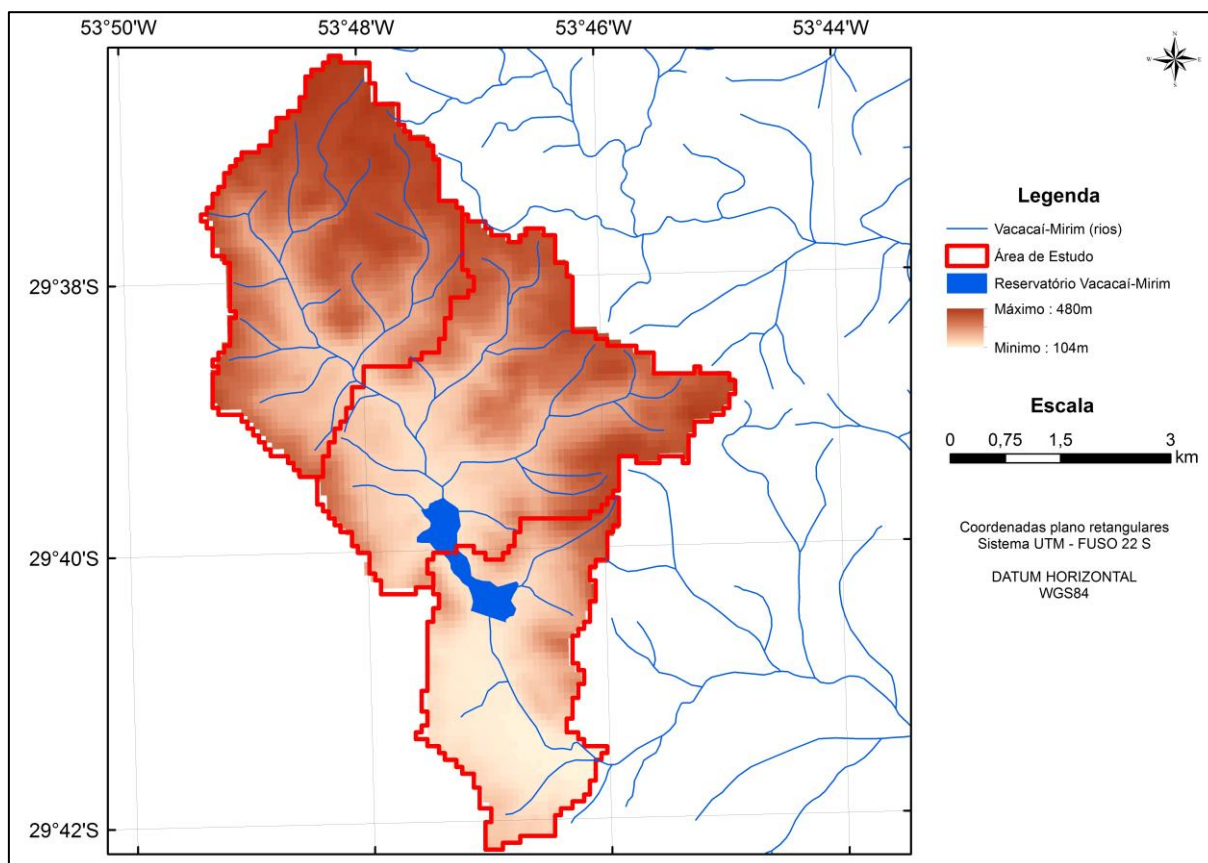


Fonte: Autora (2018).

Elaborou-se o modelo de elevação do terreno por meio de interpolação de curvas de nível, pontos cotados e hidrografia do terreno. Na figura 22 ilustra-se a declividade da área de estudo obtida a elevação máxima é de 480 m e a elevação

mínima 104 m. Pode-se analisar que a rede de drenagem acompanha as declividades mínimas, sendo a barragem um ponto de exutório dos afluentes.

Figura 22 - Modelo Numérico do Terreno na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim.

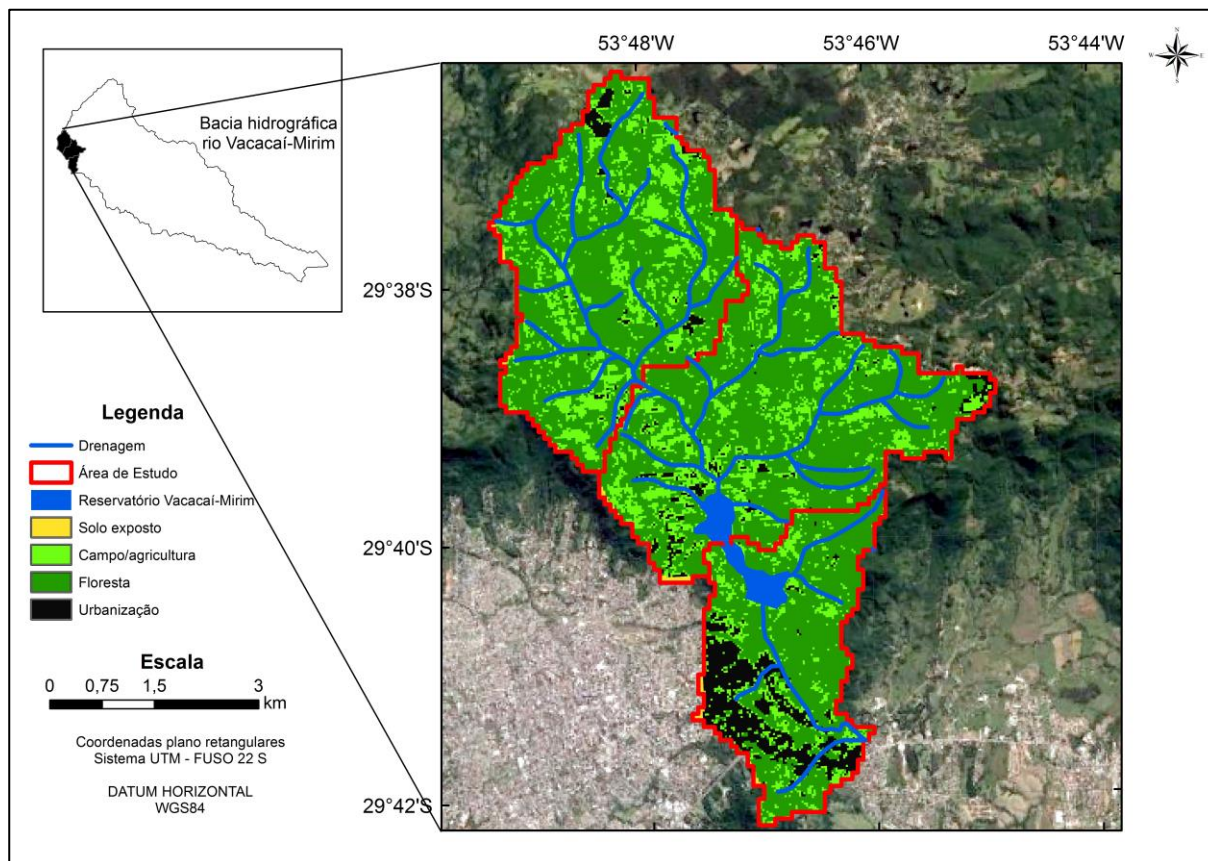


Fonte: Autora (2018).

Além dos dados de declividade e classificação dos solos determinou-se o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica. As classes de uso do solo foram identificadas com base em análise e observação de imagens de satélite da área de estudo. O mapa de uso e ocupação do solo, (Figura 23), foi obtido por meio do processo de classificação supervisionada de imagem LANDSAT 8, com 30 metros de resolução, datadas de 2012, as quais estão disponíveis no site do Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS. Na bacia hidrográfica predominam áreas de floresta nativa, campo/agricultura e solo exposto, evidenciando uma bacia hidrográfica com características rurais.



Figura 23 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim.



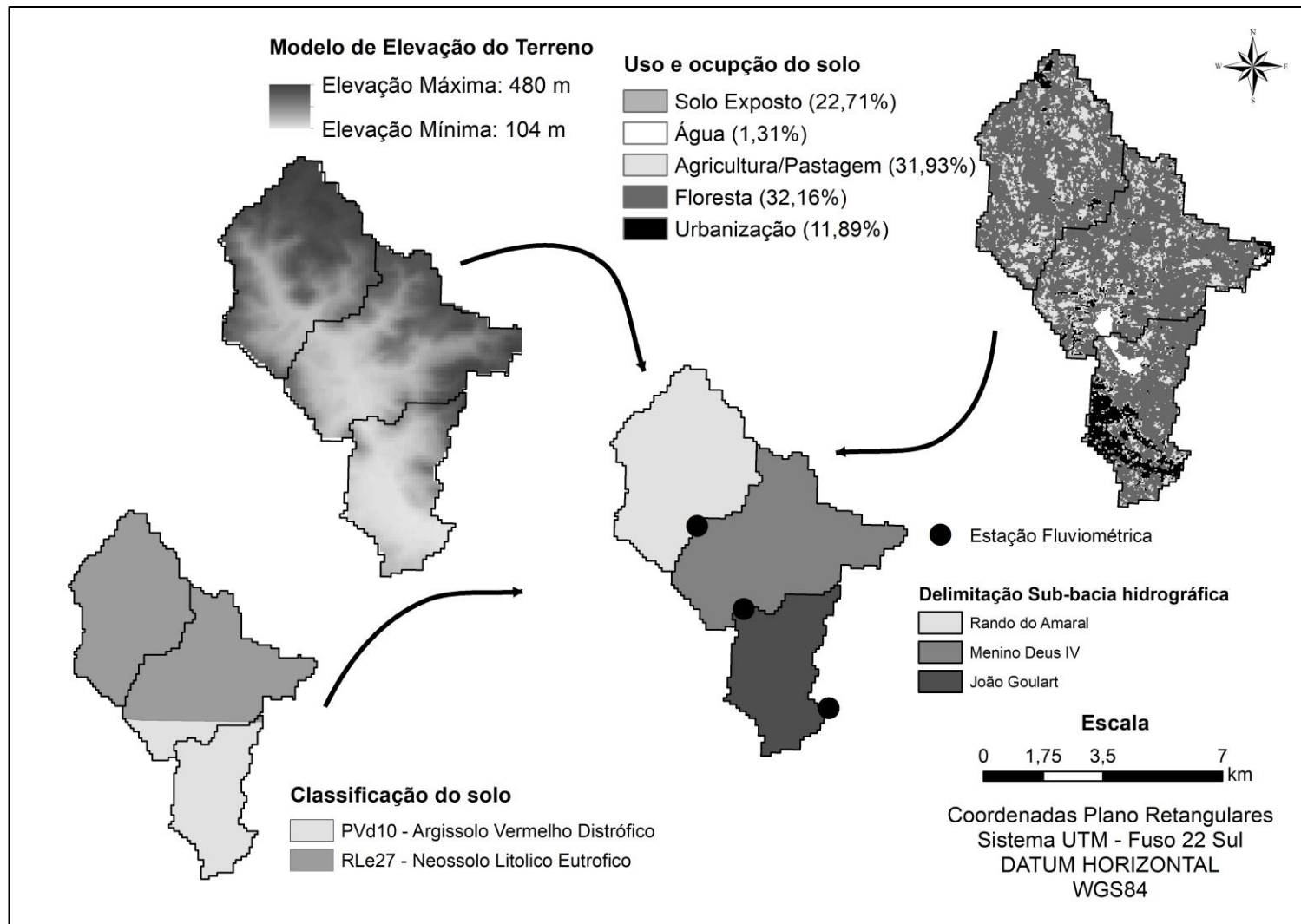
Fonte: Autora (2017).

A bacia hidrográfica possui urbanização na parte baixa e na entrada do reservatório de abastecimento, áreas de campo e agricultura nos afluentes da barragem. Estas características são importantes para entender o comportamento dos poluentes em uma bacia hidrográfica, com a maior confiabilidade possível no programa SWAT. A distribuição percentual, da cobertura do solo é a seguinte: água (1,31%), área urbana (11,89%), solo exposto/campo (22,71%), agricultura (31,93%) e florestas (32,16%). O percentual de florestas ainda prevalece na bacia hidrográfica, entretanto somados os percentuais de agricultura, solo exposto e área urbana é preocupante, visto que essa área é de contribuição ao reservatório de abastecimento do município.

Em se tratando da soma do solo exposto/campo (22,71%), agricultura (31,93%) e área urbana (11,89%) o percentual de atividades degradantes do solo na bacia hidrográfica é elevado e de 66,53%.

O mapa de uso e ocupação do solo foi gerado de acordo com o processamento de imagens de satélite LandSat8. Para que o modelo compreenda o significado de cada classe de uso do solo, é necessário que estas sejam inseridas no banco de dados por meio de um arquivo .csv e estejam codificadas com a nomenclatura utilizada pelo algoritmo do modelo para identificar as diferentes práticas de uso e manejo do solo. A figura 24 exemplifica os dados de entrada que são necessários para inserção no modelo SWAT.

Figura 24 - Dados de entrada da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim para o modelo SWAT.



Fonte: Autora (2018).

O Quadro 8 relaciona as classes de uso do solo identificadas na bacia hidrográfica do Vacacaí Mirim e seus respectivos códigos de identificação utilizados pelo modelo SWAT.

Quadro 8 - Classes de uso do solo analisados na bacia hidrográfica Vacacaí Mirim e respectivos códigos utilizados pelo SWAT.

Uso do solo identificado na bacia	Código utilizado pelo SWAT
Área urbana	URHD
Solo exposto	CRDY
Água	WATR
Floresta múltipla	FRSE
Campo/pastagem	PAST
Agricultura	AGRL

Fonte: Autora (2018).

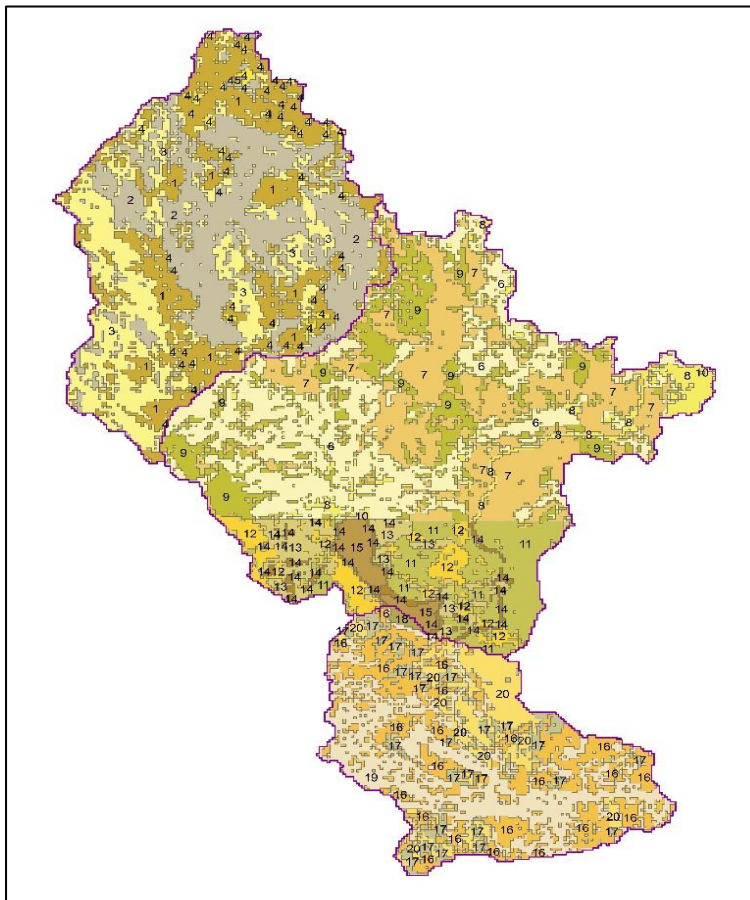
A partir das análises de classificação do solo, modelo de elevação do terreno, e uso e ocupação do solo, foi possível dividir a bacia hidrográfica em 3 sub-bacias, e com 18 Unidades de Respostas Hidrológicas – HRU's (Figura 25), as áreas de cada unidade de resposta está incluída na tabela 6.

Além disso o modelo gerou 3 sub-bacias hidrográficas com características distintas, a sub-bacia ao norte Rancho do Amaral, sub-bacia intermediária Menino Deus IV (que inclui a sub-bacia Menino Deus II) e a sub-bacia João Goulart.

Tabela 6 – Unidades de Respostas Hidrológicas e suas respectivas áreas.

HRU	Área km <sup>2</sup>	Área Há	HRU	Área km <sup>2</sup>	Área ha
<b>1</b>	0,34	33,5	<b>10</b>	4,58	458
<b>2</b>	3,66	366	<b>11</b>	0,90	90,3
<b>3</b>	3,66	366	<b>12</b>	3,09	309
<b>4</b>	4,31	431	<b>13</b>	1,72	172
<b>5</b>	0,39	38,5	<b>14</b>	4,72	472
<b>6</b>	0,89	88,7	<b>15</b>	2,85	285
<b>7</b>	0,41	41,1	<b>16</b>	2,82	282
<b>8</b>	0,01	1,2	<b>17</b>	0,82	81,9
<b>9</b>	0,86	86,2	<b>18</b>	1,26	126

Figura 25 – Unidades de Respostas Hidrológicas da bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim até a estação João Goulart.



Fonte: Autora (2018).

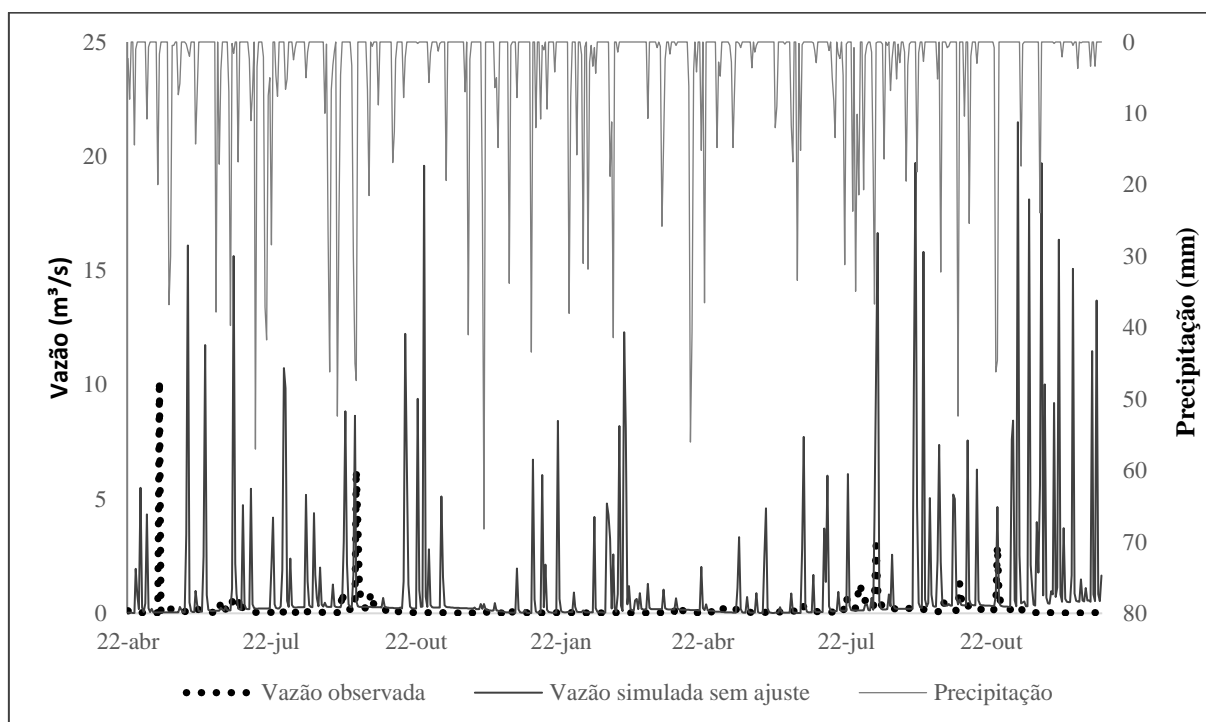
## 7.2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E AJUSTE DO MODELO SWAT

A comparação entre a vazão observada e simulada pelo modelo sem nenhum ajuste dos parâmetros é ilustrada na figura 26. Ao analisar o gráfico pode-se verificar que as vazões observadas acompanham as vazões simuladas, no entanto o modelo superestima os dados de vazão.

Avaliando os trabalhos encontrados na literatura de acordo com citado por Brighenti et al. (2016), existem mais de 650 artigos publicados utilizando o SWAT como ferramenta de simulação, e no Brasil no período entre 1999 a 2013, são 102 estudos que relatam processos de simulação principalmente de análises hidrossedimentológicas. Entretanto essas simulações não descrevem e, principalmente não relatam os valores utilizados para calibração e a validação do modelo (BRESSIANI et al, 2015). Segundo os autores, a principal dificuldade para

realizar a calibração e a validação de modelos é a ausência de séries de dados medidos nas bacias modeladas. Utilizou-se neste estudo quatro curvas-chave com um período de 2 anos de dados medidos em campo, inclusive com vazões em períodos de elevada precipitação diária de 52 mm e vazões elevadas de 0,5 m<sup>3</sup>/s para a região de estudo.

Figura 26 - Vazão simulada sem ajuste para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação INMET – UFSM, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

A calibração do SWAT tem por objetivo principal minimizar os desvios entre as variáveis simuladas e observadas. Esse processo demanda amplo conhecimento em virtude do grande número de parâmetros não mensuráveis que precisam ser estimados (VEITH et al., 2010).

A calibração automática facilita essa tarefa através da utilização de técnicas computacionais avançadas, as quais possibilitam a alteração de parâmetros previamente selecionados dentro de uma faixa de valores estabelecida. A calibração pode ainda ser facilitada a partir da determinação do grau de influência dos

parâmetros do modelo sobre a variável simulada. Diante disso, a análise de sensibilidade possibilita identificar os parâmetros que mais influenciam no modelo e sua importância nos resultados gerados (BRESSIANI et al, 2015).

Na Tabela 7 estão descritos os parâmetros utilizados para realizar o ajuste de vazão, os quais foram selecionados com base em algumas indicações reportadas na literatura (PINTO, 2011; FUKUNAGA et al., 2015; GASHAW et al., 2018). O ajuste foi realizado por meio do software SWAT-CUP 2012 (ABBASPOUR et al., 2006; ARNOLD et al., 2012) comparando-se os valores diários observados de vazão com os valores diários simulados pelo modelo SWAT.

A técnica de otimização utilizada para realizar a análise de sensibilidade foi *Sequential Uncertainty Fitting algorithm* (SUFI-2) (ABBASPOUR et al., 2006). Nesse processo é utilizado o método de hipercubo latino para a definição dos parâmetros de análise, e o usuário define o intervalo de calibração e o número de simulações a serem realizadas, a fim de definir o melhor ajuste.

A avaliação do modelo foi realizada por meio do Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE). De acordo com Blainski et al. (2008) e Santhi (2001), para um bom ajuste do modelo o NSE deve estar entre 0,7 e 0,8, sendo que pode ser considerado satisfatório, um modelo calibrado com um NSE de no mínimo 0,5.

Conforme ordem de classificação descrita na tabela o resultado indica que quanto maior o grau de sensibilidade do parâmetro, maior é o seu efeito nas respostas geradas pelo modelo.

O parâmetro mais sensível analisado foi o comprimento da declividade média (SLSUBBSN): que é determinado no topo da encosta até o ponto onde o escoamento começa a se concentrar. Influi na taxa de pico do escoamento, escoamento superficial e produção de sedimentos.

Coeficiente Alpha de vazão subterrânea (ALPHA\_BF): o parâmetro avalia de forma direta a resposta da vazão subterrânea em função da recarga, na análise de sensibilidade ficou com segundo parâmetro mais sensível.

Tabela 7 - Parâmetros, ranking de sensibilidade, descrição, mínimo, máximo, valor distribuído e unidades.

6	Parâmetro	Descrição	Min	Max	Valor Calibrado
1	SLSUBBSN	Comprimento da declividade média (m)	10	150	102
2	ALPHA_BF	Coeficiente Alpha de vazão subterrânea (1/dias)	0	1	0.5
3	SOL_AWC	Capacidade de água do solo (mm/mm)	0	1	0,34
4	GW_REVAP	Coeficiente de movimento de água no aquífero (adimensional)	0.02	0.2	0.15
5	ESCO	Fator de evaporação de água do solo (adimensional)	0	1	0.57
6	CH_K2	Condutividade hidráulica do canal	0	150	153
7	GWQMN	Nível do aquífero raso (mm/h)	0	5000	3353
8	GW_DELAY	Escoamento de água subterrânea (dias)	0	500	306
9	CANMX	Capacidade de interceptação da cobertura vegetal (mm H <sub>2</sub> O)	0	100	26
10	SOL_BD	Densidade do solo (g/cm <sup>3</sup> )	0.9	2.5	1,53
11	SOL_K	Condutividade hidráulica do solo (mm)	0	2000	250
12	REVAPMN	Nível do aquífero raso para haver movimento de água (mm H <sub>2</sub> O)	0	500	136
13	RCHRG_DP	Percolação no aquífero profundo (adimensional)	0	1	0.32
14	CN2	Curva número (adimensional)	35	98	40
15	CH_N2	Coeficiente "n" de Manning do canal principal (adimensional)	0.008	0.3	0.09
16	SOL_Z	Profundidade da camada de solo (mm)	0	5000	1100
17	SURLAG	Coeficiente de atraso do escoamento superficial (adimensional)	0.05	24	4.82

Capacidade de água no solo (SOL\_AWC) está relacionado com a percolação, evaporação e dinâmica da água subterrânea na bacia hidrográfica, sendo obtido pela diferença entre a quantidade de água na capacidade de campo e a fração de água do ponto de murcha permanente.

Coeficiente de movimento de água no aquífero (GW\_REVAP) controla o fluxo de água na zona urbana saturada (aquífero) para a zona não saturada do solo, variando com o tipo de uso do solo.

Fator de evaporação de água no solo (ESCO), varia de 0,01 a 1 está associado a evapotranspiração na bacia hidrográfica.

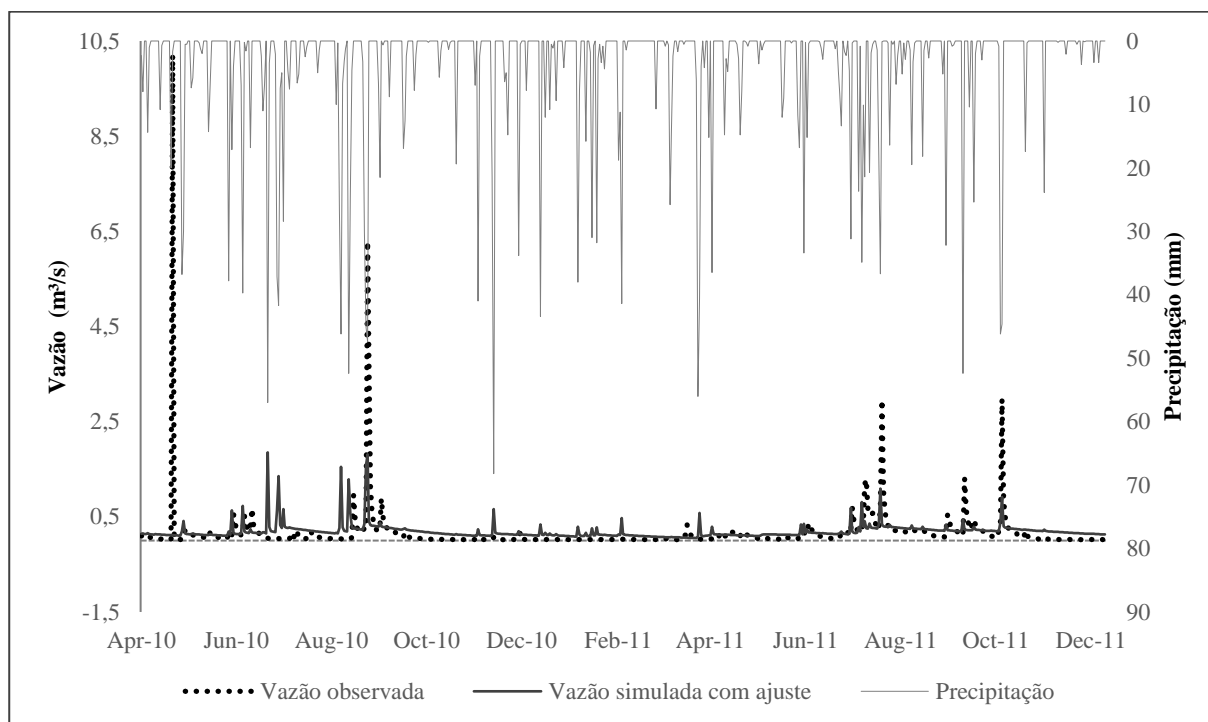
Após realizadas 32 iterações de 620 simulações cada no software SWAT-CUP, o melhor NSE obtido foi de 0.7, sendo, portanto, o modelo considerado ajustado, com condições satisfatórias. O melhor valor de R<sup>2</sup> obtido foi de 0.8 e o PBIAS de -22.6. O valor negativo de PBIAS indica que o modelo está superestimando a vazão. Na figura



27 são apresentados os dados diários de vazão simulados e observados após a calibração do modelo, ajustando os parâmetros mais sensíveis.

Existem pouca representatividade dos dados climatológicos inseridos no modelo em relação a toda área de estudo. Os dados da estação meteorológica do INMET utilizada não são representativos de toda a bacia hidrográfica, sendo que o modelo assume a homogeneidade deles de forma espacialmente distribuída.

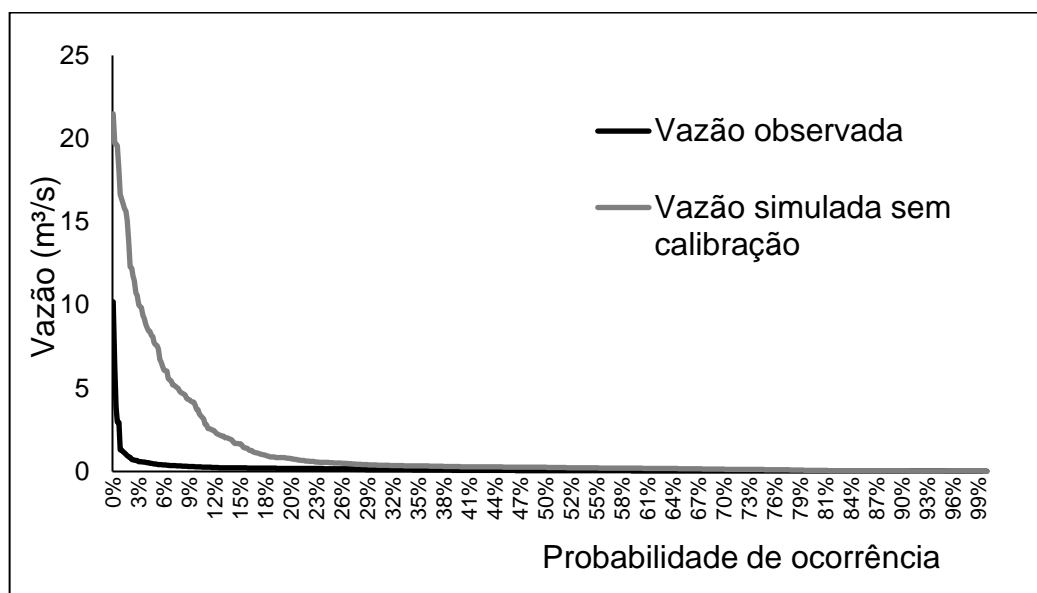
Figura 27 - Vazão simulada sem ajuste para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação INMET – UFSM, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

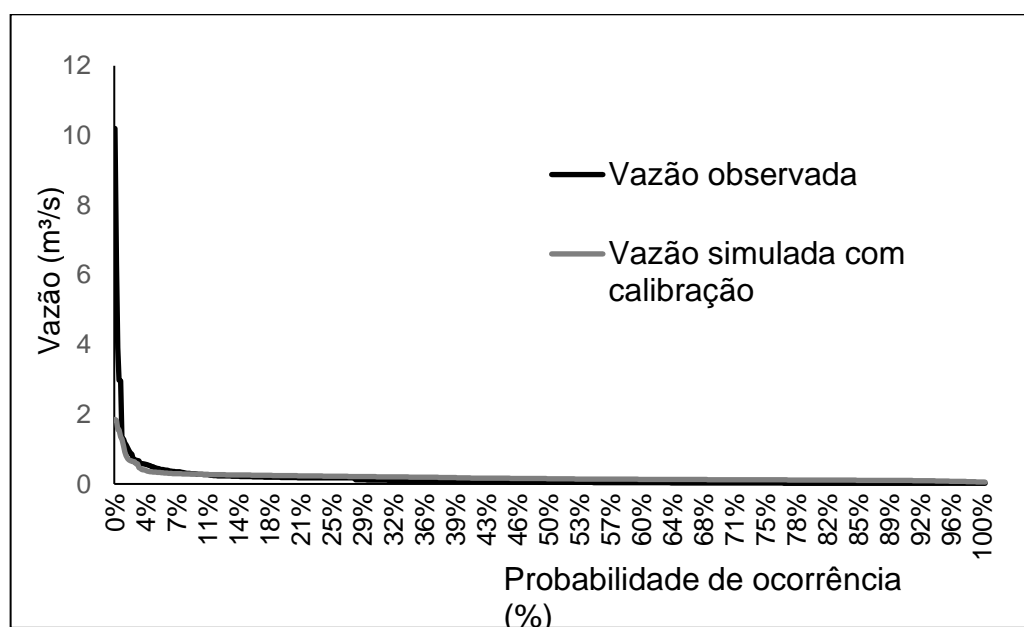
Após a análise visual das curvas de permanência de vazão elaboradas antes da simulação (Figura 28) e após a calibração (Figura 29) reforça a melhora no ajuste dos dados.

Figura 28 - Curva de permanência de vazão na simulação.



Fonte: Autora (2018).

Figura 29 - Curva de permanência de vazão com calibração.

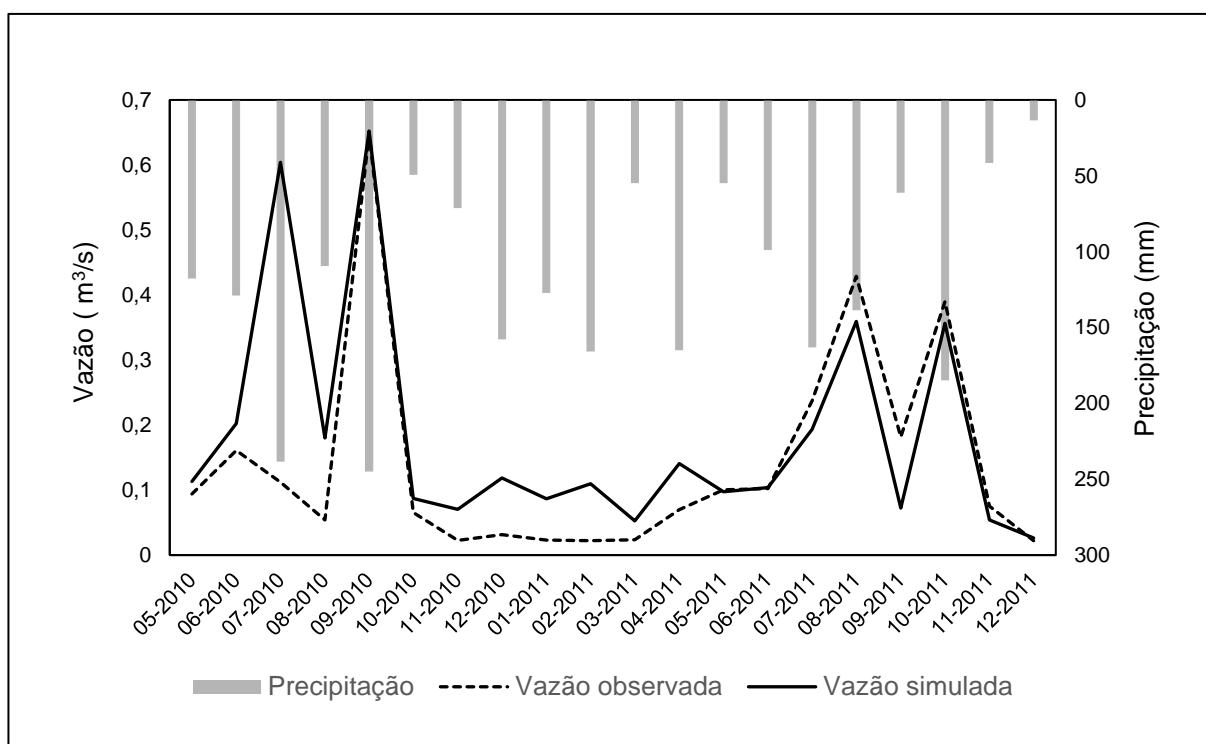


Fonte: Autora (2018).

Após a calibração observa-se que abaixo de 4% as vazões obtidas são elevadas. Observa-se uma boa concordância entre as curvas de permanência calculada e observada com a calibração.

A figura 30 ilustra os resultados da série de precipitação e vazão observada bem como vazão simulada com o SWAT em nível mensal utilizando os dados de precipitação da estação Rancho do Amaral. As dificuldades de melhorar o ajuste devem-se a representação espacial e temporal da precipitação, uma vez que a estação do INMET está distante cerca de 13 km do centróide da bacia hidrográfica.

Figura 30 - Vazão simulada para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.



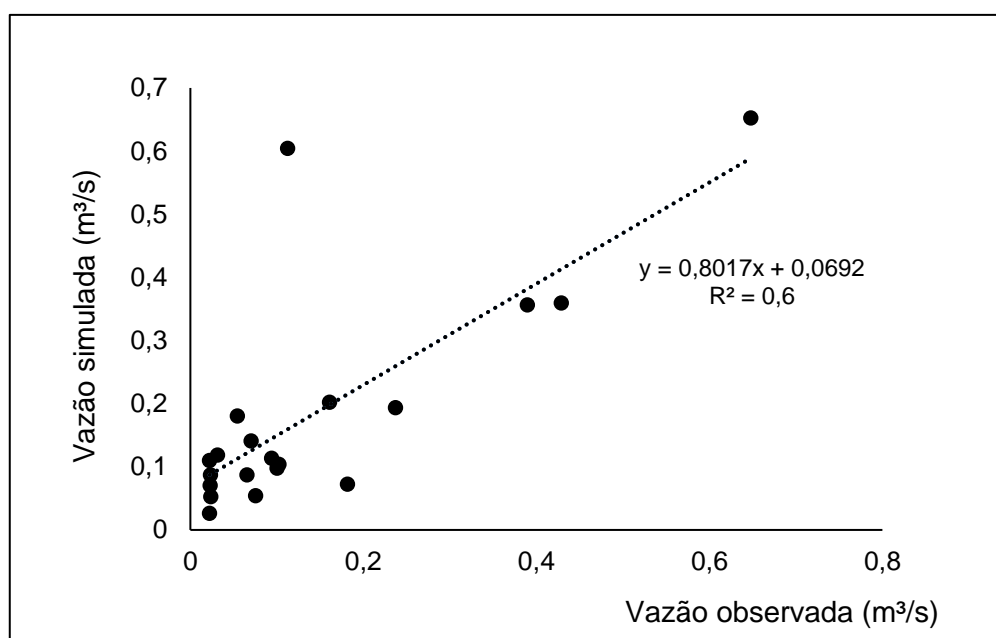
Fonte: Autora (2018).

Este tipo de problema é discutido por Chaplot, Saleh e Jaynes (2005), que descrevem um comparativo da qualidade dos resultados de simulações com o modelo SWAT em duas bacias hidrográficas, utilizando diferentes número de estações

pluviométricas. Além disto, a bacia hidrográfica apresenta tempo de concentração de 1 hora, que relacionado com a discretização diária de chuva dificulta a simulação.

Com os dados de vazão simulada e observada, utilizando os dados de precipitação da bacia hidrográfica Rancho do Amaral foi possível obter coeficiente *Nash-Sutcliffe* de 0,4 correlação de 0,6 e PBIAS de 22%. Apesar de não ter obtido um bom ajuste em termos mensais, observa-se que a nível diário, exemplificados anteriormente os resultados foram satisfatórios. Na figura 31 tem-se a correlação obtida a partir dos dados de precipitação da bacia Rancho do Amaral.

Figura 31 - Correlação para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.

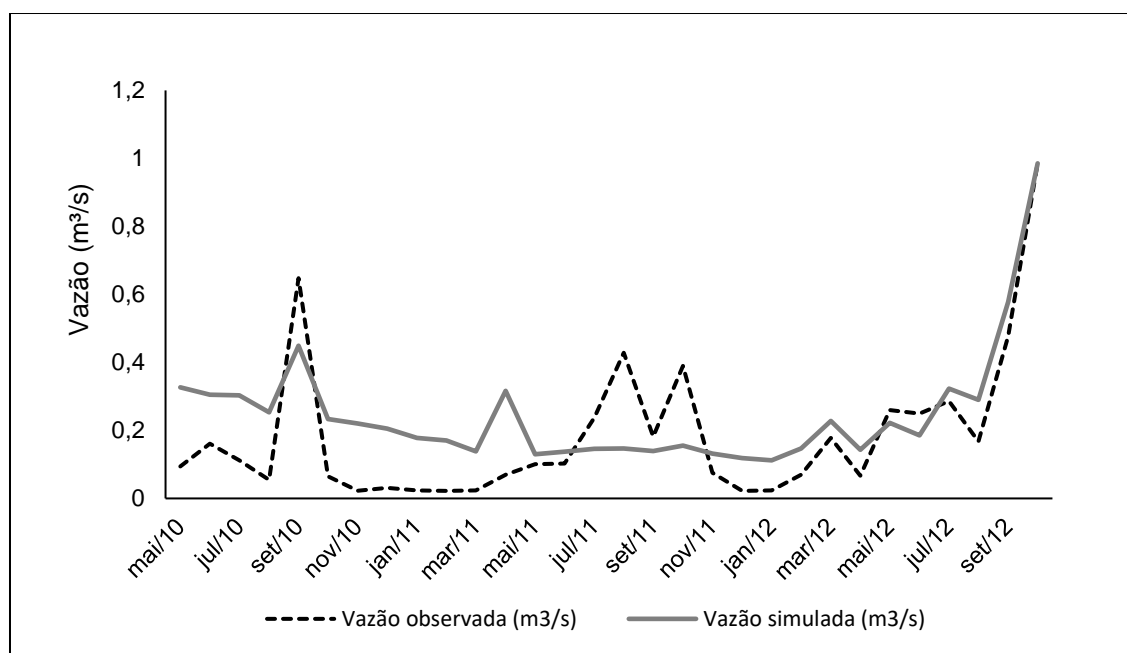


Fonte: Autora (2018).

Após 5 iterações de 2000 simulações o melhor resultado foi do *Coefficiente Nash-Sutcliffe* de 0.6, utilizando como dados observados mensais, apresentando condições satisfatórias (Figura 32). O período de novembro julho a novembro continua subestimando as vazões simuladas, segundo Paiva (2006) para utilizar um modelo baseado em relações físicas como o SWAT, a disponibilidade de informações relativas a solos, clima, vegetação, topografia, entre outros é de fundamental importância. Como tais informações são escassas para a bacia hidrográfica de estudo, isto pode

ser um fator que elevaria a representatividade do modelo, no entanto não impede de representar a realidade, sendo as condições calibradas satisfatórias (SRINIVASAN, ; ARNOLD, 1994; NEITSCH et al, 2005; NEITSCH et al, 2011; MORIASI, et al, 2007).

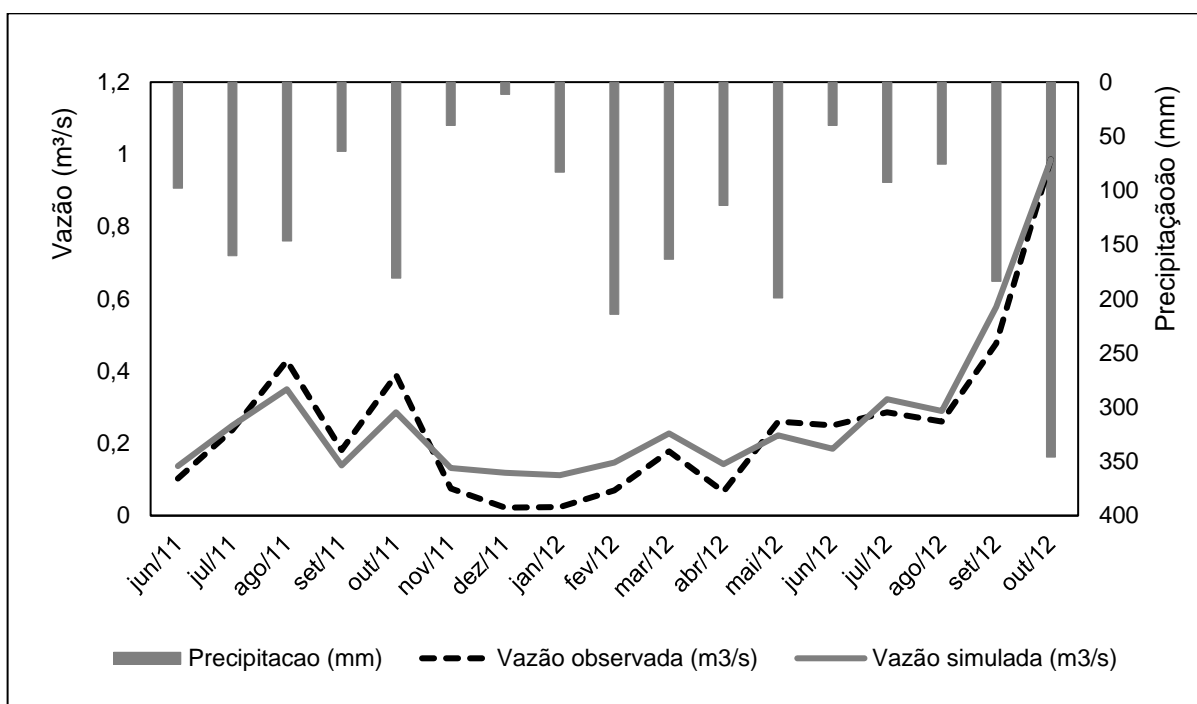
Figura 32 – Vazão simulada e observada após a calibração para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de abril de 2010 a dezembro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

A validação da vazão para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de janeiro de 2011 a outubro de 2012, encontra-se na figura 33. O PBIAS obtido foi de 22%, a correlação de 0,8 e Nash-Sutcliffe de 0,9. As condições físicas da bacia hidrográfica melhoraria a representatividade do modelo, no entanto não impede de representar a realizada, sendo as condições calibradas satisfatórias.

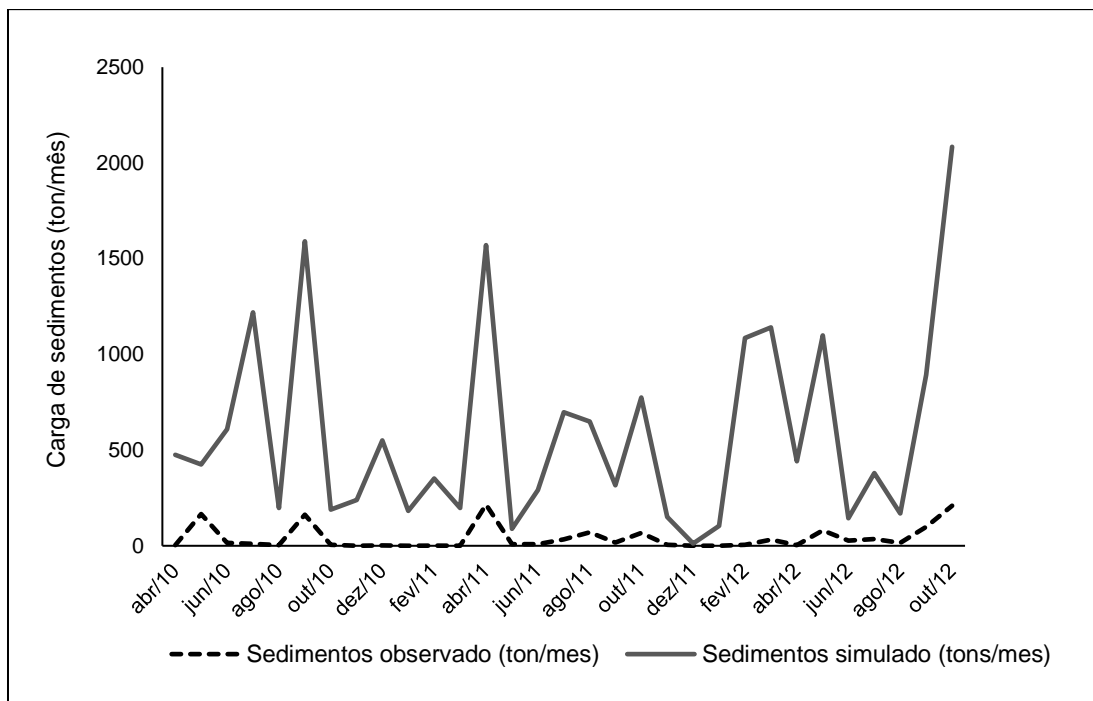
Figura 33 – Validação da vazão para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando dados de precipitação Rancho do Amaral, no período de Junho de 2011 a outubro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

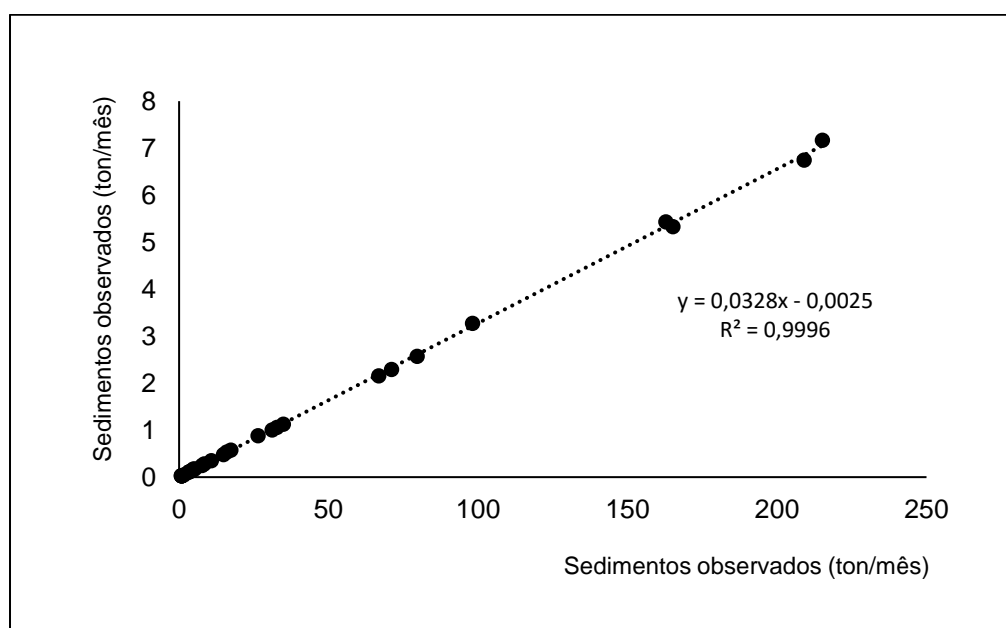
Em relação aos sedimentos antes da calibração o *Nash-Sutcliffe* simulado foi de 0,45 (Figura 34) não sendo uma condição satisfatória. No entanto a representatividade da correlação foi de 0,99, conforme ilustra a figura 35. Observa-se que os sedimentos são dependentes do uso do solo, e das condições físicas do solo da bacia hidrográfica e isto pode estar influenciando na elevação dos dados simulados. Após a calibração o *Nash-Sutcliffe* resultante foi de 0,5 apresentando condições satisfatórias, conforme ilustra a figura 36.

Figura 34 - Comparação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) sem calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012.



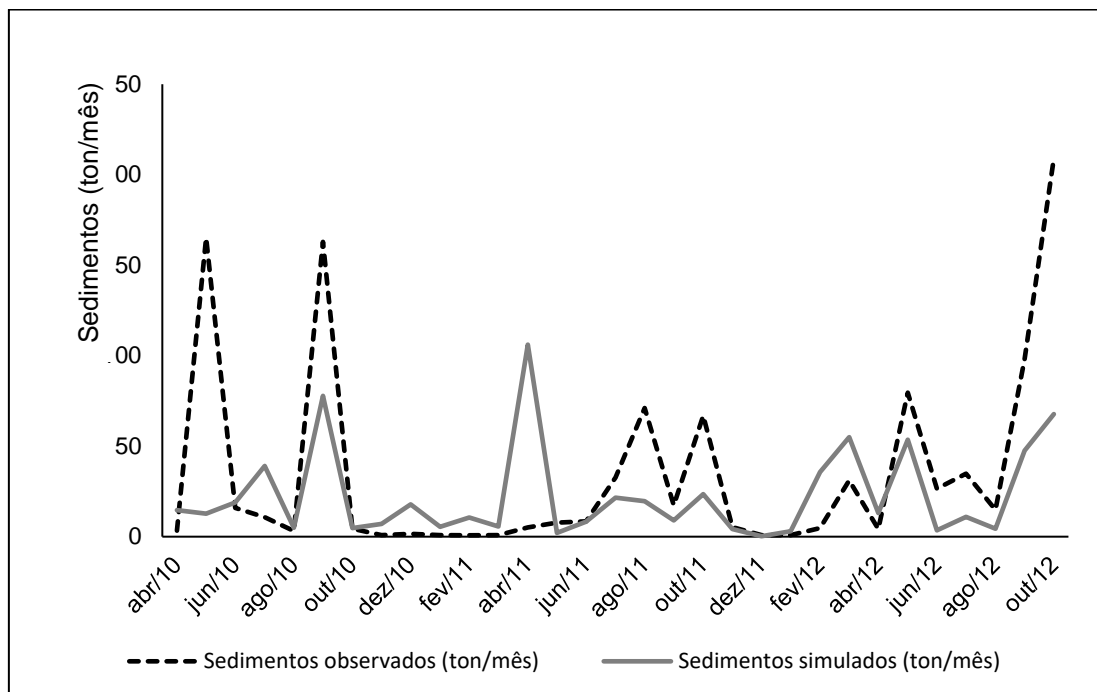
Fonte: Autora (2018).

Figura 35 – Correlação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) sem calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

Figura 36 - Comparação dos sedimentos observados (ton/mês) e sedimentos simulados (ton/mês) com calibração para o período de abril de 2010 a outubro de 2012.



Fonte: Autora (2018).

O SWAT utiliza uma análise de regressão múltipla para obter as estatísticas de sensibilidade do parâmetro (SWAT-CUP). O *t-stat* é o coeficiente de um parâmetro dividido pelo seu erro padrão. É uma medida da precisão com que o coeficiente de regressão é medido. Se um coeficiente é “grande” comparado ao seu erro padrão, então é provavelmente diferente de 0 e o parâmetro é sensível.

É possível comparar o *t-stat* de um parâmetro com os valores da tabela de distribuição t de Student para determinar o valor p, que é o número que você realmente é necessário verificar. A distribuição t de Student descreve como se espera que a média de uma amostra com um certo número de observações se comporte.

O valor p para cada termo testa a hipótese nula de que o coeficiente é igual a zero (sem efeito). Um valor de p baixo (<0,05) indica que você pode rejeitar a hipótese nula. Em outras palavras, um preditor que tenha um valor p baixo provavelmente será uma adição significativa no modelo, porque as alterações no valor do preditor estão



relacionadas a alterações na variável de resposta. Por outro lado, um valor de p maior sugere que as mudanças no preditor não estão associadas a mudanças na resposta. Então esse parâmetro não é muito sensível. Um valor de  $p < 0,05$  é o ponto geralmente aceito para rejeitar a hipótese nula (ou seja, o coeficiente desse parâmetro é diferente de 0). Com um valor de p de 0,05, há apenas 5% de chance de que os resultados que tenham surgido em uma distribuição aleatória, portanto, é possível afirmar com uma probabilidade de 95% de estar correto que a variável está tendo algum efeito.

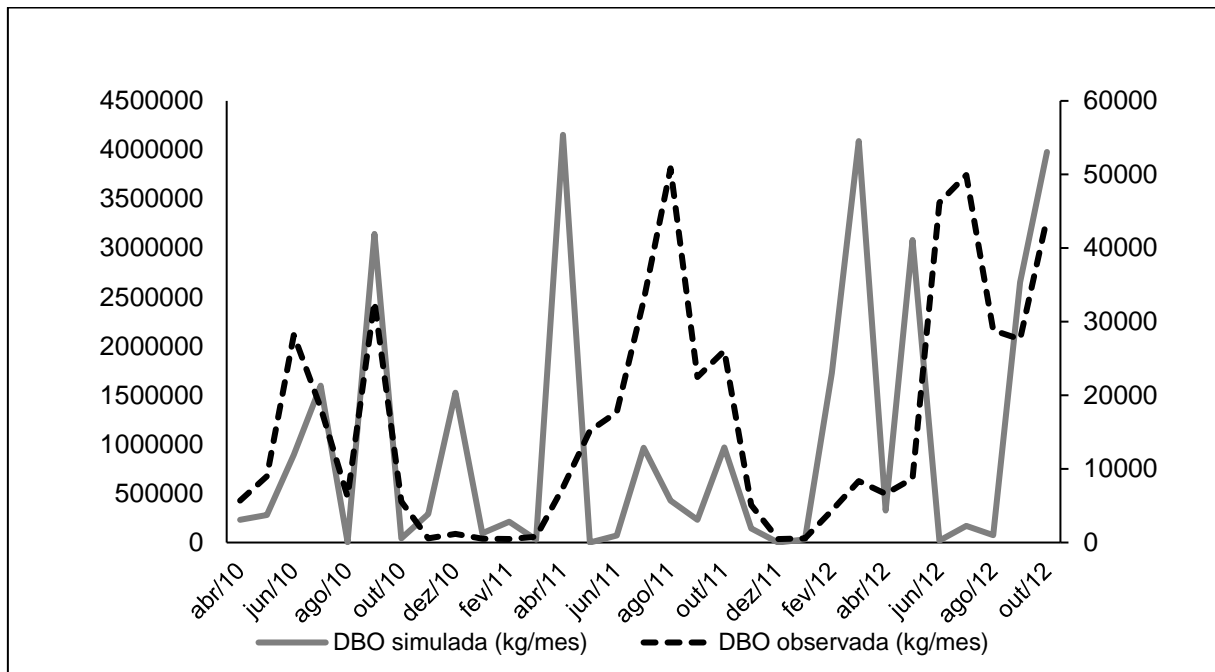
Os valores de t-Stat e p-value estão descritos na tabela 8 para a calibração realizada de sedimentos.

Tabela 8 – Parâmetros resultantes da análise de sensibilidade realizada pelo SWAT-CUP e valores mínimos e máximos utilizados.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	t-stat	P-valor
CH_N1.sub	-0,125904	-0,055682	-0,39326498	0,694166034
CH_N2.rte	-0,171414	-0,053702	1,913382884	0,055842835
HRU_SLP.hru	-0,27798	-0,157406	0,6208447757	0,534771112
CH_EQN.rte	0,360661	0,628939	11,002835699	0,0000000
USLE_K().sol	-1,852857	-0,221707	-2,87009561	0,004070359
USLE_P.mgt	-0,585848	-0,206002	-0,812704447	0,416485038
SPCON.bsn	-0,134509	0,192577	.3,244489907	0,001196176
SPEXP.bsn	0,073508	0,5717	-4,210292940	0,000026644
ADJ_PKR.bsn	0,399721	0,863735	0,163330063	0,870275199
CH_BNK_TC.rte	174,793198	209,871597	-1,063715796	0,287586913
CH_BED_TC.rte	162,167679	178,824478	-1,103866060	0,269785107
CH_BNK_KD.rte	2,824321	3,537331	-1,063715796	0,287586913
CH_BED_KD.rte	0,948083	2,098393	-1,103866060	0,269785107
CH_COV1.rte	-0,218391	0,278969	-9,653360261	0,0000000
CH_COV2.rte	0,836569	1,373017	0,4567340290	0,647912227

Em relação a simulação de demanda bioquímica de oxigênio,  $DBO_{5,20}$  a figura 37 ilustra os valores realizados sem a calibração, obtendo um coeficiente *Nash-Sutcliffe* de 0,45 apresentando condições satisfatória para o parâmetro, e considerando o número de análises realizadas em laboratório para o período.

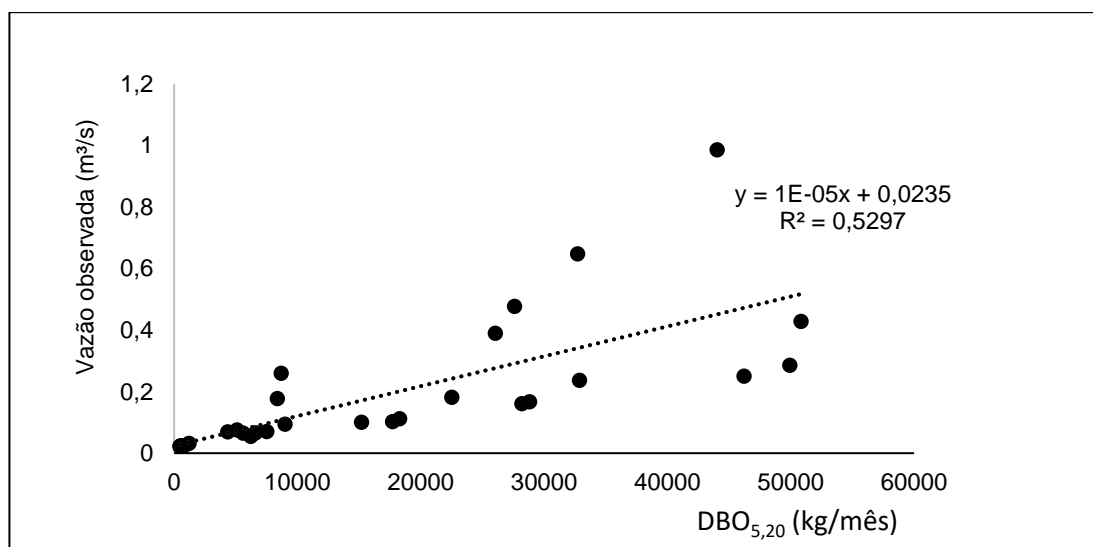
Figura 37 – Simulação de Demanda Bioquímica de  $DBO_{5,20}$  e comparação com os dados observados em campo, a partir da série calibrada pelo LOADEST.



Fonte: Autora (2018).

A figura 38 contém a relação entre os dados de vazão e  $DBO_{5,20}$  a relação entre os valores são de aproximadamente 0,53 indicando um bom resultado.

Figura 38 – Vazão ( $m^3/s$ ) e  $DBO_{5,20}$  (Kg/mês) após a calibração.



Fonte: Autora (2018).

### 7.3 SIMULAÇÃO COM USO DO SOLO ATUAL

Avaliou-se então a simulação do escoamento superficial, sedimentos (calibrados), nitrogênio orgânico total e fósforo orgânico total, para as condições atuais da bacia hidrográfica para o período 2010 – 2011, nas sub-bacias Rancho do Amaral, Menino Deus IV e João Goulart, representadas na figura 39. A sub-bacia hidrográfica João Goulart gerou o maior escoamento superficial, com variação de 15 a 20 mm por mês. Isto está relacionado com o uso e ocupação do solo da sub-bacia, que apresenta 36% de área ocupada por agricultura e 35 % por área urbanizada. As áreas urbanizadas, que possuem a Curva Número do solo com valor de 98, aumentam a impermeabilização do solo e, por consequência, diminuem a capacidade de infiltração gerando maior escoamento superficial. Além de que, a significativa presença de culturas agrícolas na área da sub-bacia, sem a adoção de práticas sustentáveis de manejo, aumenta a compactação do solo e, por consequência, diminuem a sua capacidade de infiltração de água da chuva, o que leva à geração de escoamento superficial.

A baixa geração de escoamento superficial observada na sub-bacia Rancho do Amaral, com lâmina mensal escoada de 0 a 6 mm, pode ser explicada pela predominância de florestas nativas na área (35%), o que contribui para a interceptação da água da chuva por meio da superfície foliar da vegetação. A geração de escoamento superficial produz efeitos negativos para o manejo da bacia hidrográfica, uma vez que leva à perda de água e transporte de sedimentos (solo agricultável e insumos agrícolas), com impacto negativo à agricultura.

Avaliando a produção de sedimentos a maior produção ocorreu na sub-bacia Menino Deus IV, que possui 30% da sua área ocupada por áreas agrícolas. Nessa sub-bacia, a produção mensal média de sedimentos variou de 0,25 a 0,4 t/ha/mês, valor semelhante ao encontrado por Bracmort et al. (2006), para uma pequena bacia hidrográfica de 50 Km<sup>2</sup>, na Índia com condições físicas semelhantes.

A maior produção de sedimentos nesta sub-bacia pode ser atribuída a significativa porcentagem de agricultura convencional existente na área, o que promove a compactação do solo por meio do uso de maquinários agrícolas. Além disso, esta sub-bacia possui alto escoamento superficial, o que favorece a perda de solo, o arraste de partículas sólidas e a erosão. Outra razão da alta produção de sedimentos nesta sub-bacia pode estar relacionada a majoritária presença de

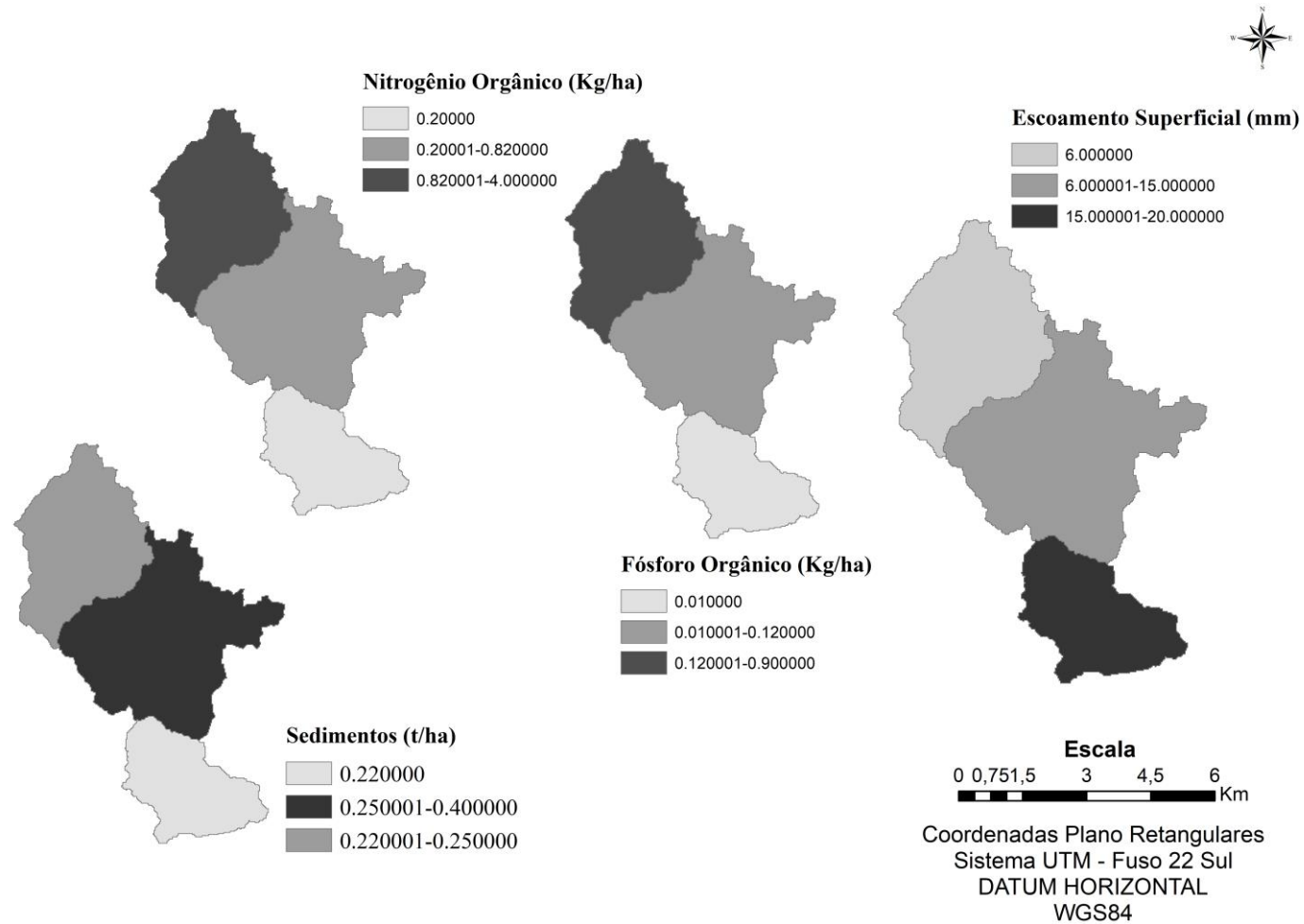
Neossolos Litólicos Eutróficos (75% da área da bacia), que possuem alta suscetibilidade à erosão e são característicos de áreas declivosas, de acordo com informações disponibilizadas pela EMBRAPA (2006).

A sub-bacia Rancho do Amaral possui as maiores produções de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico, com cargas variando de 0,8 a 4 kg/ha/mês para nitrogênio e 0,12 a 0,9 kg/ha/mês para fósforo. Esses nutrientes possuem a sua origem tanto em resíduos vegetais quanto animais, na matéria orgânica estável do solo ou em organismos vivos do solo (micróbios e bactérias). A maior parte (95%) da área da sub-bacia 1 é coberta por agricultura, pastagem e florestas (30% de agricultura, 30% de pastagem e 35% de florestas), o que explica a alta produção e perda de nutrientes nesta área.

Segundo Lutzenberger (2001) as áreas agrícolas contribuem para a produção da carga de nutrientes por meio da utilização de insumos agrícolas e fertilizantes com altas concentrações de nitrogênio e fósforo. O preparo do solo para a produção agrícola pode afetar a mineralização do nitrogênio e a movimentação do fósforo no solo, tornando o solo suscetível ao transporte de nutrientes por erosão (PANAGOPOULOS et al., 2011).

As áreas de pastagem, por sua vez, aumentam a produção de nutrientes devido a presença de gado e sua geração de matéria orgânica (LONG; GRACEY, 1990). Já as florestas, por meio da deposição de resíduos orgânicos no solo e sua decomposição, acabam gerando matéria orgânica estável rica em fósforo e nitrogênio (SELLE, 2007).

Figura 39 - Simulação de sedimentos (t/ha), Nitrogênio orgânico (Kg/ha), Fósforo orgânico (Kg/ha) e escoamento superficial (mm) para a bacia hidrográfica de estudo.



Fonte: Autora (2019).

## 7.4 FONTES CRÍTICAS DE POLUIÇÃO

As HRU's foram classificadas com base na sua carga de contribuição de Sedimentos, Nitrogênio Orgânico e Nitrato ( $\text{NO}^{-3}$ ) por unidade de área, conforme ilustra a figura 40. A escala de HRU's foi utilizada para aumentar a precisão na identificação dessas áreas, uma vez que desta forma possibilita-se a identificação de combinações únicas de solo, uso do solo e declividade.

Nas áreas analisadas a maior produção de sedimentos corresponde a locais com pastagem e floresta, as áreas de pastagem ficam próximas ao reservatório de abastecimento do município. Souza, Gastaldini e Pivetta (2017) avaliaram a relação do uso do solo na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim com monitoramento da qualidade da água e análise estatística de multivariada. As componentes principais de análise representaram 58,3% da variância, isso indica que o escoamento superficial nos campos e em locais com perdas de solo e grandes cargas sólidas, expõem o solo e a utilização de técnicas limitadas de conservação pode explicar o transporte sólido.

Pode-se observar que as fontes de nutrientes (nitrato e nitrogênio) estão bem especializadas ao longo da bacia hidrográfica e distribuídas na parte alta e intermediária da bacia hidrográfica. As fontes de nitrato são provenientes de solo com pastagem e agricultura, segundo Gusmán et al. (2012) áreas agrícolas e de terra nua tem efeitos de elevar a concentração de nutrientes.

As fontes provenientes de nitrogênio orgânico são provenientes de áreas de pastagem e urbanização com áreas declivosas. Estas áreas representam combinações únicas de Neossolo Litólico Eutrófico, pastagem e declividades fortemente onduladas. Constituem-se de uma classe de solos altamente suscetível à erosão, em combinação com um uso e ocupação da terra promove a compactação do solo e a geração de nutrientes e matéria orgânica, em áreas de relevo fortemente ondulado.

Pode-se analisar que a parte alta da bacia hidrográfica onde se localiza a sub-bacia Rancho do Amaral configura-se como uma área ambientalmente sensível, pois é a principal fonte de sedimentos, Nitrato e Nitrogênio orgânico da bacia hidrográfica.

A maior fonte de nitrato ( $\text{NO}^{-3}$ ) foi na parte alta da bacia hidrográfica. A análise estatística de Cluster realizada por Souza, Gastaldini e Pivetta (2017) foi responsável por 77% da variância e todos foram associados às atividades agrícolas (principalmente suinocultura) e ao uso de fertilizantes na família.

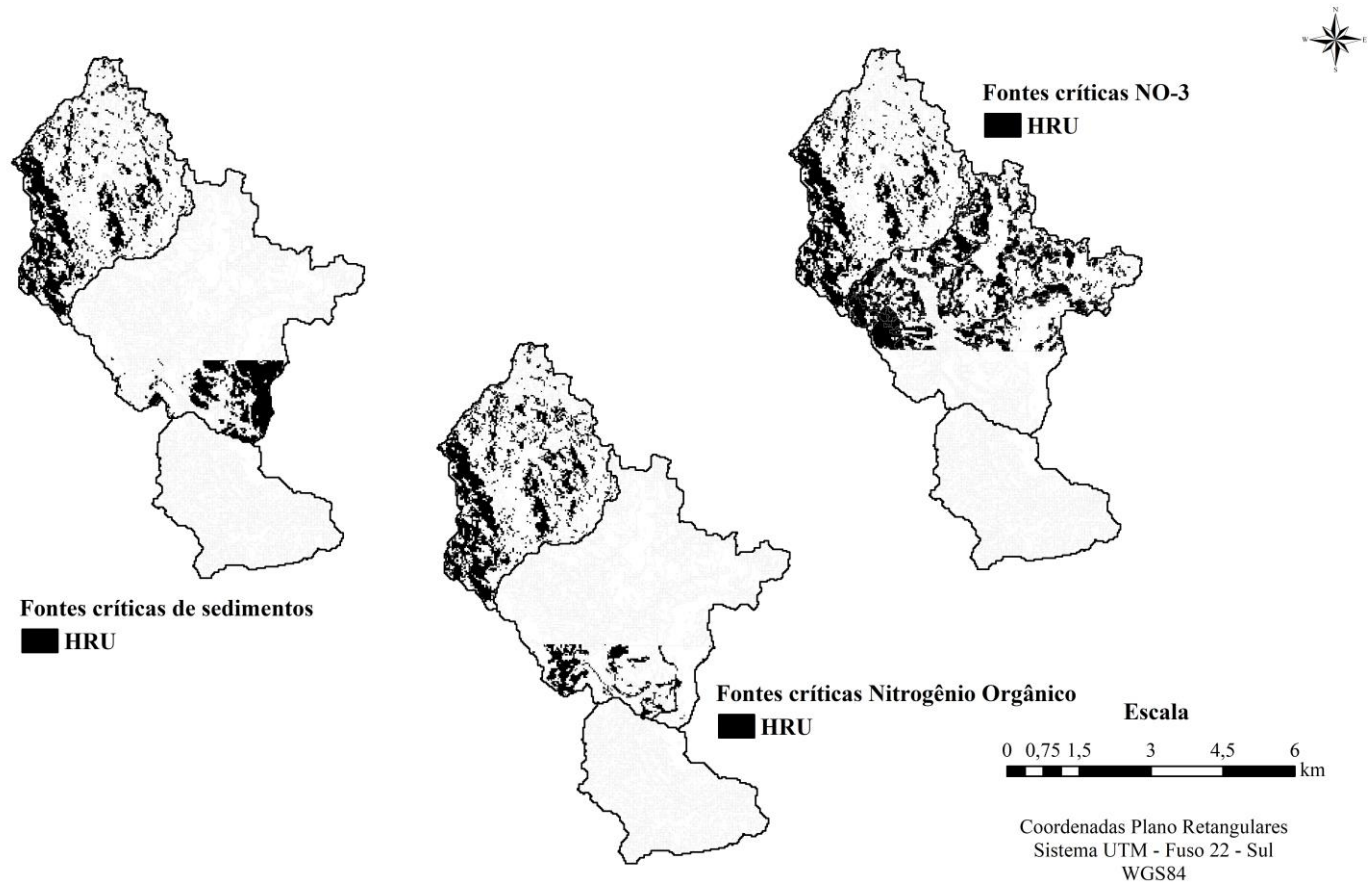
Na figura 41 está representado o percentual de contribuição de sedimentos, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrogênio orgânico e fósforo orgânico por percentual de área, inseriu-se um valor de referência de 10% para comparação. Os resultados mostraram que 10% da área da bacia hidrográfica é responsável por mais do que 40% do total da carga de sedimentos.

Apenas 10% da área da bacia hidrográfica produz mais do que 80% do total de  $\text{NO}_3^-$ . Aproximadamente 70% da carga total de Nitrogênio Orgânico produzida na bacia hidrográfica é oriunda de apenas 10% da área da bacia.

A contribuição percentual de cada HRU com relação a carga total produzida pela bacia hidrográfica foi determinada e permitiu a identificação de fontes críticas, consideradas, portanto, áreas ambientalmente sensíveis.

O quantitativo de sedimentos (t/ha), Nitrato (Kg/ha), nitrogênio orgânico (kg/ha) e escoamento superficial (mm), por área de contribuição ( $\text{km}^2$ ) e unidade de resposta hidrológica é exibido na Tabela 9.

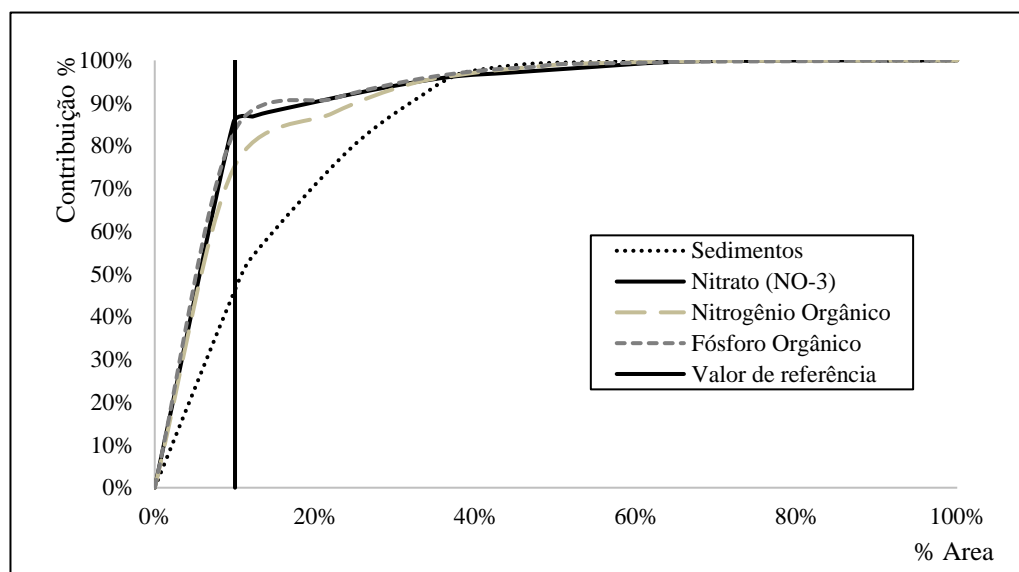
Figura 40 - Simulação de sedimentos (t/ha), Nitrogênio orgânico (Kg/ha), Fósforo orgânico (Kg/ha) e escoamento superficial (mm) para a bacia hidrográfica de estudo.



Fonte: Autora (2018)



Figura 41 – Contribuição de sedimentos, nitrato, nitrogênio orgânico e fosforo orgânico, comparado ao valor de referência.



Fonte: Autora (2018).

Tabela 9 – Unidades de Resposta Hidrológica, área de contribuição (km<sup>2</sup>), sedimentos (t/ha), Nitrato (Kg/ha), nitrogênio orgânico (kg/ha) e escoamento superficial (mm).

HRU	Área (km <sup>2</sup> )	Sed (t/ha)	NO <sup>3</sup> (Kg/ha)	N Org. (Kg/ha),	Escoamento (mm)
1	0,34	0,83	32,35	16,95	984,96
2	3,66	37,48	18,46	80,31	219,69
3	3,66	125,76	503,92	865,29	93,47
4	4,31	0,04	1,54	1,3	23,74
5	0,39	0,7	28,87	2,03	1058,84
6	0,89	1,4	32,37	23,83	982,17
7	0,41	0	0	0	0
8	0,01	0	0	0	0
9	0,86	19,57	0	0,64	218,49
10	4,58	55,99	7,12	119,08	494,61
11	0,90	98,79	0	0,82	335,71
12	3,09	1,43	0,53	36,87	275,21
13	1,72	0,38	0,01	0,29	74,58
14	4,72	0,16	23,16	5,43	73
15	2,85	0,13	7,89	0,48	580,64
16	2,82	6,66	7,48	19,68	502,93
17	0,82	30,62	0	0,85	354,71
18	1,26	0,24	0,01	0,19	79,5
Total	37,28	380,18	663,71	1174,04	6352,25

## 7.5 AVALIAÇÃO DAS PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS

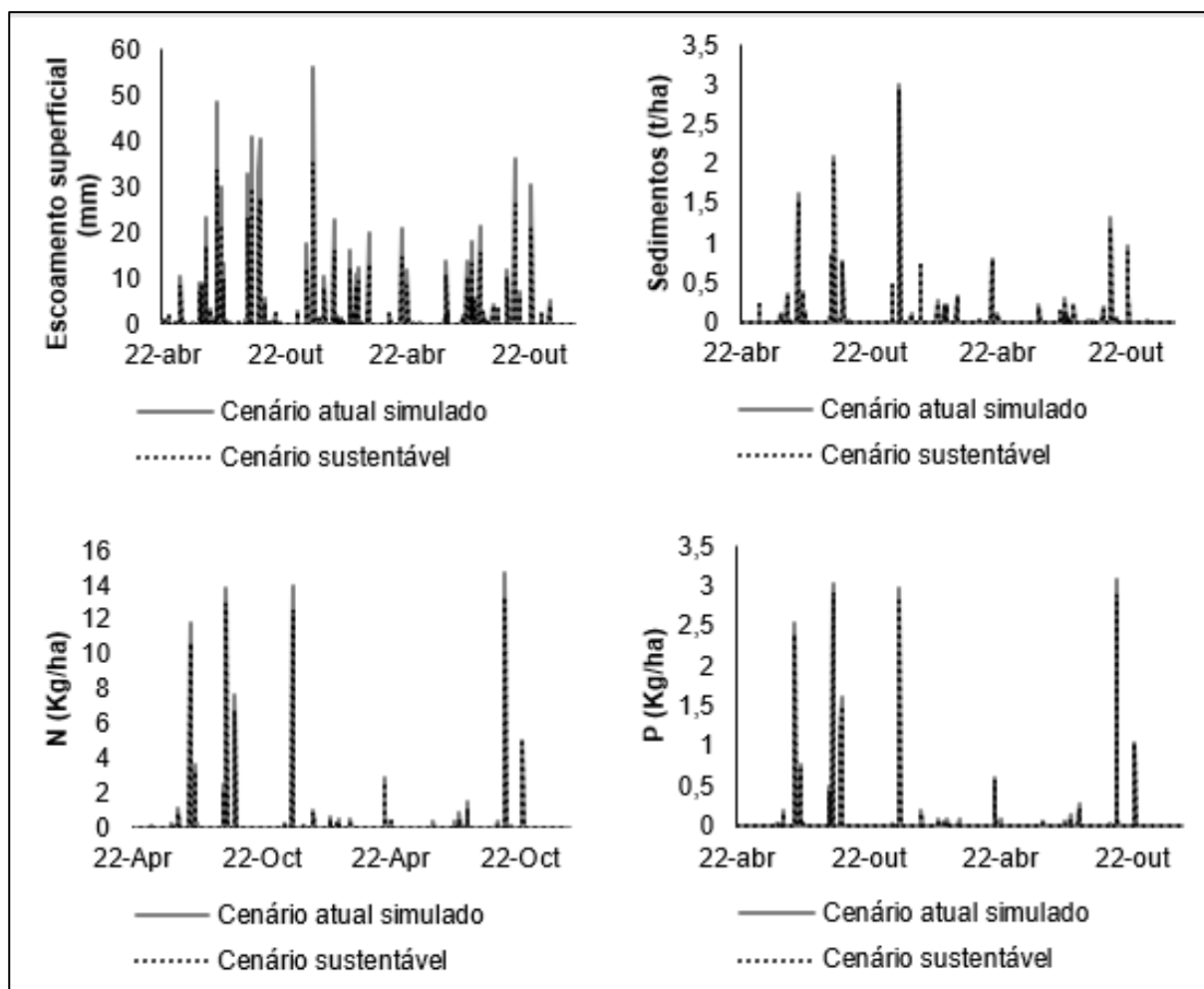
As práticas conservacionistas simuladas neste estudo foram: terraceamento, agricultura de tiragem, bacia de detenção de sedimentos e cordões verdes, o qual foram simuladas simultaneamente em um mesmo cenário, avaliando o efeito das mesmas na redução da produção de sedimentos, escoamento superficial, Nitrogênio e Fósforo. De acordo com Kaini et al. (2012) diversas práticas conservacionistas devem ser simuladas ao mesmo tempo para que efeitos significativos sejam observados na qualidade da água. As práticas supracitadas foram simuladas para as áreas críticas por meio da simulação do atual cenário da bacia hidrográfica, as quais correspondem a áreas de agricultura e pastagem.

Os resultados obtidos por meio da simulação de práticas conservacionistas de uso e manejo do solo na bacia hidrográfica foram de redução de 33% de escoamento superficial, 4% de sedimentos, 49% de nitrogênio orgânico e 14% de fósforo orgânico. Esta redução é de extrema importância considerando que o maior aumento de carga na bacia hidrográfica é de nitrogênio, o que reduziria a metade deste nutriente na qualidade de água do curso hídrico. A figura 42 contém a representação gráfica simulada dos impactos de práticas conservacionistas na bacia hidrográfica, em escala diária.

As maiores reduções percentuais foram em relação ao escoamento superficial e N. Isso pode ser explicado pelo fato de que os parâmetros alterados no modelo controlam, sobretudo, a infiltração de água no solo. Por meio da redução do parâmetro CN para 20, por exemplo, facilitou-se a infiltração de água no solo, uma vez que a permeabilidade do mesmo, nas áreas contempladas pela simulação de práticas conservacionistas, aumentou. A alta redução na carga de N é, sobretudo, devido a implementação da prática de agricultura de tiragem, uma vez que desta forma os coeficientes C e P da USLE foram modificados em combinação com o coeficiente “n” de Manning e CN do solo. Aumentando-se o coeficiente de Manning reduziu-se o escoamento superficial, uma vez que a rugosidade do terreno aumentou. Além disso, diminuindo-se o CN, aumentou-se a infiltração da água da chuva no solo. Ajustando-se os valores dos coeficientes C e P da USLE conseguiu-se melhor representar a presença de variadas culturas agrícolas e a declividade das áreas de plantio.

A implementação de práticas conservacionistas na bacia hidrográfica também melhorou a qualidade da água do recurso hídrico, observou-se uma redução de 12% na carga de Nitrogênio carregada para o reservatório e 5% na carga de nitrato.

Figura 41 – Avaliação das práticas conservacionistas para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí - Mirim, para o período de abril de 2011 a outubro de 2012.

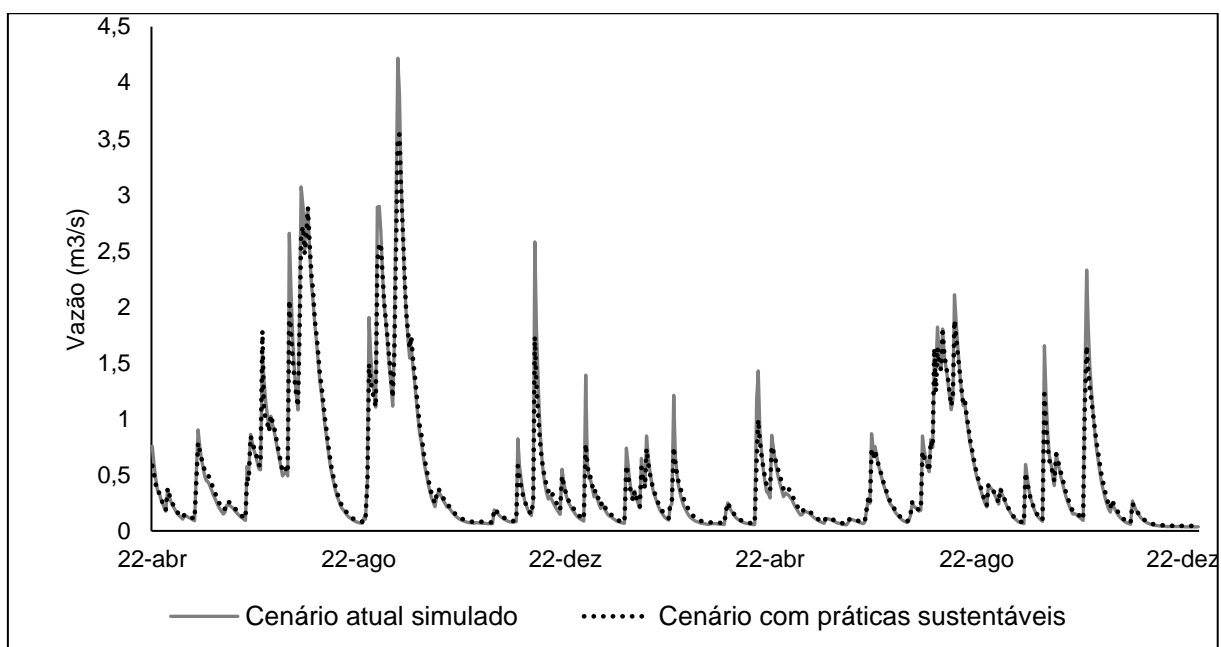


Fonte: Autora (2018).

A resposta hidrológica da bacia hidrográfica à implementação de práticas conservacionistas de uso do solo (Figura 42) evidenciou uma suavização do hidrograma, redução das vazões de pico e diminuição da vazão média diária. Isso pode ocasionar em efeitos positivos para a qualidade do homem e do ambiente, visto que a redução das vazões máximas diminui o risco de enchentes e alagamentos.

Souza, Gastaldini e Araújo (2015) avaliaram os parâmetros de qualidade da água utilizando probabilidades de atendimento o qual mostrou-se dependente das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, apresentando influência do uso do solo na qualidade da água. Utilizando o modelo Swat para simulação estas relações também foram determinadas. O modelo representou a realidade local, sugere-se ainda como análise a validação do modelo.

Figura 42 – Avaliação das práticas conservacionistas para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí - Mirim, para o período de abril de 2011 a outubro de 2012.



## 8 CONCLUSÕES

O uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, gerou 19 unidades de resposta hidrológica - HRU, com características homogêneas de uso e ocupação, declividade e solos para a bacia de estudo.

Pode-se comparar os dados de simulação antes e após a análise de sensibilidade utilizando o modelo SWAT CUP (2012), obteve-se como parâmetro mais sensível na hidrologia o comprimento da declividade média (m/m).

O manejo inadequado do solo nas áreas de lavoura, a falta de planejamento e a ausência de práticas de controle do escoamento superficial, que sejam compatíveis com a fragilidade condicionada pelos solos e pelo relevo da bacia hidrográfica, têm provocado o surgimento aumento de fontes de nitrogênio, fósforo e sedimentos. O  $\text{NO}_3$  e P solúvel foram altamente influenciados pelo manejo da terra, particularmente a proporção de terras agrícolas em uma sub-bacia.

Como as informações de física do solo, são escassas para a bacia hidrográfica de estudo, isto pode ser um fator que elevaria a representatividade do modelo, no entanto não impede de representar a realidade, sendo as condições calibradas satisfatórias.

A vazão e os parâmetros de qualidade da água sedimentos e Demanda Demanda Bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_{5,20}$ ) foram calibrados e obtendo o coeficiente *Nash-Sutcliffe* de 0,5 e 0,45 respectivamente.

Os resultados obtidos por meio da simulação de práticas conservacionistas de uso e manejo do solo na bacia hidrográfica foram de redução de 33% de escoamento superficial, 4% de sedimentos, 49% de nitrogênio orgânico e 14% de fósforo orgânico.

As práticas conservacionistas de manejo do solo são estudadas na cabeceira da bacia hidrográfica podendo ser uma alternativa para redução de nutrientes e gestão dos recursos hídricos pelo poder público. Diante dos problemas existentes com qualidade da água reduziria pela metade a carga poluente que chega a bacia hidrográfica.

## REFERÊNCIAS

- AAFC – AGRICULTURE AND AGRI-FOOD CANADA. **Science Publications and Resources**, 2014. Disponível em: < <http://www.agr.gc.ca/eng/science-and-innovation/science-publications-and-resources/?id=1196363731573>>. Acesso em: 10 abr. 2014.
- ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modeling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v.333, p.413-433, 2006.
- AKTER, A.; BABEL, M. S. Hydrological modeling of the Mun River basin in Thailand. **Journal of Hydrology**, v. 452 - 453, p. 232-246, 2012.
- ALAM, MD. J.; DUTTA, D. A process-based and distributed model for nutrient dynamics in river basin: Development, testing and applications. **Ecological Modelling**, v. 247, p. 112-124, 2012.
- ALEKSEY.; SHESHUKOV.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SINNATHAMBY, S.; DAGGUPATI, P. Pasture BMP effectiveness using an HRU-based subarea approach in SWAT. **Journal of Environmental Management**, n.166, p.276-284, 2016.
- ALI, M.; KHAN, S. J.; ASLAM, I.; KHAN, Z. Simulation of the impacts of land-use change on surface runoff of Lai Nullah Basin in Islamabad, Pakistan. **Landscape and Urban Planning**, v.102, p.271-279, 2011.
- ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SAVRONI, J.; L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CATANEO, A. C. Avaliações fisiológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes. **Planta daninha** v.21 no.spe Viçosa, 2003
- AMBROISE, B.; BEVEN, K.J.; FREER, J. Towards a generation of the TOPMODEL concepts: topographic indices of hydrological similarity. **Water Resources Research**, v. 32, p. 2135-2145, 1996.
- ANDRADE, M.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, Campina Grande, 2013.
- ARABI, M.; FRANKENBERGER, J.R.; ENGEL, B.A.; ARNOLD, J.G. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. **Hydrological Processes**, v.22, n.12, p.1-14, 2007.
- ARNOLD, J. G.; MORASI, D. N.; GASSMAN, P. W; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M.W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: model use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v.55, n.4, p.1491-1508, 2012.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; et al. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 1998.

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.121, n.2, p.171-183, 1995.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.34, n.1, p. 253-261, 2010.

BARCO, J.; HOGUE, T. S.; CURTO, V.; RADEMACHER, L. Linking hydrology and stream geochemistry in urban fringe watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 360, n. 1-4, p. 31-47, 2008.

BAUWE, A.; KAHLE, P.; LENNARTZ, B. Hydrologic evaluation of the curve number and Green and Ampt infiltration methods by applying Hooghoudt and Kirkham tile drain equations using SWAT. **Journal of Hydrology**, n.537, p. 311-321, 2016.

BESKOW, S. **Lash model: a hydrological simulation tool in gis framework**. 2009. 118 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) -Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

BLAINSKI, E; SILVEIRA, F.A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L.H.P.; VIANNA, L.F.S. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Agropecuária Catarinense**, 24:65-70, 2011.

BORMANN, H.; BREUER, L.; GRAFF, T.; HUISMAN, J. A. Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. **Ecological modeling**, n. 209, p. 29-40, 2007.

BRACMORT, K. S.; ARABI, M.; FRANKENBERGER, J. R.; ENGEL, B. A.; ARNOLD, J. G. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 2006, v. 49, n.2, p. 367-374, 2006.

BONUMA, N. B. **Curso básico do modelo SWAT**: Introdução. 2013.

BONUMA, N. B.; ROSSI, C. G.; ARNOLD, J. G.; REICHERT, J. M.; MINELLA, J. P.; ALLEN, P. M.; VOLK, M. Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. **Journal of Environmental Quality**, v. 1, p. 1-20, 2012.

BOSCH, D. D.; SHERIDAN, J. M.; BATTEN, H. L.; ARNOLD, J. G. Evaluation of the SWAT model on a coastal plain agricultural watershed. **American Society of Agricultural Engineers**, v.47, n.5, p.1493-1506, 2004.

BOSSA, A.Y.; DIEKKRÜGER, B.; IGUÉ, A. M.; GAISER, T. Analyzing the effects of different soil databases on modeling of hydrological processes and sediment yield in Benin (West Africa). **Geoderma**, v. 173-174, p. 61-74, 2012.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE BRASIL. Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Publicado no D.O.U., Brasília, 2005.

BRACMORT, K.S.; ARABI, M.; FRANKENBERGER, J.R.; ENGEL, B.A.; ARNOLD, J.G. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, vol.49(2), p.367-374. 2006.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **Int. J Agric & Biol Eng**, v.8, n.3, p. 9-35, 2015.

BROWN, L. C.; BARNWELL, J. T. O. The Enhanced Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS Documentation and User Manual. USEPA, Athens, GA. 1987.

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**, v.21, n.1, p.53-64, 2016.

BUENO, M. G.; HENKES, J. A. Revitalização do rio Tietê: Uma opção viável. **Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 516-534, 2016.

BURIN, R. **Variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí-Mirim**. 2011. 120p. Dissertação (Programa de Pós-graduação Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.

CARGNIN, M.; BEZZI, M. L. As transformações no espaço produtivo da soja no município de Júlio de Castilhos/RS sob a perspectiva dos agentes da atividade agropecuária. **Campo-território: revista de geografia agrária**, v. 8, n. 15, p. 1-26, fev., 2013.

CASAGRANDE, L. **Avaliação do parâmetro de propagação de sedimentos do modelo de Williams (1975) na bacia do rio Vacacaí Mirim com o auxílio de técnicas de geoprocessamento**. 2004. 242 p. Dissertação - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2004.

CHANG, T-J.; WANG, C-H.; CHEN, A. S. A novel approach to model dynamic flow interactions between storm sewer system and overland surface for different land covers in urban areas. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 662-679, 2015.

CHAOUI, W.; ATTOOUI, B.; BENHAMZA, M.; BOUCHAMI, I.; ALIMI, L. Water quality of the plain of El-Hadjar wilaya of Annaba (Northeast Algeria), **Energy Procedia**, n.70, p.1174-1181, 2015.



CHAPLOT, V.; SALEH, A.; JAYNES, D. B. Effect of the accuracy of spatial rainfall information on the modeling of water, sediment, and NO<sup>3</sup>-N loads at the watershed level. *Journal of Hydrology*, v. 312, n. 1–4, p. 223-234, 2005.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. "QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and Users Manual." Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2007, 105 p.

CHEN, X.; TIAN, C.; MENG, X.; XU, Q.; CUI, G.; ZHANG, Q.; XIANG, L. Analyzing the effect of urbanization on flood characteristics at catchment levels. **International Association of Hydrological Sciences (IAHS)**, v. 370, p. 33-38, 2015.

CHO, K. H.; PACHEPSKY, Y. A.; KIM, M.; PYO, J.; PARK, H.; KIM, Y. M.; KIM, J.; KIM, J. H. Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. **Journal of Hydrology**, n. 535, p. 377-385, 2016.

CHO, J.; BOSCH, D.; LOWRANCE, R.; STRICKLAND, T.; VELLIDIS, G. Effect of spatial distribution of rainfall on temporal and spatial uncertainty of swat output. **Transactions of the ASABE**, v.52, p. 1545-1555, 2009.

CHO, J.; PARK, S.; IM, S. Evaluation of Agricultural Nonpoint Source (AGNPS) model for small watersheds in Korea applying irregular cell delineation. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 4, p. 400-408, 2008.

CHO, K. H.; PACHEPSKY, Y. A.; KIM M.; PYO, J.; PARK, M.; KIM Y.M.; J.; KIM, J. H. Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. **Journal of Hydrology**, v.535, p. 377-385, 2016.

CHON, S-S.; OHANDJA , D-G.; VOULVOULIS, N. A risk-based approach to prioritise catchments for diffuse metal pollution management. **Science of The Total Environment**, v.437, p. 42-52, 2012.

CIPOLLA, S. S.; MAGLIONICO, M.; STOJKOV, I. A long-term hydrological modelling of an extensive green roof by means of SWMM. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 876-887, 2016.

COFFEY, R.; CUMMINS, E.; BHREATHNACH, N.; FLAHERTY, V. O.; CORMICAN, M. Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. **Agricultural Water Management**, v. 97, n.1, p. 101-111, 2010.

COLLINS, A. L.; ZHANG, Y. S.; WINTER M.; INMAN, A.; JONES, J. I.; JOHNES, P.J.; CLEASBY, W.; VRAIN, E.; LOVETT, A.; NOBLE, L. Tackling agricultural diffuse pollution: What might uptake of farmer-preferred measures deliver for emissions to water and air?. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 269-281, 2016.

CONNOLLY, R. D.; CIESIOLKA, C. A. A.; SILBURN, D. M.; CARROLL, C. Distributed parameter hydrology model (Answers) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data. IV Evaluating pasture catchment hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 201, n. 1-4, p. 311-328, 1997.

COSTA, M. E. L.; KOIDE, S. Análise do escoamento superficial utilizando o modelo SWMM em bacias urbanas com enfoque na geração de cargas de poluição difusa. In. XX SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves/RS. **Anais...** Bento Gonçalves/RS: ABRH, 2013, p. 125.

DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SRINIVASAN, R.; ARNOLDVOL, J. G. SOIL AND Water assessment tool (SWAT) model: current developments and applications. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 53, n.5, p.1423-1431, 2010.

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.619-650, 2005.

DU, J.; QIAN, L.; RUI, H.; ZUO, T.; ZHENG, D.; XU, Y.C. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhuai River basin, China. **Journal of Hydrology**, v.464-465, p.464-465, 2012.

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

EASTON, Z. M.; FUKA, D. R.; WALTER, T.; COWAN, D. M.; SCHNEIDERMAN, E. M.; STEENHUIS, T. S. Re-conceptualizing the soil and water assessment tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. **Journal of Hydrology**, v.348, n. 3-4, p. 279-291, 2008.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Water pollution** - overview. Disponível em: < <http://www.eea.europa.eu/themes/water/water-pollution>>. Acesso em: Set, 2016.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2.Ed. Brasília, DF, 2006. 306 p.

ENGEL, B. A.; AHIABLAME, L. M.; LEROY, J. D. Modeling the impacts of urbanization on lake water level using L-THIA. **Urban Climate**, v. 14, n. 4, p. 578-585, 2015.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Emergency Response to August 2015 Release from Gold King Mine**. 2015. Disponível em: < <https://www.epa.gov/goldkingmine>>. Acesso em: 10 Nov, 2016.

EROL, A.; RANDHIR, T. Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. **Ecological Modelling**, n. 270, p.54-63, 2013.

ESCURRA, J.; VAZQUEZ, V.; CESTTI, R.; DE NYS, E.; SRINIVASAN. R. Climate change impact on countrywide water balance in Bolivia. **Reg Environ Change**, n.14, p.727-742, 2014.

ESEN, E.; USLU, O. Assessment of the effects of agricultural practices on non-point source pollution for a coastal watershed: A case study Nif Watershed, Turkey. **Ocean & Coastal Management**, v. 51, n. 8 - 9, p. 601-611, 2008.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 359-370, 2013.

FAUST, K. M.; ABRAHAM, D. M. Impact Assessment of Stormwater Alternatives on Generated Runoff in Cities Experiencing Urban Decline. **Procedia Engineering**, v. 145, p. 540-547, 2016.

FELTRIN, R. M.; PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D.; BELING, F. A. Lysimeter soil water balance evaluation for an experiment developed in the Southern Brazilian Atlantic Forest region. *Hydrological Processes (Print)*, v. 25, p. 2321-2328, 2011.

FERRIGO, S.; MINOTI, R. T. Aplicação do modelo SWAT na estimativa do balanço hídrico do lago descoberto (DF) e na previsão da cota ao final de um período seco. In. XX SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2015, Bento Gonçalves/RS. **Anais...** Bento Gonçalves/RS: ABRH, 2015, p. 1-8.

FONSECA, A.; BOTELHO, C.; BOAVENTURA, R. A. R., VILAR, V. J. P. Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River. **Science of The Total Environment**, v. 485-486, p. 474-489, 2014.

FONSECA, A. R.; SANCHES, L. F.; FONTAINHAS-FERNANDES, A.; MONTEIRO S. M.; PACHECO, F. A. L. From catchment to fish: Impact of anthropogenic pressures on gill histopathology. **Science of The Total Environment**, v. 550, p. 972-986, 2016.

FREY, S. K.; TOP, E.; EDGE, T.; FALL, C.; GANNON, V.; JOKINEN, C.; MARTI, R.; NEUMANN, N.; RUECKER, N.; WILKES, G.; LAPEN, D.R.; Using SWAT, Bacteroidales microbial source tracking markers, and fecal indicator bacteria to predict waterborne pathogen occurrence in an agricultural watershed. **Water research**, v.47, p. 6326-6337, 2013.

FUKUNAGA, D.C.; CECÍLIO, R.A.; ZANETTI, S.S.; OLIVEIRA, L.T.; CAIADO, M.A.C., 2015. Application of SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *Catena*, 125: 206-213, 2015.

GAL, L.; GRIPPA, M.; HIERNAUX, P.; PEUGEOT, C.; MOUGIN, E.; KERGOAT, L. Changes in lakes water volume and runoff over ungauged Sahelian watersheds. **Journal of Hydrology**, In press, 2016.

GALVÁN, L.; OLÍAS, M.; CÁNOVAS, C. R.; SARMIENTO, A. M.; NIETO, J. M. Hydrological modeling of a watershed affected by acid mine drainage (Odiel River, SW Spain). Assessment of the pollutant contributing areas. **Journal of Hydrology**, n.540, p.196-206, 2016.

GARCIA, J. I. B.; PAIVA, E. M. C. D. Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia do Arroio Cancela – RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.4, p. 99-108, 2005.

GASHAW, T.; TULO, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A.W., 2018. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of the total environment*, 619-620, p. 1394-1408, 2018.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions **American Society of agricultural and biological engineers**, v.54, n.4, p.1244-1250, 2007.

GASSMAN, P. W.; SADEGHI, A.; SRINIVASAN, R. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. **Journal of Environmental Quality**, v.43, n.1, p.1-8, 2014.

GASTALDINI, M. C. C., OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.16, n.1, p.17-27, 2011.

GHORABA, S. M. Hydrological modeling of the Simly Dam watershed (Pakistan) using GIS and SWAT model. **Alexandria Engineering Journal**, n. 54, p. 583-594, 2015.

GHOSH, N. C.; MCBEAN, E. A. Water quality modeling of the Kali River, India. **Journal water, air, and soil pollution**, v.102, p. 91-103. 1998.

GOTTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. Macro-scale hydrological modeling: a Scandinavian experience. In: International Symposium on: Can Science and Society Save the Water Crisis In The 21st Century: Reports From The World, 1, 2000, Tokyo. **Anais...** Tokyo: Japan Society of Hydrology and Water Resources, p. 38-45. 2000. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/02626660109492889>>. Acesso em: 16 Ago. 2016.

GREEN, C. H.; VAN GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environemtal Modelling & Software**, v. 23, p. 422-434, 2008.

GRUTKA, L. Estudo das relações entre descarga sólidas e líquidas por meio de diferentes métodos de medição. 2013. 87p. Dissertação (Programa de Pós-graduação Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

GUSMÁN, G. T. N.; HAPEMAN, C. J.; PRABHAKARA, K.; CODLING, E. E.; SHELTON, D. R.; RICE, C. P.; HIVELY, W. D.; MCCARTY, G. W.; LANG, M. W.; TORRENTS, A. Potential pollutant sources in a Choptank River (USA) subwatershed and the influence of land use and watershed characteristics. *Science of the Total environment*, v.430, p. 270-279, 2012.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 01, n. 02, p. 96-99, 1985.

HALWATURA, D.; NAJIM, M. Environmental Flow Assessment - An Analysis. **Journal of Environmental Professionals Sri Lanka**. v. 3, n.2, p.1-11, 2014.

HEC – HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER. **US Army Corps of Engineers – HEC - HMS**. 2014. Disponível em: <<http://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/>>. Acesso em: 13 Out. 2014.

HELDWEIN, A. B.; BURIOL, G. A.; STRECK, N. O clima de Santa Maria. *Ciência & Ambiente*. n. 38, p. 43-58, Jan/jul, 1990.

HELDWEIN, A. B.; BURIOL, G. A.; STRECK, N.A. O clima de Santa Maria, RS. *Ciência & Ambiente*, v. 38, p. 43-58, 2009.

HERNANDEZ, M.; MILLER, S. N.; GOODRICH, D. C.; GOFF, B. F.; KEPNER, W. G.; EDMONDS, C. M.; JONES, K. B. Modeling runoff response to land cover and rainfall spatial variability in semi-arid watersheds. *Environmental and Monitoring Assessment*, v. 64, n.1, p. 285-298, 2000.

HOWARTH, W. Diffuse Water Pollution and Diffuse Environmental Laws. *Journal of Environmental Law*, v. 23, n.1, p.129-14, 2011.

HUANG, J.; HONG, H. Comparative study of two models to simulate diffuse nitrogen and phosphorus pollution in a medium-sized watershed, southeast China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 86, p. 387-394, 2010.

HUO, S-C.; LO, S-L.; CHIU, C-H.; CHIUEH, P-T.; YANG, C-S. Assessing a fuzzy model and HSPF to supplement rainfall data for nonpoint source water quality in the Feitsui reservoir watershed. *Environmental Modelling & Software*, v. 72, p. 110-116, 2015.

HWANG, J. Y.; KIM, Y. D.; KWON, J. H.; PARK, J. H.; NOH, J. W.; YI, Y. K. Hydrodynamic and Water Quality Modeling for Gate Operation: A Case Study for the Seonakdong River Basin in Korea. *Journal of Civil Engineering*, v.18, p.73-80, 2014.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Boletim Climático – Dezembro/Janeiro/Fevereiro (2006-2012). Ano 7, n.11, p.1-5, 2009. Disponível em: <[http://www.inmet.gov.br/portal/arq/clima/prog\\_clima\\_rs/bol\\_nov2009.pdf](http://www.inmet.gov.br/portal/arq/clima/prog_clima_rs/bol_nov2009.pdf)>. Acesso em: Jun, 2018.

ISKENDER, I.; SAJIKUMAR, N. Evaluation of Surface Runoff Estimation in Ungauged Watersheds Using SWAT and GIUOriginal Research Article. *Procedia Technology*, v.24, p. 109-115, 2016.

JIAO, W.; OUYANG, W.; HAO, F.; HUANG, H.; SHAN, Y.; GENG, X. Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metal loadings at watershed scale. *Journal of Hazardous Materials*, v. 280, p. 252-259, 2014.

KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. Optimizing structural best management practices using SWAT and genetic algorithm to improve water quality goals. *Water Resources Management*. v. 26, n. 7, p. 1827–1845, 2012.

KARLSSON, I. B.; SONNENBORG, T.O.; REFSGAARD, E.; TROLLE, D.; BORGESSEN, C. D.; OLESEN, J. E.; JEPPESEN, E.; JENSEN, K. H. Combined effects of climate models, hydrological model structures and land use scenarios on hydrological impacts of climate change. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 301-317, 2016.

KANNAN, N.; JEONG, J.; ARNOLD, J.; GLICK, R.; GOSSELINK, L.; SRINIVASAN, R. Hydrologic Modeling of Detention Pond. **Journal of Research in Engineering and Technol**og, v.3, n.2, p. 657-662, 2014.

KANNAN, N.; JEONG, J.; SRINIVASAN, R. Hydrologic Modeling of a Canal-Irrigated Agricultural Watershed with Irrigation Best Management Practices: Case Study. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 16, n. 9, p.746-757, 2011.

KIM, S.; SEO, D-J.; RIAZI, H.; SHIN, C. Improving water quality forecasting via data assimilation – Application of maximum likelihood ensemble filter to. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. 27. p. 2797-2809, 2014.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. F.; BASSANESI, K.; PORTO, F. A. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 75-88, 2011.

KUCHINSKI, VINÍCIUS; CAUDURO GASTALDINI, MARIA DO CARMO . Modeling the Trophic State of Subtropical Reservoir in Southern Brazil. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 144, p. 05018001, 2018.

KNISEL, W. G. (Ed.). **CREAMS**: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. U. S. Department of Agriculture, Science and Education Administration, Conservation Research Report n.26, 1980, 643p.

LAMBA, J.; THOMPSON, A. M.; KARTHIKEYAN, K. G.; PANUSKA, J. C.; GOOD, L. W. Effect of best management practice implementation on sediment and phosphorus load reductions at subwatershed and watershed scale using SWAT. **International Journal of Sediment Research**, in press, 2016.

LAMPERT, D. J.; WU, M. Development of an open-source software package for watershed modeling with the Hydrological Simulation Program in Fortran. **Environmental Modelling & Software**, v. 68, p.166-174, 2015.

LI, J.; LI, H.; SHEN, B.; LI, Y. Effect of non-point source pollution on water quality of the Weihe River. **International Journal of Sediment Research**, v. 26, n. 1, p. 50-61, 2011.

LIM, K. J.; ENGEL, B. A., TANG, Z.; Muthukrishnan, S.; CHOI, J.; KIM, K. Effects of calibration on L-THIA GIS runoff and pollutant estimation. **Journal of Environmental Management**, v. 78, n. 1, p. 35-43, 2006.

LIN, B.; CHEN, X.; YAO, H.; CHEN, Y.; LIU, M.; GAO, L.; JAMES, A. Analyses of landuse change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 55-63, 2015.

LIU, R.; XU, F.; ZHANG, P.; YU, W.; MEN, C. Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 379-388, 2016.

LOPES, J. E. G.; BRAGA, B. P. F.; CONEJO, J. G. L. SMAP - A Simplified Hydrological Model, Applied Modelling in Catchment Hydrology, ed. V.P.Singh. **Water Resources Publications**, 1982.

LONG, F.N.J.; GRACEY, H.I. Effect of fertilizer nitrogen source and cattle slurry on herbage production and nitrogen utilization. **Grass and Forage Science**, v.45, p.431-442, 1990.

LUBITZ, E. **Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à Bacia do ribeirão Concórdia – Lontras, SC**. 2009. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau – FURB, Blumenau-SC, 2009.

LUNDEKVAM, H. E. Plot studies and modeling of hydrology and erosion in southeast Norway. **Catena**, v. 71, n. 15, p. 200-209, 2007.

LUTZENBERGER, J. A. O absurdo da agricultura. **Estudos avançados**, v.15, n.43, São Paulo, Sept./Dec, 2001.

MACEIRA, M. E. P.; DAMÁZIO, J. M.; GHIRARDI, A. O.; DANTAS, H. Periodic ARMA Models Applied to Weekly Streamflow Forecasts. **Proceedings of the 1999 IEEE Powertech**, Budapest, 1999.

MAKAREWICZ, J. C.; LEWIS, T. W.; REA, E., WINSLOW, M. J., PETTENSKI, D. Using SWAT to determine reference nutrient conditions for small and large streams. **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, n. 1, p. 123-135, 2015.

MALUTTA, S. **Estudo Hidrossedimentológico da Bacia Hidrográfica do Rio Negrinho - SC Com o Modelo SWAT**. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

MANSOR, T. C.; FILHO, J. T.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.715-723, 2006.

MELLO C. R.; VIOLA, M. R.; NORTON, L. D.; SILVA, A. M.; WEIMAR, F. A. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 235-247, 2008.

MELLO, C.; NORTON, L. D.; PINTO, L. C.; BESKOW, S.; CURI, N. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciência e Agrotencnologia**, v.40, n.1, p. 7-25, 2016.

MENESES, B. M.; REIS, R.; UALE, M. J.; SARAIVA, R. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. **Science of the Total Environment**, n.527-528, p.439-447, 2015.

MILLEDGE, D. G.; LANE, S. N.; HEATHWAITE, A. L.; REANEY, S. M. A Monte Carlo approach to the inverse problem of diffuse pollution risk in agricultural catchments. **Science of The Total Environment**, v. 433, p. 434-449, 2016.

MITTELSTET, A. R.; STORM, D. E.; WHITE, M. J. Using SWAT to enhance watershed-based plans to meet numeric water quality standards. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, In Press, 2016.

MOHAMMED, H.; YOHANNES, F.; ZELEKE, G. Validation of agricultural non-point source (AGNPS) pollution model in Kori watershed, South Wollo, Ethiopia. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 6, n. 2, p. 97-109, 2004.

MONTEIRO, M. C.; JUMENEZ, J. A.; PEREIRA, L. C. C. Natural and human controls of water quality of an Amazon estuary (Caeté-PA, Brazil). **Ocean & Coastal Management**, n.124, p.42-52, 2016.

MONTEITH, J. L. Evaporation and environment: Rothamsted Experimental Station. **Harpden**, Herts, v.19, n.3, p. 205-34, 1965.

MORAIS, C. R.; CARVALHO, S. M.; ARAUJO, G. R.; SOUTO, H. N.; BONETTI, A. N.; MORELLI, S.; CAMPOS JUNIOR, E. O. Assessment of water quality and genotoxic impact by toxic metals in *Geophagus brasiliensis*. **Chemosphere**, n.152, p.328-334, 2016.

MORENO, J. A. Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura. 1961. 42f.

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

NARULA, K. K.; GOSAIN, A. K. Modeling hydrology, groundwater recharge and non-point nitrate loadings in the Himalayan Upper Yamuna basin. **Environmental Science of The Total Environment**, v.468-469, n.1, p.102-116, 2013.

NASA – NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION: CARNEGIE AMES STANFORD APPROACH. Soil Water Assessment Tool: Joint USDA-NASA Applications. NASA Privacy Policy, 2016. Disponível em: <<http://geo.arc.nasa.gov/sge/casa/hydrologic/swat.html>>. Acesso em: Ago, 2016.

NEARING, M. A.; DEER-ASCOUGH L, LAFLEN, L.M. Sensitivity analysis of the WEPP hillslope 568 profile erosion model. *Transactions of the ASAE*. 33:839-849. 1990.



NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R.; WILLIAMS J. R. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/media/1292/swat2005theory.pdf>>. Acesso em: 29 abr, 2016.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil And Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009**. Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas AgriLife Research, 2011. 647p.

NIAZI, M.; OBROPTA, C.; MISKEWITZ, R. Pathogen transport and fate modeling in the Upper Salem River Watershed using SWAT model. **Journal of Environmental Management**, v.151, p. 167-177, 2015.

NOVOTNY, V. **Water Quality Management Library**. v. 9. Technomic, 1995, p. 429.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054p.

NOVOTNY, V.; CHESTERS, G. **Handbook of nonpoint pollution: Sources and Management**. **Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1981. 555p.

NOVOTNY, V. **Water quality: Difuse Pollution and Watershed Management**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 2003. 880p.

OUYANG, W.; HUANG, W.; WEI, P.; HAO, F.; YU, Y. Optimization of typical diffuse herbicide pollution control by soil amendment configurations under four levels of rainfall intensities. **Journal of Environmental Management**, v.175, p. 1-8, 2016.

ÖZCAN, Z.; KENTEL, E.; ALP, E. Determination of unit nutrient loads for different land uses in wet periods through modelling and optimization for a semi-arid region. **Journal of Hydrology**, v.540, p.40-49, 2016.

ÖZTÜRK, M.; COPTY, N. K.; SAYSEL, A. K. Modeling the impact of land use change on the hydrology of a rural watershed. **Journal of Hydrology**, v.497, p. 97-109, 2013.

OWYANG, W.; GUO, B.; HAO, F.; HUANG, H.; LI, J.; GONG, Y. Modeling urban storm rainfall runoff from diverse underlying surfaces and application for control design in Beijing. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 467-473, 2012.

PAIVA, J. B. D. P. Estimativa das vazões naturais nas sub-bacias do Vacacaí Mirim através de modelo simplificado. 2006. In: I SIMPÓSIO SUL SUDESTE DE RECURSOS HÍDRICOS, 1, 2006, Curitiba/PR. **Anais...Curitiba/PR: ABRH, 2006**. Disponível em: <<http://jararaca.ufsm.br/websites/paiva/download/PaivaQnaturais.pdf>>. Acesso em: 14 Jul, 2018.

PALLA, A.; GNECCO, I. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. **Journal of Hydrology**, v. 528, p. 361-368, 2015.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; BASTAS, E.; MIMIKOU, M. SWAT parameterization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations. **Ecological Modelling**, n. 222, p. 3500-3512, 2011.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modeling & Software**, v.30, p. 57-70, 2012.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K., SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016.

PARSONS, J. E.; THOMAS, D. L.; HUFFMAN, R.L. **Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application**. SAAESD - Southern Cooperative Series Bulletin n° 398. EWRI July 2001(Updated July, 2004). ISBN: 1-58161-398-9.

PEREIRA, D. R.; ALMEIDA, A. Q.; MARTINEZ, M. A.; ROSA, D. R. Q. Impacts of deforestation on water balance Components of a watershed on the Brazilian East Coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, n.4, p.1350-1358, 2014a.

PEREIRA FILHO, D. P.; SANTOS, I.; FILL, H. D. Sistema de ajuste e extrapolação de curva de descarga – Stevens. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** ABRH: Curitiba, 2006.

PEREIRA, D. R.; MARTINEZ, M. A.; ALMEIDA, ANDRÉ Q.; PRUSK, F. F.; SILVA, D. D.; ZONTA, JOÃO H. Hydrological simulation using SWAT model in headwater basin in Southeast Brazil. **Engenharia Agrícola**, v.34, n.4, p. 789-799, 2014b.

PINTO, Daniel Brasil Ferreira. **Aplicação do Modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na Simulação Hidrossedimentológica em Bacia Hidrográfica da Serra da Mantiqueira, MG**. 2011. 227 p. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

PIVETA, G. Avaliação de cargas poluidoras e contaminantes emergentes na bacia hidrográfica Vacacaí Mirim, 2017, 126p. Dissertação (Programa de pós-graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maris, RS, 2017.

POPA, M.; DUMITREL, G-A. MITREL, G.; POPA, D-V. Anthropogenic Contamination of Water From Galda River - Alba County, Romania. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, n. 6, p. 446-452, 2015.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation, using large scale parameters. **Monthly Weather Review**, Madison, v.100, n.2, p.81-92, 1972.

ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L., SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. **Water Resources Management**, v.26, n. 13, p. 3831-3852, 2012.

RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; BRAGA, F. A.; JACOBI, C. M.; ROSSI, R. D. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.1, 2015.

RODRIGUES-FILHO, J. L.; DEGANI, R. M.; SOARES, F. S.; PERIOTTO, N. A.; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.; TUNDISI, J. G. Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of a watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 125-134, 2015.

RUNKEL, R. L.; CRAWFORD, C. G.; COHN, T. A. **Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN program for estimating constituent loads in streams and rivers**. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, p. 2328-7055, 2004.

SANTOS, S. A.; GASTALDINI, M. C. C. An assessment of quality of stormwater in a subtropical urban watershed. *Environmental Earth Science*, v.75, n.379, v.1-15, 2016.

SÁNCHEZ-NAVARRO, A.; GIL-VÁZQUEZ, J. M.; DELGADO-INIESTA, M. J.; MARÍN-SANLEANDRO, P.; BLANCO-BERNARDEAU, A.; ORTIZ-SILLA, R. Establishing an index and identification of limiting parameters for characterizing soil quality in Mediterranean ecosystems. **Catena**, v. 131, p. 35-45, 2016.

SANTHI, C.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. **Environmental Modelling & Software**, v.21, n.8, p. 1141-1157, 2006.

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

SARI, V. Interceptação da chuva em diferentes formações florestais na região de Santa Maria -RS. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal de Santa Maria). Santa Maria: UFSM, 2011, p.210.

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

SELLE, G. L. ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 4, p. 29-39, Oct./Dec. 2007.

STE – SERVIÇOS TÉCNICOS DE ENGENHARIA. AVALIAÇÃO QUALI QUANTITATIVA DAS DEMANDAS E DISPONIBILIDADES DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ (BHRV). 1998.

SHEN, Z.; CHEN, L.; LIAO, Q.; LIU, R.; HONG, QIAN. Impact of spatial rainfall variability on hydrology and nonpoint source pollution modeling. **Journal of Hydrology**, v. 472 - 473, n. 23, p. 205-215, 2012.

SHEN, Z.; ZHONG, Y.; HUANG, Q.; CHEN, L. Identifying non-point source priority management areas in watersheds with multiple functional zones. **Water Research**, v.68, n.1, p. 563-571, 2015.

SHINMA, T. A.; REIS, L. F. R. Incorporating Multi-event and Multi-site Data in the Calibration of SWMM. **Procedia Engineering**, v. 70, p. 75-84, 2014.

SILVA, P. M. O.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; COELHO, G. Modelagem da hidrógrafa de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 258-265, 2008.

SINGH, V.P., WOOLHISER, D.A. Mathematical modeling of watershed hydrology. **Journal Hydrology Engineering**, v.7, p. 270-292, 2002.

SMITH, L. E. D.; SICILIANO, G. A comprehensive review of constraints to improved management of fertilizers in China and mitigation of diffuse water pollution from Agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 209, p.15-25, 2015.

SOUZA, M. M. Carga de poluição difusa em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. 2012. 182p. Dissertação (Programa de Pós-graduação Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.

SOUZA, V. A. S. **Monitoramento hidrossedimentológico com suporte do modelo SWAT na Amazônia ocidental – bacia do rio Machadinho/RO**. 2015. 217 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2015.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.3, p.263-274, 2014.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Probabilidade de atendimento aos padrões de qualidade da água no rio Vacacaí Mirim, Santa Maria-RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.30, n.4, p.1076-1083, 2015.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C.; ARAÚJO, R. K. Probabilidade de atendimento aos padrões de qualidade da água no rio Vacacaí-Mirim, Santa Maria-RS / Probability of meeting the water quality standards in the Vacacaí -Mirim River, Santa Maria - RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 1076-1083, 2015.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C.; PIVETTA, G. G. Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, p. 833, 2017.

SOUZA, R. M.; SANTOS, I. Regionalização de Vazões Mínimas na Bacia Hidrográfica do Altíssimo Rio Negro, Região Sul-Brasileira, com a Aplicação do Modelo SWAT. In:

V SimpGEO - Simpósio Paranaense de Pós-Graduação e Pesquisa em Geografia: Estado da Arte, Tendências e Desafios. Anais... p. 110-121, 2010.

SRINIVASAN, R. Beginner SWAT Training Manual. Texas A&M University, Spatial Sciences Laboratory, Blackland Research Center. 2008.

SRINIVASAN, R.; J. G. ARNOLD. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. **Water Resour. Bull.** v. 30, n.3, p. 453-462, 1994.

SRINIVASAN, R.; RAMANARAYANAN, T. S.; ARNOLD, J. G.; BEDNARZ, S. T. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part II. Model application. **J. American Water Resour. Assoc.** v. 34, n.1, p. 91-101, 1998.

SRINIVASAN, M. S.; GERALD-MARCHANT, P.; VEITH T. L.; GBUREK, W. J.; STEENHUIS, T. S. Watershed-scale modeling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport. **J. American Water Resour. Assoc.** v. 41, n. 2, p. 361-375, 2005.

STERREN, M. V. D.; RAHMAN, A., RYAN, G. Modeling of a lot scale rainwater tank system in XP-SWMM: A case study in Western Sydney. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 177-189, 2014.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, n.414-415, p. 413-424, 2012.

STREETER, V. L. **Mecânica dos Fluidos**. Editora McGraw-Hill do Brasil, Recife, Pernambuco, 1978.

SU, J.; DU, X.; LI, X.; WANG, X.; LI, W.; ZHANG, W.; WANG, H.; WU, Z.; ZHENG, B. Development and application of watershed-scale indicator to quantify non-point source P losses in semi-humid and semi-arid watershed, China. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 374-385, 2016.

SURIYA, S., MUDGAL, B. V. Impact of urbanization on flooding: the Thirusoolam subwatershed – a case study. **Journal of Hydrology**, n. 412-413, 210-219, 2012.

TEIXEIRA, L. C. Caracterização hidrossedimentométrica de uma pequena bacia hidrográfica e balanço sedimentométrico no reservatório do Vacacaí mirim. 2015. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

TIAN, Y.; ZHANG, X. Q.; SUN, R. Extracting alpine lake information based on multi-source and multi-temporal satellite images and its uncertainty analysis-A case study in Yamzhog Yumco Basin, South Tibet. **J. Glaciol. Geocryol**, v. 34, n. 563-572, 2012.

TIECHER, T. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos.** contextualizando as atividades

agropecuárias e os problemas erosivos/ Org.Tales Tiecher. – Frederico Westphalen, RS, 2015, 152 p.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J.W.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* [online]. 2014, v.38, n.2, p.639-649.

TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. Identification and Prioritisation of Critical Sub-watersheds for Soil Conservation Management using the SWAT Model. *Biosystems Engineering*, v. 85, n. 3, p. 365-379, 2003.

TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre, Ed. Universidade UFRGS, 1998.

TUPPAD, P.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; LEE, T.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic/water quality model: Extended capability and wider adoption. *Transactions of the ASABE*, v. 54, n. 5, p. 1677-1684, 2011.

UZEIKA, T.; MERTEN, G.; MINELLA, J. P. G.; MORO, M. Use of the swat model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 2, p. 557-565, 2012.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. DC A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, v. 324, n.1-4, p.10-23, 2006.

VEITH, T. L.; LIEW, M. W. VAN; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: A comparison across five USDA-ARS watersheds. *Transactions of the ASABE*, v. 53, p. 1477-1486, 2010.

VIGIAK, O.; MALAGÓ, A.; BOURAOUI, F.; VANMAERCKE, M.; POESEN, J. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. Original Research Article. *Science of The Total Environment*, v. 538, p. 855-875, 2015.

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

VRAIN, E.; LEVENT, A. The roles of farm advisors in the uptake of measures for themitigation of diffuse water pollution. *Land use Policy*, n. 54, p. 413-422, 2016.

WANG, L.; LI, O.; BI, H.; MAO, Z-K. Human impacts and changes in the coastal waters of south China. *Science of the Total Environment*, v. 562, p. 108-114, 2016a.

WANG, Q.; YANG, Z.; Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China. **Environmental Pollution**, In press, p.1-8, 2016.

WANG, C.; JIANG, R.; BOITHIAS, L.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M.; MAO X., HAN, Y.; HAYAKAWA, A.; KURAMOCHI, K., HATANO, R. Assessing potassium environmental losses from a dairy farming watershed with the modified SWAT model. **Agricultural Water Management**, v. 175, p. 91-104, 2016b.

WELLEN, C.; ARHONDITSIS, G.; LONG, T.; BOYD, D. Quantifying the uncertainty of nonpoint source attribution in distributed water quality models: A Bayesian assessment of SWAT's sediment export predictions. **Journal of Hydrology**, n.519, p. 3353-3368, 2014.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 20, p. 1100-1104, 1977.

WIJESEKARA, G. N.; GUPTA, A.; HASBANI, J-G.; DELANEY, P.; MARCEAU, D. J. Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the Elbow River watershed in southern Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, n.412-413, p. 220-232, 2012.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. **ArcSwat Interface forSWAT 2009 User's Guide**. USDA-ARS Grassland, Soil and Water ResearchLaboratory and Blackland Research Center, Texas Agricultural ExperimentStation. 2010.

WOLFF, D. B.; GONÇALVES, I. H.; GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. M. Resíduos sólidos em um sistema de drenagem urbana no município de Santa Maria (RS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p. 151-158, 2016.

WOODBURY, J. D., SHOEMAKER, C. A., EASTON, Z. M., COWAN, D. M. Application of SWAT with and without variable source area hydrology to a large watershed. **J. Am. Water Resources**. Assoc. 50, p. 42-56, 2014.

WU, Y.; CHEN, J. Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in South China. **Ecological Indicators**, v.32, p. 294-304, 2013.

XIE, H.; LIAN, Y. Uncertainty-based evaluation and comparison of SWAT and HSPF applications to the Illinois River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 481, n. 25, p. 119-131, 2013.

XING, W.; LI, P.; CAO, S-B.; GAN, L-L.; LIU, F-L.; ZUO, J-E. Layout effects and optimization of runoff storage and filtration facilities based on SWMM simulation in a demonstration area. **Water Science and Engineering**, v. 9, n. 2, p.115-124, 2016.

YANG, Y. S.; WANG, L. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resources Management**, v. 24, n. 9, p 1819-1843, 2010.

YAO, L.; WEI, W.; CHEN, L. How does imperviousness impact the urban rainfall-runoff process under various storm cases? **Ecological Indicators**, v. 60, p. 893-905, 2016.

ZAMAN, M. R.; MORID, S.; DELAVAR, M. Evaluating climate adaptation strategies on agricultural production in the Siminehrud catchment and inflow into Lake Urmia, Iran using SWAT within an OECD framework. **Agricultural Systems**, n.147, p. 98-110, 2016.

ZHANG, JINHENG.; SHEN, T.; LIU, M.; WAN, Y.; LIU, J.; LI, J. Research on non-point source pollution spatial distribution of Qingdao based on L-THIA model. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 54, n. 3-4, p. 1151-1159, 2011.

ZHANG, X.; XU, Y-P.; FU, G. Uncertainties in SWAT extreme flow simulation under climate change. **Journal of Hydrology**, n.515, p. 205-222, 2014.

ZHOU, F.; XU, Y.; CHEN, Y.; XU, C.Y.; GAO, Y.; DU, J. Hydrological response to urbanization at different spatio-temporal scales simulated by coupling of CLUE-S and the SWAT model in the Yangtze River Delta region. **Journal of Hydrology**, v. 485, p.113-125, 2013.

ZHOU, X. V.; CLARK, C. D.; NAIR, S. S.; HAWKINS, S. A.; LAMBERT, D. M. Environmental and economic analysis of using SWAT to simulate the effects of switchgrass production on water quality in an impaired watershed. **Agricultural Water Management**, n.160, p. 1-13, 2015.

ZHENYAO, S.; LEI, C.; QIAN , L.; RUI MIN, L. QIAN, H. Impact of spatial rainfall variability on hydrology and nonpoint source pollution modeling. **Journal of Hydrology**, v.472-473, p.205-215, 2012.

ZHU, C.; LI, Y. Long-Term Hydrological Impacts of Land Use/Land Cover Change From 1984 to 2010 in the Little River Watershed. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 2, p. 11-21, 2014.

ZOPE, P. E.; ELDHO, T. I.; JOTHIPRAKASH, V. Impacts of land use-land cover change and urbanization on flooding: A. case study of Oshiwara River Basin in Mumbai, India. **Catena**, n.145, p.142-154, 2016.



## ANEXO I

Dados de Parâmetros de Qualidade da água da bacia hidrográfica Menino Deus IV

	Datas	HORA	T (°C)	OD(%)	pH	Cond. (uS/cm)	Turb. (NTU)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)	SD (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
1	03/11/2011	13:20	21	25,72	7	115,0	20,5	20,4	87,0	5,0	82,0	-	-	-
2	09/11/2011	17:00	26	22,76	8	123,0	16,4	23	102,0	15,0	87,0	-	-	-
3	10/11/2011	13:20	21	23,01	7	91,0	23,1	24,28	78,5	11,7	66,8	-	-	-
4	16/11/2011	10:40	21	26,62	8	119,0	10,9	19,2	115,0	23,0	92,0	-	-	-
5	29/11/2011	16:20	27	23,97	8	124,4	6,0	4,28	95,0	6,4	88,6	-	-	-
6	05/12/2011	16:40	21	26,62	7	138,0	46,0	9,2	125,0	4,4	120,6	-	-	-
7	16/12/2011	09:00	18	42,52	8	149,0	42,0	7,1	72,5	2,3	70,2	-	-	-
8	22/12/2011	08:00	23	21,71	5	155,5	41,0	6,69	92,0	2,0	90,5	-	-	-
9	29/12/2011	08:30	20	26,37	8	156,9	48,0	6,93	170,5	5,9	164,6	-	-	-
10	05/01/2012	08:45	22	25,40	8	163,4	4,8	2,87	126,5	4,3	122,2	-	-	-
11	10/01/2012	08:40	24	20,42	7	172,0	6,2	0,48	98,0	5,6	92,4	-	-	-
12	12/01/2012	16:00	25	28,81	8	167,6	3,0	12,19	181,5	7,0	174,5	-	-	-
13	13/01/2012	12:20	22,5	4,8	7,56	171,9	4,5	15,29	218,0	9,3	208,7	-	-	-
14	14/01/2012	15:10	23	27,25	8	168,6	5,6	6,69	89,5	1,5	88,0	-	-	-
15	19/01/2012	10:15	24	22,88	7	169,5	6,5	28,2	115,5	45,4	70,1	-	-	-
16	23/01/2012	09:00	23	24,74	8	163,5	8,2	2,64	119,0	7,5	111,5	-	-	-
17	24/01/2012	16:30	5,1	5,1	7,48	133,8	7,4	17,77	199,0	101,3	97,8	-	-	-
18	25/01/2012	11:30	24	23,52	7	133,5	6,0	4,11	92,5	5,0	87,5	-	-	-
19	01/02/2012	09:30	25	19,07	7	207,0	7,7	8,12	146,0	4,9	141,1	-	0,28	-
20	03/02/2012	16:05						25,45	566,0	415,0	151,0	-		
21	04/02/2012	10:45	23	24,22	7	142,8	118,8	19,5	318,0	256,7	61,3	-	1,02	0,07
22	06/02/2012	10:45	24	24,58	7	122,9	10,3	34,93	130,0	8,5	121,5	n.d	1,38	0,10
23	28/02/2012	09:30	23	26,64	8	147,6	5,4	20,07	98,0	5,8	92,2	0,07	0,27	n.d

24	<b>29/02/2012</b>	19:13	22	26,99	6	54,9	256,0	44,6	1066,0	683,3	382,7	n.d	1	0,13
25	<b>06/03/2012</b>	11:00	22	19,07	7	115,7	47,0	8,6	146,5	1,5	145,0	0,09	0,06	n.d
26	<b>13/03/2012</b>	09:25	25	22,01	7	135,1	43,0	16,49	177,0	61,5	115,5	0,06	0,25	n.d
27	<b>21/03/2012</b>	12:20	23	25,74	7	132,9	39,0	13,38	468,0	127,9	340,1	0,06	0,33	n.d
28	<b>30/03/2012</b>	09:30	25	23,22	7	144,5	44,0	25,5	106,0	11,0	95,0	n.d	0,35	n.d
29	<b>04/04/2012</b>	11:30	20	24,25	7	107,6	21,0	11,47	100,0	2,2	97,8	0,07	0,14	n.d
30	<b>05/04/2012</b>	7:50						47,15	1105,5	734,2	371,3	0,10	0,90	0,10
31	<b>06/04/2012</b>	09:20	18	23,18	7	131,5	16,0	36,96	134,0	19,8	114,2	n.d		0,1
32	<b>13/04/2012</b>	09:40	21	26,62	7	137,9	7,8	17,92	158,0	25,6	132,4	n.d	1,43	n.d
33	<b>14/04/2012</b>	3:10						67,86	666,5	425,5	241,0	0,01	1,90	0,10
34	<b>16/04/2012</b>	09:50	17	25,25	8	123,4	8,1	34,41	148,5	8,6	139,9	n.d	1,51	0,21
35	<b>25/04/2012</b>	15:30	16	30,65	7	110,5	3,9	26,13	177,5	11,0	166,5	n.a	n.a	n.a
36	<b>03/05/2012</b>	14:50	17	34,53	7	131,3	4,3	22,46	232,5	26,7	205,8	n.a	n.a	n.a
37	<b>11/05/2012</b>	08:40	17	34,87	7	156,7	3,9	41,42	196,5	41,4	155,1	n.a	n.a	n.a
38	<b>18/05/2012</b>	13:00	17	36,84	7	147,3	4,1	24,13	183,0	19,2	163,8	n.a	n.a	n.a
39	<b>29/05/2012</b>	09:10	20	26,74	7	147,8	4,5	28,67	201,5	21,0	180,5	0,15	0,17	n.d
40	<b>31/05/2012</b>	15:00	16	31,16	7	125,6	33,7	41,42	701,5	230,0	471,5	0,13	0,98	0,17
41	<b>04/06/2012</b>	14:20	15	32,27	7	132,8	1,7	55,25	325,0	61,6	263,4	n.a	n.a	n.a
42	<b>13/06/2012</b>	08:40	15	35,35	7	124,0	13,4	69,77	298,0	83,9	214,1	n.a	n.a	n.a
43	<b>20/06/2012</b>	13:20	15	32,94	7	123,6	10,8	58,3	306,0	66,2	239,8	n.a	n.a	n.a
44	<b>27/06/2012</b>	10:50	15	30,64	6	127,8	9,7	41,4	291,0	39,8	251,2	n.a	n.a	n.a

Dados de Parâmetros de Qualidade da água da bacia hidrográfica Menino Deus II

	Datas	HORA	T (°C)	OD(%)	pH	Cond. (uS/cm)	Turb. (NTU)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)	SD (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
1	03/11/2011	13:00	19	27	6,50	109,5	8,0	3	69,5	23,1	46,4	-	-	-
2	09/11/2011	16:40	19	33	7,60	96,0	4,5	16	74,0	0,6	73,4	-	-	-
3	10/11/2011	13:20	21	ND	7,19	91,0	23,1	24,28	78,5	11,7	66,80	-	-	-
4	16/11/2011	10:20	19	32	7,10	110,0	6,0	11	65,0	10,0	55	-	-	-
5	29/11/2011	16:00	20	30	7,90	113,9	5,0	2,5	67,5	3,6	63,9	-	-	-
6	05/12/2012	16:00	19	ND	7,60	116,1	26,0	12	94,5	2,5	92	-	-	-
7	16/12/2012	08:00	20	32	7,89	128,2	28,0	4,3	210,0	1,3	208,70	-	-	-
8	22/12/2012	08:40	21	33	7,90	140,9	20,0	5,02	87,0	1,5	85,5	-	-	-
9	29/12/2012	08:50	19	37	7,80	143,6	18,0	6,21	129,0	1,9	127,10	-	-	-
10	05/01/2012	09:50	19	29	7,72	149,7	36,4	3,11	209,0	79,5	129,54	-	-	-
11	10/01/2012	09:25	24	28	7,51	159,7	7,2	9,32	204,0	125,4	78,60	-	-	-
12	12/01/2012	15:30	24	36	7,68	160,8	4,2	11,47	383,0	221,3	161,7	-	-	-
13	13/01/2012	11:05	21,3	5,9	7,696	160,3	38,6	12,90	209,0	81,8	127,2	-	-	-
14	14/01/2012	15:10	22	30	7,75	147,7	4,5	7,41	105,0	2,7	102,30	-	-	-
15	19/01/2012	10:00	22	26	7,78	158,5	2,3	29,63	146,5	10,0	136,5	-	-	-
16	23/01/2012	09:15	22	28	7,84	141,3	3,8	0,61	96,0	7,2	88,80	-	-	-
17	24/01/2012	15:00	25	5,25	7,86	153,9	5,2	4,25	13,2	120,5	107,3	-	-	-
18	25/01/2012	10:00	22	30	7,13	146,5	1,7	4,78	112,5	9,2	103,3	-	-	-
19	01/02/2012	09:30	22	27	7,72	152,6	6,3	8,12	158,5	45,0	113,50	0,0	0,28	-
20	03/02/2012	15:45	23	7,2	7,074	80,6	70	14,08	569,5	62,8	506,7	-	-	-
21	04/02/2012	10:45	20	29	6,78	113,4	80,0	30,87	417,5	155,8	261,67	0,1	0,47	0,1
22	06/02/2012	19:50	23	31	7,16	97,6	14,0	24,37	159,5	56,4	103,1	-	1,32	0,1
23	28/02/2012	09:40	21	33	7,89	123,3	2,5	19,59	77,5	4,6	72,90	0,1	0,27	-
24	29/02/2012	16:02	21	31	6,72	66,4	261,0	49,7	772,5	727,6	44,88	-	0,94	0,1
25	06/03/2012	10:45	21	26	7,51	111,8	15,0	14,1	114,5	1,8	112,70	0,1	0,15	-

26	<b>13/03/2012</b>	09:15	23	30	7,71	111,8	20,0	11,23	130,0	4,6	125,4	0,1	0,29	-
27	<b>21/03/2012</b>	12:10	21	35	7,58	128,7	20,0	14,66	106,5	62,4	44,10	-	0,38	-
28	<b>30/03/2012</b>	10:00	23	32	7,49	127,9	23,0	12,11	112,5	12,6	99,9	-	0,25	-
29	<b>04/04/2012</b>	10:00	19	34	7,56	134,4	3,5	5,02	142,0	28,2	113,80	0,1	0,34	-
30	<b>05/04/2012</b>	11:24	19	7	6,731	100,2	99,8	14,58	1035,5	49,3	986,2	-	-	-
31	<b>06/04/2012</b>	10:00	16	32	5,42	112,7	31,9	12,9	470,0	23,4	446,6	-	1,43	0,1
32	<b>13/04/2012</b>	10:10	19	36	7,81	149,5	5,4	10,27	113,5	9,9	103,60	-	0,70	0,1
33	<b>14/04/2012</b>	11:20	18,2	7,3	7,19	164	47	16,73	361,5	46	315,5	-	-	-
34	<b>16/04/2012</b>	09:30	15	38	7,09	115,0	6,4	13,14	155,0	5,1	149,87	-	1,97	0,2
35	<b>25/04/2012</b>	15:00	14	36	7,11	96,0	2,1	11,47	112,5	7,6	104,90	-	-	-
36	<b>03/05/2012</b>	14:00	16	36	7,03	115,1	2,1	12,9	174,5	10,7	163,8	-	-	-
37	<b>11/05/2012</b>	08:00	15	35	7,18	116,9	2,5	14,34	133,5	11,8	121,70	-	-	-
38	<b>18/05/2012</b>	12:40	15	35	7,34	132,6	2,7	13,83	103,0	10,2	92,8	-	-	-
39	<b>29/05/2012</b>	08:50	18	32	7,21	115,9	3,2	19,12	127,5	17,7	109,8	0,4	0,14	-
40	<b>31/05/2012</b>	16:40	15	43	7,06	68,0	48,0	13,4	226,0	24,8	201,2	0,1	0,62	0,0
41	<b>04/06/2012</b>	15:00	12	100	7,10	119,1	4,1	24,37	227,5	12,4	215,1	-	-	-
42	<b>13/06/2012</b>	08:20	13	41	7	117,0	3,1	22,3	178,3	21,2	157,05	-	-	-
43	<b>20/06/2012</b>	13:40	13	40	8	142,1	3,0	24,21	183,5	21,6	161,9	-	-	-
44	<b>27/06/2012</b>	10:00	13	41	8	114,8	5,1	24,31	233,5	27,7	205,8	-	-	-