



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

**RISCO DE DEGRADAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS COM SUINOCULTURA
INTENSIVA**

DOUTORADO

Gerson Conceição

**Florianópolis
2013**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Gerson Conceição

**RISCO DE DEGRADAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS COM SUINOCULTURA
INTENSIVA**

Tese submetida à Banca Examinadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Co-orientadores: Prof. Dr. Masato Kobiyama

Dr. Ivan Luiz Zilli Bacic

Área de Concentração: Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Gestão de Águas Superficiais

Florianópolis
2013

**Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC**

Conceição , Gerson

Risco de degradação de águas superficiais em bacias hidrográficas com suinocultura intensiva / Gerson Conceição ; orientador, Paulo Belli Filho ; co-orientadores, Masato Kobiyama e Ivan Luiz Zilli Bacic. - Florianópolis, SC, 2013. 204 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Suinocultura. 3. Poluição difusa.
 4. Análise de risco. 5. Sedimento. 6. Fósforo. 7. Nitrogênio.
 8. Modelagem.
- I. Belli Filho, Paulo. II. Kobiyama, Masato.
III. Bacic, Ivan Luiz Zilli. IV. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título

Gerson Conceição

**RISCO DE DEGRADAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS COM SUINOCULTURA
INTENSIVA**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutor em Engenharia Ambiental”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 26 de novembro de 2013.

Prof. Willian Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Orientador
UFSC

Prof. Adilson Pinheiro, Dr.
FURB

Ivan Luiz Zilli Bacic, Dr.
Coorientador
EPAGRI

Prof. Irani dos Santos, Dr.
UFPR

Claudio Rocha de Miranda, Dr.
EMBRAPA

Prof. Masato Kobiyama, Dr.
Coorientador
UFRGS

Profa. Nadia B. Bonumá, Dra.
UFSC

Prof. Pedro L. B. Chaffe, Dr.
UFSC

Este trabalho é em memória aos
meus pais, que, apesar de
semianalfabetos, me mostraram a
importância na evolução do
aprendizado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Grande Arquiteto do Universo, que me permitiu superar os obstáculos que se apresentaram até este momento na minha vida.

À Epagri, que, através do seu corpo funcional, viabilizou minha presença em tempo integral dedicado às minhas atividades de pesquisa.

À Tractebel Energia, por disponibilizar os dados ambientais, imprescindíveis neste trabalho de pesquisa. Especialmente ao grande irmão José Vicente Miranda Regina, ao amigo Aurino Machado e ao gerente de meio ambiente José Lourival Magri.

À Fundagro, através de seu corpo funcional, por viabilizar as informações ambientais, especialmente através da Vanderléia Schimite e Luis Bennemann, grandes amigos.

À Embrapa Suínos e Aves, pelo apoio dado às atividades em Concórdia através do Projeto Filó, especialmente aos amigos Claudio Miranda e Magda Molinari.

À Furb, através do Projeto Climasul, especialmente pelo apoio do Dr. Adilson Pinheiro e do Dr. Vander Kalfmann pelas discussões e sugestões.

Ao chefe do Ciram, Dr. Edson Silva, pelo apoio incondicional em vários momentos da pesquisa. Aos colegas Hugo Braga, Everton Blainski, Sérgio Zampiéri, Iria Araújo, Hamilton Justino Vieira e Luiz Vianna pelas discussões e sugestões.

Ao Orientador, Dr. Paulo Belli Filho, pela confiança e pelo apoio. Aos meus coorientadores, Dr. Masato Kobiyama e Ivan Luiz Zilli Bacic, por contribuições, apoio e discussões.

A todos os Professores e Funcionários do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental por toda a atenção e serviços prestados.

Aos Colegas do Labeflu pelo convívio de irmandade e pelos momentos de lazer para minimizar nossas tensões.

Ao projeto TSGA, que viabilizou parte das pesquisas que aqui foram desenvolvidas.

Aos amigos e afilhados Luiz e Laura pelos bons momentos de convívio e por todo o apoio de informática.

Aos amigos Régis e Ana pela cumplicidade e pelos momentos de descontração que nos abastecia de energia para continuar superando os desafios.

Aos meus irmãos Gilberto, Gilson, Gerceli e Gilmar (em memória), que de uma forma direta ou indireta sempre buscamos apoio uns nos outros, principalmente nos momentos de desespero.

Aos compadres Maurício e Olcinéia, Mônica, Carla e Bruninha que sempre partilhamos juntos, os vários eventos realizados em família, buscando sempre uma forma gostosa e alegre de minimizar as dificuldades.

Aos compadres Paulo Germano e Olcimar pela cumplicidade e pelos vários momentos de descontração e pelo apoio incondicional durante todo o doutorado.

Aos compadres Dangelo e Joanna e meu afilhado Guilherme pelo convívio alegre e sempre descontraído de conduzir a vida.

À comadre Célia e ao Leandro, aos afilhados Jeferson e Luciana e ao Mano, Tati e Vitor pelo jeito simples e pela garra que nos dá a certeza de que podemos mudar as adversidades.

À dona Cyrene por todo o suporte, preces e orações que sempre foram fundamentais para me dar força nos momentos de grandes dificuldades.

À minha Filhona Amanda, nosso grande projeto de vida, que com a sua singeleza, felicidade e alegria de viver, tem sempre uma palavra amiga e de incentivo, para continuarmos avançando e evoluindo.

À minha Esposa Mara pelo convívio, cumplicidade, sabedoria e todo apoio incondicional durante esta longa jornada.

A ciência será sempre uma busca e
jamais uma descoberta. É uma
viagem, nunca uma chegada.

(Karl Popper, 1934)

RESUMO

A produção de alimentos é uma necessidade mundial. Impulsiona o setor do agronegócio e exige aumento constante da produção agrícola, promovendo o consumo crescente da água e, conseqüentemente, o *deficit* hídrico e a poluição das águas por sedimento, fósforo (P) e nitrogênio (N) em zonas rurais. Neste estudo avalia-se, em escala regional, o balanço hídrico com base no consumo de água por propriedade rural no Estado de Santa Catarina. Em escala de bacia hidrográfica se estudou a poluição difusa de sedimento, N e P. E, em escala de sub-bacia, se analisou o risco das águas superficiais na Bacia do Lajeado dos Fragosos (BLF), no município de Concórdia. Para desenvolver o presente estudo utilizou-se o sistema de informações geográficas (SIG), análises espaciais (ArcGis, Idrisi), modelagem numérica (SWAT), dados das propriedades rurais e monitoramento da quantidade e qualidade da água. A região no extremo sul do Estado apresentou o maior *deficit* hídrico. Na região Oeste do Estado, embora não indique *deficit*, a demanda animal supera em dobro a demanda de água necessária ao consumo humano. Os valores de Nash para calibrar vazão e sedimento foram, respectivamente, de 0,74 e 0,49. Os resultados médios de Nash entre calibração e validação para os anos de 2010 e 2011 de fósforo (P) e nitrogênio (N) totais foram, respectivamente, de 0,77 e 0,76. A carga de sedimento na BLF em 2010 e 2011 foi de 0,94 e 1,10 ton·ha⁻¹ e as vazões máximas de 26,87 e 16,7 m³·s⁻¹. O uso do solo misto mostrou resposta sincronizada entre o escoamento e as chuvas intensas nas quatro estações do ano. A perda anual de P, em geral, é maior nas vazões de cheia. Em contrapartida, o volume de N exportado da BLF foi maior na vazão de base. As concentrações de P e N durante 2004 e 2011, comparadas aos padrões estabelecidos nas Resoluções Conama nº 357/2005, indicaram que o P está bem acima dos padrões da legislação, enquanto o N apresenta valores aceitáveis. O modelo de risco mostrou-se adequado para identificar áreas de perda de P decorrente da aplicação de dejetos suínos no solo. Constatou-se que as sub-bacias situadas na região central da BLF apresentaram os maiores índices de risco à perda difusa de P.

Palavras-chave: Poluição difusa. Modelagem. Análise de Risco. Sedimento. Fósforo. Nitrogênio. Suinocultura.

ABSTRACT

Food production is a world priority. It drives the agribusiness sector and requires a constant increase in agricultural production, promoting the increasing water consumption and consequently the water deficit and water pollution by sediment, phosphorus (P) and nitrogen (N) in rural areas. In this study, on a regional scale, the water balance based on water consumption was evaluated by rural property in the state of Santa Catarina. On a scale of watershed the diffuse pollution sediment, N and P in the Watershed of Lajeado Fragosos (WLF), in the city of Concordia was studied. On a sub-basin scale the pollution risk of surface water, was analyzed. In this study the geographic information system (GIS), spatial analysis (ArcGIS, Idrisi), numerical modeling (SWAT), data from rural properties, monitoring of water quantity and quality were used. The state southern region has the largest water deficits. In the western region of the state, although it does not indicate deficits, the animal demand overcomes in double the water demand necessary for human consumption. Nash values to calibrate flow and sediment were 0.74 and 0.56, respectively. The average results of Nash between calibration and validation for the years 2010 and 2011 of phosphorus (P) and nitrogen (N) totals were, respectively, 0.77 and 0.76. The sediment load in the WLF in 2010 and 2011 was 0.94 and 1.10 ton.ha⁻¹ and maximum flows of 26.87 and 16.7 m³. s⁻¹. The mixed land use showed synchronized response between flow and heavy rainfall in the four seasons of the year. The annual loss of phosphorus was generally higher in storm flows. In contrast, the volume of nitrogen exported from the WLF was higher in the basic flow. The concentrations of P and N during 2004 and 2011 were compared with the standards established by the CONAMA Resolution n. 357/2005, indicating that P is above the required standards by legislation, while N presents acceptable values. The risk model was adequate to identify areas of losses of P, resulting from the application of pig slurry in the soil. Finally, the study found out that the sub-watersheds located in the central region of WLF showed the highest levels of risk to diffuse loss of P.

Keywords: Diffuse pollution. Modeling. Risk analysis. Sediment. Phosphorus. Nitrogen. Swine farming.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma dos estudos realizados no âmbito da tese de doutorado.....	38
Figura 2 - Regiões homogêneas com a respectiva vazão mínima para 7 dias ($Q_{7,10}$) em Santa Catarina	62
Figura 3 - a) Demanda hídrica animal; b) Densidade de demanda hídrica animal no meio rural catarinense.....	67
Figura 4 - Distribuição espacial da densidade da demanda hídrica animal na Bacia do Lajeado dos Fragosos	69
Figura 5 - Distribuição espacial da densidade da demanda hídrica para irrigação no meio rural nas 23 bacias hidrográficas.....	71
Figura 6 - Balanço hídrico rural nas unidades hidrográficas de Santa Catarina	72
Figura 7 - Localização das seções de monitoramento a montante (SM), central (SC) e jusante (SJ) na BLF, e a correspondente topografia batimétrica de fundo no sentido longitudinal do Rio Fragosos.....	78
Figura 8 - Mapas temáticos da Bacia do Lajeado dos Fragosos: a) de cobertura do solo; b) de classe do solo.....	80
Figura 9 - Amostradores de nível ascendente na seção central (a) e na seção jusante (b).....	83
Figura 10 - Análise estatística de sensibilidade relativa do modelo com os oito parâmetros mais sensíveis ao volume do escoamento de pico e de base na BLF com as respectivas análises de densidade de probabilidade P-Valor (a) e o	91
Figura 11 - Representação gráfica da calibração (ano 2010) e validação (ano 2011) do modelo SWAT, com passo de tempo diário na Bacia dos Fragosos: a) calibração com COE de 0,77 para o ano de 2010; b) validação obtendo COE de 0,76 para o ano de 2011.	95
Figura 12 - Anomalia mensal da precipitação para o biênio 2010 e 2011 em relação aos dados de precipitação obtidos entre 1980 e 2009	98
Figura 13 - Calibração (2010) e validação (2011) da carga de sedimento em suspensão para a BLF resultando em COE de 0,49 e 0,56 respectivamente. Considerou-se dados medidos de sólidos suspensos em dias alternados e o modelo SWAT foi simulado com passo de tempo diário	101

Figura 14 - Simulação de 100 mm de chuva nas áreas de pastagem, eucalipto e pinus ocorridas em setembro (a) e novembro (b) de 2011 na BLF, assim como, as correspondentes concentrações de nitrato e fosfato obtidas em ambas as simulações ..	104
Figura 15 - Resultado da calibração (2010) e validação (2011) do modelo SWAT da carga de fósforo total obtida na exutória da Bacia dos Fragosos durante o monitoramento mensal nos anos de 2010 e 2011.....	105
Figura 16 - Resultado da calibração (2010) e da validação (2011) do modelo SWAT, da carga de nitrogênio total obtida na exutória da Bacia dos Fragosos durante o monitoramento mensal nos anos de 2010 e 2011.....	106
Figura 17 - Comparação entre a média dos totais mensais de chuva e a fração de P_T na vazão de cheia entre os anos de 2004 e 2011.....	115
Figura 18 - Concentração da média mensal de P_T e Taxa de enriquecimento de P_T na vazão de cheia (TRQE).....	116
Figura 19 - Relação entre a média anual da concentração de fósforo total (P_T) e a taxa de enriquecimento na vazão de cheia (TRQE).....	116
Figura 20 - Percentual da carga de nitrogênio total e vazão de base anual na Bacia dos Fragosos.....	118
Figura 21 - Comparação entre a média dos totais mensais de chuva e a fração de nitrogênio total na vazão de base entre os anos de 2004 e 2011.....	123
Figura 22 - Porcentagem da vazão total e carga de nitrogênio total na vazão de base nos diferentes meses do ano.....	125
Figura 23 - Variação anual da taxa de enriquecimento da vazão de base.....	126
Figura 24 - Relação entre a média anual da concentração de nitrato com a taxa de enriquecimento na vazão de base (TRQ _B).....	126
Figura 25 - Variação mensal na taxa de enriquecimento da vazão de base e a variação mensal da precipitação durante os anos de 2004 a 2011.....	127
Figura 26 - Bacia Lajeado dos Fragosos com a distribuição das propriedades com animais por sub-bacia.....	133
Figura 27 - Fluxograma do modelo conceitual para obtenção da vulnerabilidade na Bacia do Lajeado dos Fragosos.....	134
Figura 28 - Representação do fluxo acumulado da uma área obtido pelo ARC-GIS	142

Figura 29 - Formas de curvas típicas de função sigmoideal monótona crescente (a e c) e decrescente (b), utilizadas na padronização dos fatores fluxo acumulado (a), número da curva (b) e precipitação (c).	150
Figura 30 - Função sigmoideal.....	151
Figura 31 - Matriz representativa da combinação multicritério utilizada pelo AHP para definir os pesos.	152
Figura 32 - Mapas temáticos da vulnerabilidade parcial da BLF para os índices de: A) Transporte de nutrientes (IP); B) Escoamento superficial (IS); C) Transferência de fluxo (IF); e D) Distribuição da precipitação (IC).....	157
Figura 33 - Mapa temático da vulnerabilidade na BLF.....	159
Figura 34 - Mapas temáticos da ameaça de fósforo aos corpos de água em 2011 da suinocultura (A), pecuária (B) e soma da suinocultura com a pecuária (C).....	161
Figura 35 - Mapa temático do risco da suinocultura aos corpos de água na BLF para o ano de 2011, obtido pelo produto dos mapas temáticos da carga de fósforo dos suínos com a vulnerabilidade (risco = suinocultura x vulnerabilidade).....	162
Figura 36 - Mapa temático do risco aos corpos de água na BLF para o ano de 2011 obtido pelo produto dos mapas temáticos da ameaça (carga de fósforo animal total) com a vulnerabilidade (risco = ameaça x vulnerabilidade)	163
Figura 37 - (A) é o risco IRCPV, que é o resultado do produto entre a ameaça e a vulnerabilidade; (B) é o risco AMPPI, que é o resultado entre o produto da ameaça e a taxa de transporte; (C) é a diferença entre IRCPV e AMPPI.	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Consumo de referência diária de água por animal	60
Tabela 2 - Eficiência e valor de consumo de referência por método de irrigação	61
Tabela 3 - Distribuição da frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica humana	65
Tabela 4 - Distribuição da frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica animal	66
Tabela 5 - Distribuição de frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica para irrigação	70
Tabela 6 - Cobertura da terra e classes de solos na Bacia dos Fragosos	81
Tabela 7 - Parâmetros e faixa de valores adotados na calibração manual de vazão, sedimento, fósforo e nitrogênio	92
Tabela 8 - Totais de chuva e vazões médias observadas (OBS) e simuladas (SIM) para a BLF biênio 2010-2011	96
Tabela 9 - Concentrações e vazões características na BLF no período de estudo	99
Tabela 10 - Cobertura e ocupação do solo para as três seções de monitoramento na BLF em 2011.....	100
Tabela 11 - Resultado estatístico das funções objetivas de calibração do SWAT para a carga de nitrogênio e fósforo total na saída da Bacia dos Fragosos.....	107
Tabela 12 - Fósforo total exportado da Bacia dos Fragosos em eventos chuvosos, na vazão de base e na vazão total entre os anos de 2004 e 2011	109
Tabela 13 - Sumário da vazão média anual, carga de fósforo e vazão de cheia (valores totais).....	112
Tabela 14 - Concentração média de fósforo total na vazão de cheia entre os anos de 2004 e 2011	114
Tabela 15 - Concentração média de nitrato e nitrogênio total em diferentes escoamentos fluviais durante anos de 2004 a 2011	120
Tabela 16 - Sumário da vazão média anual, carga de nitrogênio total (NT) e vazão de base.....	121
Tabela 17 - Sumário da vazão média mensal, da carga de nitrato e da vazão de base na Bacia dos Fragosos	124

Tabela 18 - Espacialização por sub-bacia da carga de P_2O_5 , média do AMPPI por sub-bacia e do número de suínos e da pecuária (bovino, ovino, equino, avestruz e frango) com ambos os grupos de animais transformados em unidade animal (UA).....	138
Tabela 19 - Tipo de solo, classe e grupo hidrológico atribuídos à BLF	140
Tabela 20 - Categoria de uso do solo e associação do CN.....	140
Tabela 21 - Padronização dos fatores.....	147
Tabela 22 - Ordenamento dos fatores segundo opinião dos especialistas.....	148
Tabela 23 - Classes de risco na bacia.....	155

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

1D	Unidimensional
3D	Tridimensional
ADJ_PKR	Fator de ajuste da taxa de pico de sedimento
AGNPS	<i>Agricultural Nonpoint Source Pollution</i>
AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
ALPHA_BF	Fator de resposta às variações na recarga do aquífero
AMPPI	<i>Animal Manure Pollution Potential Index</i>
ANA	Agência Nacional de Águas
ANNAGNP S	<i>Annualized Agricultural Non-point Source Pollution Model</i>
ANSWERS	<i>Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation</i>
ARCVIEW GIS	Software de visualização da ESRI
ARM	Gestão de resíduos agrícolas
ARS	<i>Agriculture Research Service</i>
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
BLF	Bacia Hidrográfica Lajeado dos Fragosos
CH_COV	Fator de cobertura vegetal do canal
CH_EROD	Fator de erodibilidade do canal
CIRAM	Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
CN	Número da Curva
COE	Coeficiente Nash e Suntcliff
CREAMS	<i>Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems</i>
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Enercan	Campos Novos Energia S.A.
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
Epagri	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

ERORGP	Razão de enriquecimento de fósforo na carga de sedimento
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo
Fatma	Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
FLOWA	<i>Fuzzy Linguistic Ordered Weighted Averaging</i>
FURB	Universidade Regional de Blumenau
GLEAMS	<i>Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems</i>
GLUE	<i>Generalized Likelihood Uncertainty Estimation</i>
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GWDELAY	Tempo que a água se move da camada do solo mais profunda até o aquífero superficial
GWSOLP	Concentração de fósforo solúvel na vazão de base
HRU's	Unidade de Resposta Hidrológica
HSP	<i>Hydrocomp Simulation Programming</i>
HSPF	<i>Hydrological Simulation Program-Fortran</i>
Inmet	Instituto Nacional de Meteorologia
LAC	Levantamento Agropecuário Catarinense
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDR	Taxa de transporte total na sub-bacia
MIKE BASIN	Modelo Hidrológico do Instituto Dinamarquês de Hidráulica
MIKE SHE	Modelo Hidrológico do Sistema Hidrológico Europeu
MNT	Modelo Numérico de Terreno
NPERCO	Coefficiente de Percolação de Nitrogênio
OD	Oxigênio Dissolvido
OWA	<i>Ordered Weighted Averaging</i>
ParaSol	<i>Parameter Solutions Method</i>
PHOSKD	Coefficiente de fracionamento do fósforo no solo
PIs	Planos de Informações
PPERCO	Coefficiente de percolação de fósforo
PRF	Fator de ajustamento da taxa de pico do sedimento encaminhado para o canal
PRZM	<i>Pesticide Root Zone Model</i>

PSO	<i>Particle Swarm Optimization</i>
PSP_bsn	Indexador de avaliação de fósforo
QUAL2E	<i>Enhanced Stream Water Quality</i>
SERATRA	Sedimento e transportes de radionuclídeos
SHE	<i>European Hydrological System</i>
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMR	<i>Soil Moisture Routing Model</i>
SOL_LABP	Concentração inicial de fósforo solúvel na camada superficial de solo
SOL_ORGP	Concentração de fósforo orgânico na camada de solo
SPCON	Coefficiente linear da equação que define a capacidade de transporte de sedimento no canal
SPEXP	Parâmetro utilizado como expoente (na equação de Bagnolt) para transferir sedimento ao canal
SRTM	<i>Shuttle Radar Topographic Mission</i>
STORM	<i>Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model</i>
SUF12	<i>Sequential Uncertainty Fitting</i>
SURLAG	Coefficiente de retardo do escoamento superficial
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
SWRRBW Q	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins – Water Quality</i>
TIN	<i>Triangular Irregular Network</i>
Tractebel	Empresa de Geração de Energia
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UTM	Universal Transversa de Mercator
UTM-TOX	<i>Unified Transport Model for Toxic Materials</i>
VIES	Relação entre a raiz do erro quadrático médio com o desvio padrão dos dados medidos
WASP	<i>Water Analysis Simulation Program</i>
WinHSF	<i>Hydrological Simulation Program-Fortran for Windows</i>
WRSRL	<i>Water Resources Systems Research Laboratory</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Nome	Unidade
D_H	Demanda hídrica humana	$L \cdot \text{mês}^{-1}$
N_H	Número de habitantes	-
V_H	Volume de referência de consumo diário de água por habitante	$L \cdot \text{dia}^{-1}$
DA	Demanda hídrica animal	$L \cdot \text{mês}^{-1}$
N_i	Efetivo de animais	-
V_i	Volume de referência de consumo diário de água por animal	$L \cdot \text{dia}^{-1}$
D_i	Demanda hídrica para irrigação	$L \cdot \text{mês}^{-1}$
VE	Vazão específica	$L \cdot s^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$
Aha	Área irrigada do estabelecimento rural	ha
T	Tempo efetivo de irrigação	$s \cdot \text{dia}^{-1}$
$Q_{7,10}$	Vazão mínima de 7 dias consecutivos com 10 anos de tempo de retorno	$m^3 \cdot s^{-1}$
COE	Coefficiente de Nash e Sutcliffe	-
O_i	Dados medidos	-
\bar{O}_i	Média dos dados medidos	-
S_i	Dados simulados	-
R^2	Coefficiente de determinação	-
VIÉS	Variação dos valores simulados em relação aos medidos	-
S	Índice de geração de escoamento superficial	-
IC	Índice da forçante climática	%
IF	Índice de fluxo acumulado de fósforo difuso	%
IS	Índice de geração de escoamento superficial	%
IP	Índice de exportação de nutriente do solo	%
MDR	Taxa de transporte de drenagem e nutriente	%
Sd	Fator de drenagem	%
DR	Taxa de transporte de nutriente	%
D	Distância que a água percorre até alcançar a rede de drenagem	m
Sf	Fator de declividade para a sub-bacia	%

Símbolo	Nome	Unidade
Sg	Gradiente ao longo da distância percorrida D	-
AMMPI	Índice potencial de poluição de dejetos animal	$\text{kg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{ano}^{-1}$
L	Taxa de aplicação ou carga de P2O5	$\text{kg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{ano}^{-1}$
A	Fator de avaliação da equação (0-1)	-
Ai	Ameaça	%
Vi	Vulnerabilidade	%

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	31
1.1 HIPÓTESE.....	32
1.2 JUSTIFICATIVAS.....	33
1.3 OBJETIVOS.....	35
1.3.1 Objetivo geral	35
1.3.2 Objetivos específicos	36
1.4 ESTRUTURA DA TESE.....	36
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	39
2.1 SUINOCULTURA MUNDIAL.....	39
2.2 SUINOCULTURA BRASILEIRA E A QUESTÃO AMBIENTAL.....	40
2.3 SUINOCULTURA CATARINENSE.....	41
2.4 IMPACTO AMBIENTAL DA SUINOCULTURA.....	42
2.5 POLUIÇÃO DIFUSA E EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA.....	45
2.6 MONITORAMENTO HIDROLÓGICO E METEOROLÓGICO... 47	
2.7 MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE QUALIDADE DA ÁGUA DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	47
2.8 MODELAGEM HIDROLÓGICA MUNDIAL E O SWAT.....	50
2.8.1 Critérios na escolha do modelo hidrológico	52
2.8.2 Modelagem de risco	54
3 ANÁLISES ESPACIAIS DO BALANÇO HÍDRICO E IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS COM PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS NO MEIO RURAL DE SANTA CATARINA	57
3.1 INTRODUÇÃO.....	57
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	59
3.2.1 Cálculo de demanda hídrica	59
3.2.1.1 Demanda hídrica humana.....	59
3.2.1.2 Demanda hídrica animal.....	60
3.2.1.3 Demanda hídrica para irrigação.....	60
3.2.2 Regionalização de vazão ($Q_{7,10}$)	61
3.2.3 Análise espacial	62
3.2.3.1 Análise de agrupamento e classificação em intervalos naturais das áreas homogêneas.....	63
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
3.3.1 Demanda hídrica para consumo humano	64
3.3.2 Demanda hídrica para consumo animal	66

3.3.3 Demanda hídrica para irrigação.....	69
3.3.4 Balanço hídrico espacializado rural.....	71
3.4 CONCLUSÕES.....	73
4 AVALIAÇÃO DA PERDA DIFUSA DE FÓSFORO E NITROGÊNIO EM BACIA RURAL COM SUINOCULTURA INTENSIVA.....	75
4.1 INTRODUÇÃO.....	75
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	78
4.2.1 Área de estudo.....	78
4.2.2 Detalhamento da coleta e análise de solo na bacia.....	81
4.2.3 Amostrador de nível ascendente (ANA).....	82
4.2.4 Campanhas das coletas de dados hidrológicos no Rio dos Fragosos.....	83
4.2.5 Simulação de chuva na BLF.....	84
4.2.6 O modelo SWAT.....	85
4.2.7 Dados de entrada no modelo SWAT.....	85
4.2.8 Análise de sensibilidade.....	86
4.2.9 Calibração manual.....	87
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	89
4.3.1 Análise de sensibilidade da vazão.....	89
4.3.2 Calibração e validação do modelo SWAT.....	90
4.3.2.1 Vazão.....	90
4.3.2.2 Sedimento.....	98
4.3.2.3 Nitrogênio e Fósforo.....	102
4.3.3 Análise da Carga de Nitrogênio e Fósforo no Escoamento de Base e de cheia na Bacia dos Fragosos com o Modelo SWAT (anos 2004 a 2011).....	108
4.3.3.1 Padrões anuais do fósforo total.....	108
4.3.3.2 Padrões mensais do fósforo total (P_T).....	115
4.3.3.3 Padrões anuais do nitrogênio total (N_T) e do nitrato (NO_3).....	117
4.3.3.4 Padrões mensais do nitrogênio total.....	122
4.4 CONCLUSÕES.....	128
5 ANÁLISE DE RISCO DE PERDA DIFUSA DE FÓSFORO EM ÁREA COM CONCENTRAÇÃO ANIMAL.....	131
5.1 INTRODUÇÃO.....	131
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	133
5.2.1 Localização da área de estudo e sua divisão por sub-bacia.....	133
5.2.2 Modelo de risco conceitual da vulnerabilidade.....	134
5.2.3 Análise de multicritérios.....	135
5.2.4 Determinação dos índices da vulnerabilidade da BLF.....	136

5.2.4.1 Eficiência na geração do escoamento superficial – Índice S.....	136
5.2.4.2 Fluxo acumulado do fósforo difuso – Índice F.....	141
5.2.4.3 Forçante climática – Índice C.....	143
5.2.4.4 Capacidade de exportação de nutrientes do solo – Índice P.....	144
5.2.5 Modelo de Risco AMPPI.....	146
5.2.6 Aplicação do método Delphi.....	147
5.2.7 Ordenamento dos fatores.....	147
5.2.8 Padronização.....	148
5.2.8.1 Padronização do coeficiente de transporte.....	149
5.2.8.2 Padronização da distância das fontes de poluição.....	149
5.2.8.3 Padronização da declividade.....	149
5.2.8.4 Padronização do uso do solo, fluxo acumulado, número da curva e tipo de solo.....	150
5.2.9 Análise multicritério.....	151
5.2.10 Funcionamento numérico do AHP.....	151
5.2.11 Média ponderada ordenada.....	154
5.2.12 Validação da modelagem de risco.....	155
5.2.13 Análise de risco.....	156
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	156
5.3.1 Análise da vulnerabilidade na BLF.....	156
5.3.2 Análise da ameaça na BLF.....	160
5.3.3 Risco da perda difusa de P_T na BLF.....	161
5.3.3.1 Comparação entre o modelo de transporte IRCPV e o AMPPI.....	163
5.3.4 Discussão.....	164
5.4 CONCLUSÕES.....	166
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	167
6.1 CONCLUSÕES.....	167
6.2 RECOMENDAÇÕES.....	167
REFERÊNCIAS.....	169
APÊNDICES.....	201

1 INTRODUÇÃO GERAL

Poucos países sabem quanto de água está sendo utilizada de suas reservas hídricas e para que fins. Estimativas mundiais apontam que o setor agropecuário é o que apresenta o maior consumo de água doce (70%) quando comparado com a indústria (20%) e os humanos (10%). Por sua vez, Santa Catarina tem tradição na produção agrícola e pecuária.

Portanto, melhorar o conhecimento de informações que subsidiem a obtenção dos volumes hídricos no Estado de Santa Catarina e os aspectos relacionados à qualidade das águas superficiais passa a ser um grande desafio.

Condicionado as poucas informações das reservas hídricas, há os processos de eutrofização causada pelo enriquecimento de nitrogênio (N) e fósforo (P) que está degradando a qualidade da água mundialmente. Neste sentido, a realidade encontrada em regiões rurais de Santa Catarina, principalmente em áreas onde há atividades de confinamento animal e que o dejetos é aplicado no solo, não é diferente daquela adotada de forma mundial. Em regiões rurais com produção intensiva de animais, por adotarem a prática de aplicação de dejetos por anos sucessivos, há o fluxo de nutrientes para os corpos d'água, como o P e o N em doses significativas. Este aporte difuso de P e N aos corpos de água é de difícil mensuração por apresentar intrínseca variabilidade das fontes difusas e depender de fatores meteorológicos. Sendo assim, apresentar cenários quantitativos e qualitativos desta forma de poluição, que produzam informações para apoiar políticas públicas na gestão ambiental torna-se uma necessidade estratégica. Compreender melhor estes processos pode minimizar os efeitos da eutrofização aos corpos de água em bacias rurais com elevada concentração de animais.

Os riscos e impactos ambientais advindos de fontes difusas de poluição em regiões agrícolas, vem exigindo dos gestores de recursos hídricos o desenvolvimento de ferramentas para apoiar suas ações e avaliar os impactos de médio e longo prazo, pois sempre tomaram suas decisões com base em fontes pontuais de poluição. A tomada de decisão pode ser baseada em modelos de risco que podem diagnosticar as áreas mais vulneráveis e localizar as que possuem maior potencial de risco a perda difusa de origem agrícola.

Os modelos hidrológicos, além das aplicações voltadas para o gerenciamento dos recursos hídricos, podem ser utilizados na

verificação e validação de previsões ambientais de longo prazo. Por sua vez, modelos de risco identificam e fazem diagnósticos das áreas com potenciais perdas de nutrientes através da poluição difusa.

Neste sentido, construir alternativas junto às comunidades rurais que levem a percepção de causas-efeitos e identificação de soluções relativas aos problemas de impacto ambiental e uso da água, é sem dúvida nenhuma minimizar em futuro breve a expectativa dos cenários negativos de exaustão dos recursos hídricos.

Esta tese aborda sobre a degradação de águas superficiais e os efeitos da poluição difusa em escala de bacia hidrográfica localizada em região rural com produção intensiva de suinocultura. É apresentada a estimativa da magnitude do risco de contaminação das águas superficiais por poluição difusa. Fundamenta-se em fatores naturais e antrópicos, subsidiando informações sobre a poluição difusa na região, através do monitoramento hidrometeorológico, técnicas de modelagem numérica, ferramentas estatísticas e de geoprocessamento e análise de risco à degradação das águas superficiais.

1.1 HIPÓTESE

Esta pesquisa foi conduzida sob a seguinte hipótese:

Em regiões rurais onde há produção intensiva da suinocultura há formas de poluição difusa, apresentando áreas com potencial de risco a perda de sedimento, nitrogênio e fósforo, degradando as águas superficiais.

A partir desta hipótese as seguintes perguntas norteadoras foram aplicadas:

1ª - Como identificar as áreas rurais dentro de uma organização territorial com potencial perda difusa de sedimento, fósforo e nitrogênio?

2ª - Perdas difusas de sedimento, fósforo e nitrogênio em bacias rurais com animais confinados são significativas?

3ª - A modelagem hidrológica e de risco é uma alternativa apropriada para representar quantitativamente e qualitativamente a poluição difusa de nitrogênio e fósforo em áreas rurais com confinamentos de animais?

4ª - Um modelo numérico de risco poderia ser útil na identificação e análise de áreas com potenciais fontes difusas em bacias hidrográficas com produção intensiva de suínos?

1.2 JUSTIFICATIVAS

A crise da água no mundo avança firmemente em um compasso acelerado. Segundo Silva (2006), ela será mais que a soma de todas as demais crises de esgotamento dos recursos da natureza.

Santa Catarina é uma região tradicionalmente produtora de suínos (SPIES, 2003; BELLI *et al.*, 2007), havendo interesse crescente do governo e da população pelo impacto ambiental causado pela concentração dessas atividades. A produção brasileira de suínos está migrando para o Centro-Oeste do país, região onde as grandes estruturas agrícolas se especializaram na produção de milho, feijão e soja, e onde há uma capacidade maior para a assimilação dos efeitos em termos de impactos ambientais. Essa atividade polui as águas, os solos, o ar e resulta em conflitos com outras atividades.

Enquanto no Brasil há a expansão da atividade agropecuária, na França, em função do tamanho da propriedade e da localização territorial, são impostas barreiras restritivas de produção em função dos níveis de nitrogênio e fósforo no solo e na água (MAGDELAINE; CÉLINE, 2005; LAIGNEAU, 2011).

Normalmente, a aplicação de dejetos excede a capacidade de ciclagem de nutriente no solo e pode levar à ocorrência de problemas ambientais que estão associados às doses aplicadas (HOUTIN *et al.*, 1997; CHOUDHARY *et al.*, 1996; BOYD, 1994; MATTIAS, 2006). A aplicação sistemática de doses elevadas e sucessivas de dejetos suínos ao longo dos anos nas mesmas áreas pode causar sérios problemas de degradação no solo e na água com nitrato (N-NO₃), fósforo (P) metais e outras espécies químicas. O N e o P são nutrientes importantes do ponto de vista agrícola, podendo resultar em aumento de produtividade, porém são também associados aos riscos de degradação ambiental (DARST e MURPHY, 1994; MATTIAS, 2006) em função da presença de nitrato e fosfato nas águas subsuperficiais e de eutrofização das águas superficiais.

As doses mais expressivas de fósforo e nitrogênio que impactam os mananciais hídricos ocorrem de forma indireta e distribuída durante os eventos de chuva, haja vista que os dejetos produzidos pelos suínos, após tratamento, são depositados no solo e, durante a ação das chuvas, em que há escoamento superficial e lixiviação, são carreados para os

corpos de água. Essa forma difusa de carreamento do N e P é difícil de ser quantificada e identificada nas bacias que praticam a atividade da suinocultura, representando risco aos mananciais de água. Todavia, atualmente não há menção específica à poluição por cargas difusas nas leis ou regulamentações ambientais brasileiras.

Ao contrário do Brasil, Faggion *et al.* (2009) expressa que as diretrizes europeias reconhecem que a agricultura é um setor que constitui como fonte de poluição difusa (não localizada) e que o setor consome grande volume de água, necessitando de métodos e técnicas de produção que poluam menos e consumam menor quantidade de água. Portanto, é importante buscar nas leis brasileiras o dimensionamento das contribuições difusas de nutrientes a partir de áreas agrícolas, pois isso possibilitaria sua efetiva aplicação nos processos de tomada de decisão em gestão e licenciamento ambiental e no estabelecimento de políticas públicas de recursos hídricos.

A análise de risco de degradação ambiental, em particular de poluição de origem difusa da água, torna-se importante demanda para os agricultores que tomam suas decisões considerando a legislação local que, historicamente, tem focado suas diretrizes nas fontes de poluição pontuais.

Nesse sentido, o desenvolvimento de ferramentas de prospecção que auxiliem na gestão territorial e cenarização de ameaças e riscos do espaço rural pode tornar-se um instrumento estratégico de políticas públicas desde que sejam construídas com apoio de especialistas, de forma participativa, com os demais segmentos da sociedade.

Sendo assim, este estudo é um aprofundamento no conhecimento dos problemas com os mananciais hídricos em Santa Catarina pautado na lacuna existente na gestão integrada de unidades hidrográficas em diferentes escalas espaciais, entendida como uma técnica de integração de disciplinas, de ações setoriais sobre as águas, de degradação do solo e das águas superficiais vividas pelas comunidades rurais em regiões com alta concentração de animais no Brasil e em vários países do Primeiro Mundo.

De maneira geral, as metodologias aplicadas para estudar as águas superficiais ocorrem em uma única escala hidrográfica. No presente trabalho se busca aprofundamento no conhecimento dos problemas relacionados ao manancial hídrico em Santa Catarina, utilizando-se a avaliação em diferentes escalas de unidade hidrográfica. A distribuição espacial dos animais por propriedade rural possibilitou o aprofundamento nos problemas com a água a partir das dimensões regionais para as locais. Analisou-se o espaço rural de Santa Catarina da

escala em regiões hidrográficas para as sub-bacias, com foco no confinamento animal e, em particular, na suinocultura.

A Bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos (BLF) foi a bacia escolhida para este estudo por se localizar em uma região com elevada concentração de suínos, apontada no terceiro capítulo através da análise espacial da demanda das propriedades rurais no ESTADO. Salienta-se também que a BLF possui uma série histórica de dados de monitoramento da qualidade da água com frequência mensal com cerca de 10 anos.

A metodologia de avaliação de prospecção do risco e da poluição difusa de N e P aos corpos de água na BLF pretende disponibilizar ferramentas de avaliação espacial e temporal dos cenários de poluição difusa. Ao disponibilizar essas informações, acredita-se em uma nova percepção das perdas difusas de N e P que possam transformar-se em ações que promovam a redução das fontes poluidoras, assim como reduzir os índices de criticidade de poluição difusa atribuídos ao grau de concentração de suínos.

O presente estudo foi desenvolvido a partir do conhecimento da de áreas com concentração de animais que buscou-se através da análise espacial da disponibilidade hídrica e da demanda animal em escala regional para o Estado de Santa Catarina. Uma vez identificadas as áreas com concentração de animais buscou-se uma bacia hidrográfica representativa que permitisse o aprofundamento no conhecimento da dinâmica do nitrogênio e do fósforo em escala de bacia hidrográfica com significativa concentração de suínos. O presente trabalho justifica-se a partir da quantificação difusa de sedimento, nitrogênio e do fósforo e no desenvolvimento de uma ferramenta de análise de risco para identificar, por divisão de sub-bacia na BLF, as áreas com potencial perda difusa de fósforo originada de dejetos de suíno aplicado na superfície do solo. Pretende-se, assim, disponibilizar à comunidade rural instrumentos que possibilitam minimizar os impactos de degradação às águas superficiais de forma difusa.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Analisar o potencial de risco de degradação de águas superficiais em áreas rurais com suinocultura intensiva, através da espacialização da demanda hídrica rural no Estado de Santa Catarina e por meio da modelagem da poluição difusa de fósforo (P) e nitrogênio (N).

1.3.2 Objetivos específicos

- a) Realizar a análise espacial do balanço hídrico e localizar áreas com produção intensiva de suínos através da demanda e disponibilidade hídrica no meio rural no Estado de Santa Catarina;
- b) Utilizar o modelo SWAT em escala de bacia hidrográfica com produção intensiva de suínos, e estimar as cargas difusa e pontual de P e N carreadas aos mananciais na Bacia Lajeado dos Fragosos (BLF), Concórdia, SC;
- c) Analisar em escala de sub-bacia hidrográfica o risco da poluição difusa às águas superficiais através do desenvolvimento de um modelo de risco para a BLF.

1.4 ESTRUTURA DA TESE

Uma informação que tem deixado a sociedade insegura mundialmente é que as atividades agrícolas são as maiores consumidoras de água no planeta e transferem grandes volumes de nutrientes aos corpos hídricos. Portanto, as complexidades relacionadas a água decorrem de problemas reais e em diferentes escalas (globais, regionais e locais). O agravamento hídrico pode ser decorrente da baixa disponibilidade, aumento da demanda em áreas rurais e não se podem excluir as questões de gestão da quantidade e da qualidade da água, principalmente em regiões que há a prática de aplicação de dejetos no solo, oriundos do confinamento animal. Desta forma, os temas que aqui são desenvolvidos buscam atender ao objetivo geral da tese que estão relacionados com o risco de degradação de águas superficiais em área rural no estado de Santa Catarina.

A organização institucional das águas no território nacional é definida por bacia hidrográfica através da Lei 9433/97. Santa Catarina organiza seu manancial hídrico em escala regional através da Política Estadual de Recursos Hídricos expressa na Lei n.º 10.949, de 9 de novembro de 1998, dividindo o território em 10 regiões hidrográficas.

Neste contexto, em uma perspectiva espacial a unidade territorial de análise que favorece essa forma de organização é a divisão hidrográfica, que permite investigações em diferentes escalas e a integração de ações de naturezas múltiplas.

Possivelmente, estudos realizados dentro deste arranjo espacial e político do Estado, poderão ser úteis para elaborar políticas públicas que visem minimizar possíveis conflitos em zonas rurais.

Desta forma o presente estudo foi organizado em diferentes escalas de unidades hidrográficas para abordar aspectos quantitativos e qualitativos da água superficial catarinense.

Iniciou-se a abordagem sobre as águas superficiais a partir de uma escala regional, utilizando o Estado de Santa Catarina como território, dividido em regiões hidrográficas, para identificar déficits hídricos e áreas com concentração de animais que possam comprometer a qualidade da água.

A partir desta análise regional, buscou-se o entendimento local utilizando a escala de bacia e sub-bacia. Foi escolhida a Bacia do Lajeado dos Fragosos, localizada no município de Concórdia, por se tratar de uma bacia representativa da região oeste do Estado, com significativa concentração de suínos e com práticas de aplicação de dejetos no solo para ciclagem de nutrientes, por anos consecutivos. Além disto, há na bacia o monitoramento contínuo (cerca de 10 anos), em intervalo mensal de parâmetros físico-químico da qualidade da água. Sendo assim, é uma área que se justifica avaliar a poluição difusa de sedimentos, nitrogênio e fósforo que são carreados para a rede de drenagem.

Uma vez quantificada a poluição difusa de N e P, buscou-se em escala de sub-bacia o desenvolvimento de um modelo de risco para identificar fontes difusas de fósforo e avaliação do potencial de risco desta forma de poluição às águas superficiais na Bacia Lajeado dos Fragosos.

Para que o objetivo geral fosse alcançado, desenvolveu-se o tema em capítulos, para representar a conectividade e o avanço das partes estudadas. Desta forma, no primeiro capítulo faz-se uma introdução geral sobre o tema que será desenvolvido. No segundo capítulo foi feita uma revisão geral do tema abordado, transitando sobre os aspectos relacionados à suinocultura, modelagem numérica e por último a análise de risco aos corpos de água superficial. Os capítulos 3, 4 e 5 são estudos de pesquisa que apresentam metodologias específicas, abordando sobre os aspectos quantitativos, qualitativos e de risco da água superficial nas diferentes escalas de unidade hidrográfica. Por último, no capítulo 6 encontram-se as conclusões e recomendações finais.

As referências bibliográficas estão apresentadas no final do texto, após o capítulo 6.

A Figura 1 apresenta de maneira esquemática o fluxograma para sintetizar como a estrutura dos estudos de caso foi desenvolvida entre capítulos de 3 a 5.

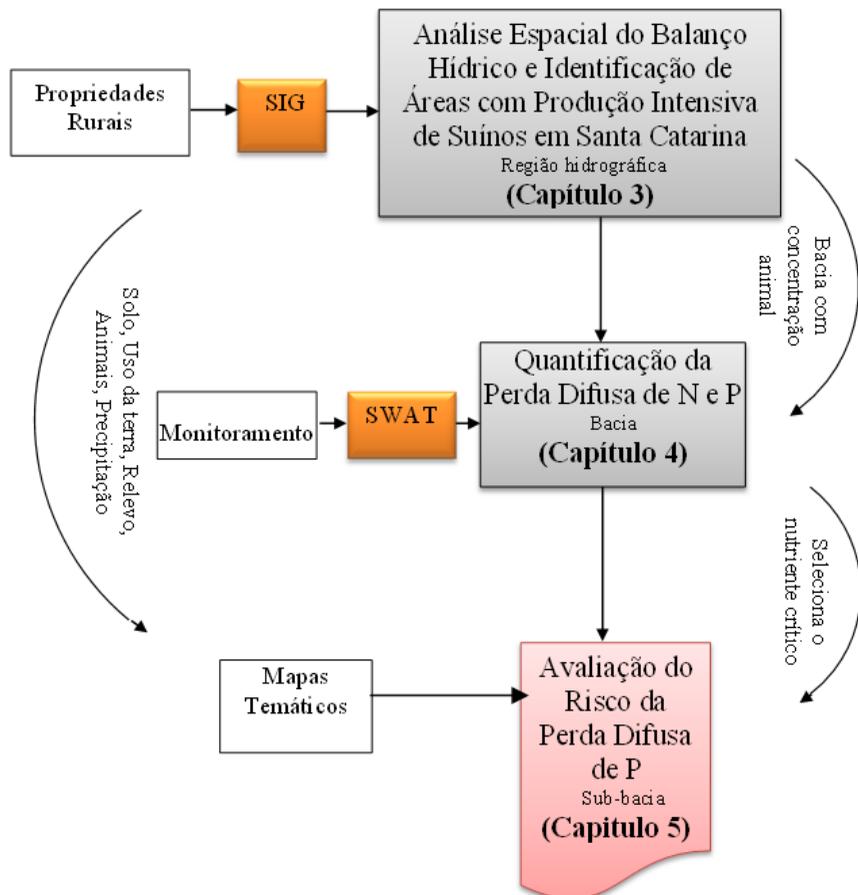


Figura 1 - Fluxograma dos estudos realizados no âmbito da tese de doutorado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SUINOCULTURA MUNDIAL

A carne suína é a proteína mais consumida no mundo (USDA, 2009). Os Estados Unidos a União Europeia, o Canadá, o Brasil e a China são responsáveis por 96% das exportações mundiais ABIPECS, (2009). Entretanto, há fortes limites restritivos de emissão para licenciamento, a União Europeia (EU) apresentou diretivas para prevenção e controle de suas atividades industriais e agrícolas em 2007, pois estavam em processo de licenciamento.

A suinocultura norte-americana possui vários aspectos de semelhança com a brasileira, que servem de comparação, como: estão entre as maiores exportadoras de carne suína sendo superadas somente pela chinesa e União Europeia, possui amplo espaço territorial, tem grande oferta de grãos, e a atividade tende a se concentrar na grande exploração. A diferença é que nos Estados Unidos da América a regulamentação para a suinocultura sofreu recentes reformas, tornando-se mais restritiva (ROE *et al.* 2002; WEYDMANN, 2005, USEPA, 2001).

A concentração da suinocultura em grandes explorações e também em regiões específicas leva à concentração na produção de dejetos. Estimativas de 1997 mostram que 75% e 15%, respectivamente, das propriedades americanas com grande e pequeno número de animais confinados produzem dejetos em excesso à capacidade das mesmas de absorção como fertilizante. Por conta disso, a sobra de nitrogênio nos solos americanos aumentou em 20% em quinze anos (Gollehon e Caswell, 2000).

A suinocultura norte-americana a exemplo de países da União Europeia e Japão é regida por legislação federal e estadual que se complementam na questão do licenciamento da atividade suinícola. Nos Estados Unidos da América (USA) este fato possivelmente auxilia a Agência de Proteção Ambiental dos USA (USEPA) a realizar diagnóstico nacional do impacto da suinocultura no meio ambiente, o que permite coordenar e tornar dinâmico o processo de ajustamento da legislação às características evolutivas do processo produtivo na suinocultura.

Metcalfe (2000, p. 529) e USEPA (2001, p. 14) estudaram os 28 Estados Americanos que alteraram as suas legislações voltadas à suinocultura, entre 1994 e 1998, e verificaram que a maioria delas se

tornou mais severa. Em geral, o maior rigor fica por conta da ativação de controles locais junto às áreas de produção, da exigência de debate público para novos projetos, de teste geológico do solo, da imposição de planejamento em função do balanço de nutrientes para animais, e da formalização do compromisso de cumprimento da legislação pelos produtores.

Desde 2008 na França, no setor de criação intensiva de animais, a cobrança pela poluição é proporcional ao efetivo do rebanho, sendo o valor anual cobrado em UGB – *unité de gros bétail*, ou unidade bruta pecuária, é similar ao BEDA- bovino equivalente de animal brasileiro (LAIGNEAU, 2011).

2.2 SUINOCULTURA BRASILEIRA E A QUESTÃO AMBIENTAL

A suinocultura brasileira possui um sistema industrial e de mercado bem desenvolvido. Por outro lado, não possui práticas de uso e ocupação do solo apropriado nem leis ambientais compatíveis com este desenvolvimento. Um exemplo disto é a produção intensiva e concentrada de suínos e aves no oeste catarinense, causando grandes acúmulos de dejetos poluindo a água, o ar, o solo e proporcionando conflitos com outras atividades (BELLI F^o *et al.*, 2007, PERDOMO *et al.*, 2003, SEGANFREDO, 2003).

Certamente informações de risco de degradação ambiental, em particular poluição difusa da água é considerada como alta demanda para os agricultores que tomam suas decisões considerando a legislação local, que historicamente tem focado suas diretrizes nas fontes de poluição pontuais. Constata-se que os agricultores gostariam de usar estas informações para projetar melhor a gestão de seus sistemas de produção e obter um zoneamento da sua propriedade. Neste sentido Santa Catarina é muito similar a muitas regiões no mundo (BACIC *et al.*, 2008).

Em Sullivan *et al.* (2000), é destacado que os avanços proporcionados pela ciência em entender os riscos e impactos ambientais advindos do escoamento superficial em regiões agrícolas tem feito com que as legislações considerem as fontes de poluição difusa em suas diretrizes, assim como os órgãos legais estimulem a formulação de legislações relacionadas às atividades agrícolas. O autor complementa que fontes de poluição difusa são difíceis de serem detectadas quando advindas de escoamentos superficiais devido a sua intrínseca variabilidade de fluxo que é dependente das condições climáticas.

Palhares e Mattei (2006) entende ser um desafio o estabelecimento de relações entre práticas de manejo do solo, em regiões de concentração animal, com comprometimento da qualidade da água. O autor acrescenta ainda que o estabelecimento de sistemas preditivos, como mudanças deste manejo, irá refletir nas condições da água. Portanto, realizar o monitoramento das águas superficiais em bacias hidrográficas caracterizadas pela concentração de animais e pela disposição dos resíduos destes como fertilizantes é de extrema importância para delinear ações relacionadas à gestão ambiental do espaço rural e estabelecer diretrizes que determinem as boas práticas de produção quanto ao uso e destino dos resíduos animais como fertilizantes.

Neste sentido, os pesquisadores dos recursos naturais têm sido convidados a oferecer aos responsáveis pela tomada de decisão as alternativas sustentáveis da utilização da terra e de melhor gestão. Historicamente, isto sempre envolveu avaliações qualitativas de risco em posições específicas, mas há algum tempo a tentativa tem sido na direção de previsão quantitativa com cenários espaciais e temporais, isto é, usando modelos numéricos ambientais distribuídos e integrados às ferramentas geotecnológicas. Estes modelos são ferramentas úteis para lidar com a complexidade da realidade, simulando várias práticas de gestão reais e prevendo suas consequências. (PEKAROVA *et al.*, 1999, SAUER *et al.*, 2003, BACIC *et al.*, 2008).

2.3 SUINOCULTURA CATARINENSE

As atividades primárias catarinense representam 17% do PIB estadual, produzidos principalmente pela agricultura familiar (90% das propriedades do Estado são inferiores a 50 ha). Santa Catarina possui um plantel de suínos de aproximadamente 8,8 milhões de cabeças, produzindo diariamente um volume de 65,0 mil m³ de dejetos e grande parte deles é lançado no meio ambiente, provocando poluição das águas, solo e ar. Somente na região Oeste do estado estima-se que a suinocultura produza cerca de 30 mil m³ de dejetos que, quando não adequadamente reciclados e tratados, tornam-se fontes de poluição das águas superficiais por compostos nitrogenados (amônia e nitrato), fósforo, bactérias e/ou vírus e outros nutrientes (SEGANFREDO, 1998).

Além disso, cada suíno produz de dejetos (carga poluente) o equivalente ao de 3,5 pessoas (LINDNER, 1999). Por essa relação teríamos uma poluição, causada somente pelos suínos, o equivalente a uma população acima de 30,8 milhões de pessoas. Considerando que a

população humana total do estado de Santa Catarina é de 5,9 milhões de habitantes e a do município de Concórdia de 0,065 milhões (IBGE, 2008), sem grandes esforços é possível perceber o grande desequilíbrio em volume de biomassa em SC.

Com a crescente intensificação da produção, as bacias hidrográficas sofrem uma forte pressão sobre os seus recursos naturais, principalmente sobre a água, haja vista que não existe área suficiente para deposição dos dejetos. Levantamento realizado por Garcia e Beirith (1996) em 19 fontes de abastecimento municipal da região Oeste de Santa Catarina, confirma que há elevado índice de contaminação por coliformes fecais na ordem de 95%. Além disso, os índices de nitrato começam a adquirir contornos preocupantes (SANTA CATARINA, 1997).

O monitoramento da água do Lajeado dos Fragosos, Concórdia - SC, realizado pela Embrapa Suínos e Aves no período de um ano (de 7/98 a 6/99), reflete a gravidade da situação. Mostrou que, mensalmente, são transportados pela água desse rio em toneladas médias: 14 de nitrogênio, 06 de fósforo e 562 de sólidos totais (220 toneladas de sólidos voláteis e 342 de sólidos fixados) (EPAGRI, 2000, PALHARES *et al.*, 2002).

2.4 IMPACTO AMBIENTAL DA SUINOCULTURA

A poluição por dejetos, que atinge a água e o ar, ampliou-se nas últimas décadas nos países da União Europeia, Japão, Estados Unidos e Canadá. Como consequência, esses países sofreram reformas restritivas na regulamentação ambiental sobre os dejetos oriundos da suinocultura (WEYDMANN, 2005). Pela condição geográfica desses países, não é possível afirmar que a escassez de área para depositar os dejetos tenha sido fator limitante, pois as restrições ocorreram mesmo naqueles países que possuem ampla extensão territorial, a exemplo dos Estados Unidos e do Canadá.

Essas restrições impostas pela regulamentação ambiental no setor de produção de suínos em países desenvolvidos têm conduzido a estudos que estimam a magnitude dos efeitos da legislação sobre a produção animal, assim como seus impactos na poluição ambiental (SNEERINGER, 2009).

Há indicações de que a regulamentação para a suinocultura brasileira é menos restritiva do que a norte-americana (WEYDMANN, 2002). Essa constatação parece confirmar o senso comum de que no Brasil os problemas ambientais nesse setor não têm a gravidade do

norte-americano; daí, não haveria necessidade de reavaliar a atual legislação. Essa afirmativa, entretanto, pode ser questionada, pois há problemas sérios com dejetos em várias regiões brasileiras.

Segundo Konzen (2005), o aumento nas exportações de carne suína brasileira na última década, aliado aos interesses logísticos das empresas integradoras, favoreceu a concentração da produção de suínos em grandes unidades e, por consequência, também a produção de dejetos suínos.

Com a intensificação dos sistemas de confinamento, a suinocultura no Brasil passa a ser responsável pela produção de grandes volumes de dejetos (EPAGRI, 1997), com estimativas diárias segundo Dartora *et al.* (1998), de 9 litros de dejetos por animal na fase de terminação. Proporcionalmente, esses volumes equivalem ao produzido por 3,5 homens (LINDNER, 1999). Essas quantidades elevadas de dejetos líquidos gerados no Sul do Brasil estão associadas ao sistema de produção utilizado, que provoca vazamentos nos sistema hidráulico, desperdício de água nos bebedouros e sistema de limpeza inadequado (MATTIAS, 2006). A problemática se agrava devido a sistemas de armazenagem subdimensionados, infraestrutura de distribuição deficiente e pequena área agrícola para aplicação dos dejetos (DARTORA *et al.*, 1998; PALHARES *et al.*, 2002).

Outro impacto ambiental relacionado à produção de suínos tem a ver com a baixa assimilação dos nutrientes contidos nas rações. Em média, são absorvidos 30% a 55% do nitrogênio, 20% a 50% do fósforo e 5% a 20% de potássio, sendo as taxas de excreção de 45% a 60% para o nitrogênio, 50% a 80% para o fósforo e 70% a 95% para o potássio (KORNEGAY; HARPER, 1997).

Lovatto *et al.* (2005), no intuito de melhor avaliar esses indicadores, desenvolveram um trabalho com modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo em suínos e constataram que o consumo total de nitrogênio pela suinocultura no Sul do Brasil é de aproximadamente 34 mil toneladas por ano, 24 mil das quais são excretadas (70%). Os mesmos autores inferem que para o fósforo o consumo é de 8 mil toneladas por ano, e 6 mil toneladas são excretadas (74%). O agravante disso é que a grande maioria desse fósforo adicionado ao solo via dejetos de suínos acumula nos primeiros centímetros de solo, conforme detalhado e explicado em trabalho de Berwanger *et al.* (2008). Essa adição ao solo potencializa o poder contaminante do fósforo no ambiente.

No Brasil e, principalmente, nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, a utilização dos dejetos de suínos é realizada quase

que exclusivamente por sua acumulação em esterqueira e posterior descarte no solo, sem o tratamento adequado, utilizando-o como fertilizante em áreas de lavoura (CERETA *et al.*, 2009). Entretanto, por mais privilegiado que seja seu potencial de uso como fertilizante, devem ser considerados como resíduo ou esgoto poluente e, ao serem dispostos na natureza sem os cuidados necessários, causam impactos ambientais negativos ao solo e às águas superficiais e subsuperficiais (KONZEN, 2005).

Devido às restrições topográficas e aos altos custos de armazenagem e transporte (SEGANFREDO, 2007), em muitas propriedades rurais os dejetos são aplicados continuamente nas mesmas áreas e em frequências e quantidades excessivas em relação à capacidade de absorção pelas plantas cultivadas (SEGANFREDO, 2000; BASSO, 2003; BERWANGER *et al.*, 2008). Ao contrário dos fertilizantes solúveis, que podem ser formulados para condições específicas de cada tipo de solo e cultura, os dejetos apresentam simultaneamente nutrientes em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das plantas (CQFS - RS/SC, 2004). Com isso, as adubações em excesso ou continuadas com esses dejetos podem ocasionar impactos ambientais indesejáveis, destacando-se os desequilíbrios químicos e biológicos no solo, a poluição das águas, as perdas de produtividade e da qualidade dos produtos agropecuários e a redução da diversidade de plantas e organismos do solo (SEGANFREDO, 2007).

A disposição de dejetos líquidos de suínos sucessivamente ao longo dos anos, nas mesmas áreas, pode causar sérios problemas com contaminação de águas subsuperficiais e de rios com nitrato e fósforo (L'HERROUX *et al.*, 1997; BASSO, 2003; CERETTA *et al.*, 2005; BERWANGER, 2006).

O acúmulo de fósforo no solo está relacionado com a quantidade de fósforo adicionada ao solo através dos dejetos, do tipo de solo e das transferências e exportações das culturas (CERETTA *et al.*, 2003).

A aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo e a avaliação da transferência de seus nutrientes através do escoamento superficial para espelhos de água superficial têm sido tema de inúmeros trabalhos (WITHERS *et al.*, 2000; POTE *et al.*, 2001), inclusive na região Sul do Brasil (CERETTA *et al.*, 2003; BASSO, 2003; CERETTA *et al.*, 2005; BERWANGER, 2006). Entretanto, como a quantidade de nutriente transferida via escoamento sofre grandes variações com as alterações de clima, em especial, com a precipitação, torna-se necessária a realização de experimentos de campo, com duração superior a 1 ano

agrícola. Além disso, informações sobre a transferência de nutrientes são importantes, uma vez que altos teores de nutrientes na água, entre eles nitrogênio e fósforo, potencializam a eutrofização de águas, diminuindo os níveis de oxigênio e a diversidade de espécies aquáticas (SHARPLEY; HAVORSON, 1994; GIROTTO *et al.*, 2009).

2.5 POLUIÇÃO DIFUSA E EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA

Existem dificuldades para o fornecimento de estimativas de fontes difusas (não pontuais), mas diversos estudos de caso na Europa têm sido usados para demonstrar que fontes difusas de fósforo (P) contribuem com valores entre 29% e 60% da carga total de P de bacias hidrográficas europeias (MACLEOD; HAYGARTH, 2003).

Em Portugal, apesar de a poluição de origem difusa ser reconhecida como fator determinante na qualidade das massas de água superficiais, seu estudo apresenta ainda um desenvolvimento de certo modo incipiente (LOURENÇO, 2002), situação essencialmente determinada pela pouca disponibilidade de dados de campo. Relativamente às cargas de origem tóxica, apesar de habitualmente mais fáceis de quantificar, em comparação com as cargas de origem difusa, constata-se que estão insuficientemente caracterizadas em Portugal, situação bem ilustrada pelos dados apresentados nos vários Planos Portugueses de Bacia Hidrográfica elaborados entre 1999 e 2002.

Macleod e Haygarth (2003) compilaram vários estudos desenvolvidos na Europa sobre a importância de fontes difusas de P provenientes de atividades agrícolas e do solo, e demonstraram que essas fontes contribuíram com 29% a 60% da carga total de P observada nas águas superficiais das bacias consideradas. ECE (citado por NOVOTNY, 1999) afirma que os resíduos da criação de animais são responsáveis, em média, por 30% da carga de P total nas águas interiores da Europa – os resíduos de animais confinados são considerados fontes pontuais de poluição – e o resto da agricultura por 17% adicionais da carga de P total. Por outro lado, o N proveniente de fontes difusas agrícolas na Holanda é responsável por 71% do N total gerado naquele país.

Nos Estados Unidos existem vários programas de estudo sobre a redução de cargas difusas, porém a realidade brasileira tem mostrado pouca discussão sobre o assunto (DALCANALE, 2001; SNEERINGER, 2009; YANG; WANG, 2010). Devido à predominância da poluição orgânica nos rios brasileiros, pouca atenção tem sido dada às cargas

difusas e, conseqüentemente, são poucos os estudos relacionados a esse assunto e menos ainda os que tentam quantificar essas cargas (MASINI, 2001).

Bhuyan *et al.* (2003), destacam que a poluição de fonte não pontual é um importante problema ambiental e de gerenciamento da qualidade da água. Tentativa de proteção das bacias hidrográficas torna-se uma estratégia essencial, pois permite a restauração dos ecossistemas aquáticos e a proteção da saúde humana.

As cargas difusas dependem significativamente de fatores locais, cujos efeitos nem sempre podem ser descritos por critérios científicos que permitam ser extrapolados de uma região para outra, exigindo, portanto, monitoramento específico em cada área de estudo (EIGER *et al.*, 1999).

A poluição das águas superficiais por cargas difusas pode ser de natureza urbana, rural ou atmosférica. Em áreas urbanas, a poluição difusa tem composição complexa – de metais e óleos a sólidos, constituindo-se numa fonte de poluição tanto maior quanto mais deficiente for a coleta de esgotos ou mesmo a limpeza pública (TOMAZ, 2006).

Na área rural, a poluição difusa é devida, em grande parte, à drenagem de precipitações pluviométricas a partir de solos agrícolas e ao fluxo de retorno da irrigação, sendo associada aos sedimentos (carreados quando há erosão do solo), aos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e aos defensivos agrícolas. A drenagem de precipitações pluviométricas a partir de áreas de pecuária é associada, ainda, aos resíduos da criação animal. A deposição atmosférica de poluentes – especialmente nitrogênio – provenientes de emanações industriais, de queimadas de matas e de cana-de-açúcar e do arraste de partículas e gases da atmosfera por águas pluviais também são considerados fontes difusas de poluição (MACLEOD; HAYGARTH, 2003; MARTINELLI *et al.*, 2002; CETESB, 2003).

A eutrofização dos corpos d'água resulta da conjugação de vários fatores, como as condições de temperatura e a luminosidade, sendo, no entanto, determinante a disponibilidade de nutrientes. A identificação das causas que conduzem o processo é complexa, sendo difícil a distinção entre causas naturais e antropogênicas, principalmente devido à dificuldade em quantificar as afluências naturais de nutrientes. De fato, quando se verifica um aumento da disponibilidade de nutrientes, a produtividade primária aumenta e assim também a biomassa de algas, desequilibrando o ecossistema, muitas vezes de forma irreversível. Esse aumento da presença de nutrientes é frequentemente resultante da

atividade humana (PREMAZZI; CARDOSO, 2001), sendo as descargas de efluentes domésticos, urbanos e industriais – poluição de origem pontual, do arrastamento de fertilizantes agrícolas pelo escoamento de superfície, poluição de origem difusa – considerados como os principais fatores que contribuem para esse enriquecimento (VASCONCELOS; PEREIRA, 2002).

Entre os estudos desenvolvidos no Brasil visando à determinação e à quantificação de cargas difusas que aportam em uma bacia hidrográfica, podem-se citar: Giansante *et al.* (2005), Eiger *et al.* (1999), Dalcanale (2001), Silva (2003), Masini (2001) e Fragoso (2007).

2.6 MONITORAMENTO HIDROLÓGICO E METEOROLÓGICO

Para que ocorra o planejamento da gestão de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica é necessário o conhecimento e a compreensão dos processos hidrológicos e meteorológicos. Sendo assim, é necessário adensar o monitoramento em pequenas áreas de modo a permitir sua extensão para escalas maiores.

O primeiro passo na estimativa da chuva média na sub-bacia escolhida consiste na identificação de falhas, na eliminação de dados suspeitos e no preenchimento das falhas. Os dados são considerados suspeitos ao extrapolar os limites climatológicos definidos para cada estação (GONÇALVES *et al.*, 2006).

Portanto, o que se observa é que por maiores que sejam as especificidades de cada programa na promoção do desenvolvimento sustentável do meio rural, percebe-se, que as estratégias de controle da poluição são elaboradas sobre uma base de informações muito precária (MIRANDA, 2005).

2.7 MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE QUALIDADE DA ÁGUA DE POLUIÇÃO DIFUSA

Nem todos os problemas de qualidade da água exigem esforços de modelagem. Entretanto, Wang *et al.* (2008) compartilham a ideia que a modelagem da água é necessária para a gestão sustentável em escala de bacia hidrográfica. Afirmam ainda que, comparada à poluição pontual, a poluição difusa é mais complexa e difícil de ser controlada devido às inúmeras fontes, à sua dispersão e às dificuldades de rastreamento de seus caminhos (WANG *et al.*, 2008).

Por meio dos modelos matemáticos é possível prever os impactos da ocupação antrópica sobre a quantidade e qualidade da água,

o que possibilita o estudo de diferentes cenários de forma rápida e a custo reduzido (BOURRAOUI *et al.*, 1997), muitos deles ainda não explorados em experimentos reais (GRIGG, 1996).

A integração do desenvolvimento tecnológico e das técnicas de geoprocessamento, como os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) tem permitido avanços em estudos na gestão dos recursos naturais (NEVES *et al.*, 2006; BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2008). Portanto, a combinação dos modelos hidrológicos acoplados aos SIGs bem como o desenvolvimento de metodologias dentro desse ambiente constitui o elemento fundamental para o diagnóstico da situação ambiental e hidrológica nas bacias hidrográficas e na prospecção da vulnerabilidade das águas.

Para a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica, é necessário representar de forma integrada os efeitos de diferentes agentes naturais e antrópicos situados a montante de qualquer seção de escoamento de um corpo d'água para uma boa representação espacial e temporal dos vários fenômenos hidrológicos ocorridos (LARENTIS *et al.*, 2008).

Segundo Crestana e Posadas (1996), em estudos de degradação ambiental há a necessidade do conhecimento de diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos existentes para a formulação de modelos hidrológicos que estabeleçam os processos básicos nos sistemas cuja avaliação é de interesse.

Na avaliação quantitativa dos recursos hídricos são considerados o comportamento hidrológico resultante da precipitação e as interferências dos usos da água, obras hidráulicas entre outras ações antrópicas. Na avaliação da qualidade da água é necessário integrar o modelo quantitativo com a representação das fontes de poluição e seu transporte nos rios e reservatórios para representar os efeitos integrados ou sinérgicos dos impactos sobre a qualidade da água dos rios e reservatórios. Nesse sentido, o modelo de qualidade da água é uma ferramenta que permite analisar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes seções do sistema fluvial da bacia em diferentes cenários de intervenção (LARENTIS, 2008).

Pesquisas como modelos de simulação desenvolvidas em bacias experimentais e representativas são muito importantes pelo fato de que seus parâmetros, em princípio, podem ser considerados válidos para as regiões das quais essas bacias são representativas. As bacias representativas são definidas como aquelas que possuem características semelhantes, do ponto de vista hidrológico, de certa região. Já bacia experimental define-se como aquela onde o solo e a vegetação são

relativamente homogêneos e as características físicas, uniformes. Segundo Srinivasan e Arnold (1994), a implantação de bacias experimentais e representativas foi difundida em todo o mundo a partir da década hidrológica internacional, entre 1965 e 1975.

De acordo com Bhuyan *et al.* (2003), modelos de simulação são ferramentas úteis para a análise dos processos hidrológicos das bacias hidrográficas e suas interações, principalmente em relação à qualidade da água. Nesse sentido, existem disponíveis vários modelos de qualidade de água, tanto modelos de domínio público quanto comercial. Porém, para que um modelo seja bem difundido entre os usuários, não basta uma base teórica e simplificações plausíveis, mas também uma interface de fácil entrada de dados e de fácil interpretação de resultados (OGDEN *et al.*, 2001).

É consenso que a modelagem matemática da qualidade da água de um sistema de recursos hídricos está sempre condicionada pela confiabilidade dos dados de entrada necessários ao funcionamento dos modelos utilizados. Entre esses dados assumem particular relevância os que se referem à estimativa das cargas poluentes totais do sistema submetido à simulação, obtida através da caracterização quantitativa e qualitativa, das vazões afluentes, independentemente de eles terem origem tópica ou difusa (COELHO *et al.*, 2007).

O estudo das cargas difusas geradas no meio rural envolve o entendimento de processos complexos e apresenta altos custos financeiros. A contribuição difusa proveniente de uma determinada área agrícola é fruto da interação de diversos fatores, a saber: o tipo de solo, o uso do solo, as práticas agrícolas adotadas, a fisiografia do terreno e a intensidade e duração da precipitação (DIOGO *et al.*, 2003).

Por meio dos modelos matemáticos é possível prever os impactos da ocupação antrópica sobre a quantidade e qualidade da água, o que possibilita o estudo de diferentes cenários de forma rápida e a custo reduzido (BOURAOUI *et al.*, 1997), muitos deles ainda não explorados em experimentos reais (GRIGG, 1996).

Palhares e Mattei (2006) entende ser um desafio o estabelecimento de relações entre práticas de manejo do solo em regiões de concentração animal e a qualidade da água. O autor acrescenta ainda que o estabelecimento de sistemas preditivos, como mudanças desse manejo, refletir-se-á nas condições da água. Portanto, entendemos que a modelagem das águas superficiais em bacias hidrográficas caracterizadas pela concentração de animais e pela disposição dos resíduos deles como fertilizantes é de extrema importância para delinear ações relacionadas à gestão ambiental do espaço rural e estabelecer

diretrizes que determinem as boas práticas de produção quanto ao uso e destino dos resíduos animais como fertilizantes.

Nesse sentido, os pesquisadores dos recursos naturais têm sido convidados a oferecer aos responsáveis pela tomada de decisão as alternativas sustentáveis da utilização da terra e de melhor gestão. Historicamente, isso sempre envolveu avaliações qualitativas de risco em posições específicas, mas há algum tempo a tentativa tem sido na direção de previsão quantitativa com cenários espaciais e temporais, isto é, usando modelos numéricos ambientais distribuídos integrados com ferramentas geotecnológicas. Esses modelos são ferramentas úteis para lidar com a complexidade da realidade, simulando várias práticas de gestão reais e potenciais e prevendo suas consequências. (PEKAROVA *et al.*, 1999; SAUER *et al.*, 2003; BACIC *et al.*, 2008).

2.8 MODELAGEM HIDROLÓGICA MUNDIAL E O SWAT

Em revisão da modelagem numérica da qualidade da água para fontes de poluição realizada por Shahane e Malloy (1978), diz-se que a primeira década, de 1958 a 1968, foi um período de construção, análises, conceitos e discussão dos modelos numéricos, enquanto a segunda década, 1968 a 1978, foi para a prática dos modelos confrontando-os com dados medidos em campo e outras várias aplicações com análises da qualidade da água. Em Donigian e Imhoff (2002) é relatado que a modelagem da qualidade da água até a década de 60 baseava-se na representação da bacia hidrográfica de forma concentrada, com análises dos efeitos locais provocados pela poluição de fontes pontuais.

Os anos de 1970 a 1980 destacaram-se como um período de aumento da poluição. Ao mesmo tempo, ocorreu aumento do desenvolvimento de modelos matemáticos para determinar cargas de poluição e impactos na qualidade da água, além de métodos alternativos e medidas de controle. É no início da década de 90 que se inicia o desenvolvimento de esforços na ciência para avaliação e integração de fontes pontuais e difusas nas bacias através de sistemas de modelagem distribuída. Portanto, já no final da década de 90, são apresentados os modelos mais modernos distribuídos onde há a integração dos modelos com os sistemas de informações geográficas (SIG), permitindo a distribuição espacial das bacias e sua discretização em unidades de respostas hidrográficas, refletindo-se em melhor representação espacial dos processos (DONIGIAN; HUBER, 2006).

Mais recentemente, no início do novo milênio, estão sendo apresentados os modelos de aproximação agregada que León *et al.* (2001) expressam serem modelos que consideram uma área homogênea. Eles calculam a resposta hidrológica para uma unidade, e para grandes bacias é dividida em elementos individualizados, cada qual com seus próprios parâmetros de modelagem. Também fazem uma crítica aos modelos distribuídos, informando que são limitados por requererem elementos homogêneos e manipularem um grande número de dados.

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo de base física, parâmetros distribuídos e simulação contínua criado no início dos anos 90 pelo Departamento de Agricultura norte-americano, USDA *Agricultural Research Service* (ARS). É originado do modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins), e recebeu contribuições do CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) e EPIC (Erosion-productivity Impact Calculator).

Segundo Neitsch *et al.* (2005), o SWAT foi desenvolvido para prever o impacto de práticas de manejo do solo sobre água, sedimentos, nutrientes e produtos químicos agrícolas em grandes e complexas bacias, através de longos períodos de tempo. Não tem como objetivo simular eventos isolados. O modelo SWAT trabalha com a divisão da bacia em sub-bacias, divididas ainda em uma determinada quantidade de unidades de resposta hidrológica (HRUs), que representam combinações únicas de uso do solo, tipo do solo e classe de declividade. Os dados de entrada são inseridos com o auxílio de uma interface gráfica de software GIS (ArcGis ou MapWindow), e são organizados em planos de informação cartográficos (PIs) e dados tabulares. Os PIs que devem alimentar o modelo correspondem a mapas de uso do solo, mapas pedológicos, hidrografia modelo numérico do terreno (MNT). Para cada sub-bacia, os dados de entrada são divididos nas seguintes categorias: clima (dados diários de temperatura, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e precipitação), HRUs, lagos e pântanos, águas subterrâneas e canais. A grande quantidade de variáveis utilizadas pelo SWAT pode ser vista inicialmente como uma desvantagem para a utilização desse modelo. Mas, para o caso de bacias com pouco monitoramento e, conseqüentemente, dificuldades na calibração dos modelos, quanto melhor o detalhamento dos fenômenos envolvidos, maior será a garantia da obtenção de bons resultados no processo de modelagem.

Neves *et al.* (2006) aplicaram o modelo a fim de avaliar a quantidade de nitrogênio e fósforo nos mananciais de uma microbacia com atividade avícola na região de Descalvado, SP, concluindo que bacias com maior potencial erosivo são mais problemáticas quanto ao aporte de dejetos animais nos corpos d'água. No entanto, o SWAT tem algumas limitações: a) não simula eventos subdiários como um evento de chuva individual e variações diurnas de oxigênio dissolvido em corpo de água; b) determina somente um pesticida por vez através da rede de drenagem; c) não é possível especificar áreas reais para aplicar fertilizantes; d) uma bacia grande pode ser dividida em centenas de unidades de resposta hidrológica (HRU), resultando em centenas de arquivos de entrada que são difíceis de gerenciar e modificar sem uma interface sólida; e) os parâmetros das equações empíricas não são mensuráveis diretamente, utilizando dados de campo; f) há dificuldades para simular neve derretida; g) não simula nos eventos o detalhamento da vazão de base e do percurso dos sedimentos; h) há dificuldades de modelagem de erosão nas planícies aluviais (área de mata ciliar) e erosão por derretimento de neve (PETERSON; HAMLETT, 1998; BENAMAN *et al.*, 2005; SHOEMAKER *et al.*, 2005). Muitos esforços têm sido envidados para incorporar mais equações de processos de base para alguns dos processos básicos modelados pelo SWAT, pois ainda há espaços para melhorias.

2.8.1 Critérios na escolha do modelo hidrológico

Os critérios de escolha do modelo hidrológico a um determinado estudo passam por uma análise de entendimento de forma clara, que é importante para seu uso apropriado. A experiência com o modelo SWAT em trabalho de pesquisa realizado ao âmbito do Projeto Tecnologias Sociais para Gestão da Água (TSGA), executado pela Universidade Federal de Santa Catarina, e no trabalho de pesquisa realizado com Blainski *et al.* (2008), fez que o SWAT fosse o modelo a ser utilizado neste estudo.

Além disso, buscou-se a revisão dos modelos mais utilizados na hidrologia mundial, apoiando-nos nos argumentos de Borah e Bera (2003), que realizaram a revisão de dez modelos de fontes de poluição difusa e de escala hidrológica de bacia hidrográfica (AGNPS, AnnAGNPS, ANSWERS, ANSWERS-Contínuo, CASC2D, DWSM, HSPF, KINEROS, MIKE SHE; SWAT). AnnAGNPS, ANSWERS-Contínuo, HSPF, e SWAT são modelos de simulação contínua e são utilizados para analisar mudanças dos efeitos hidrológicos de longo

termo e práticas de gestão em bacias hidrográficas, especialmente práticas agrícolas. AGNPS, ANSWERS, DWSM e KINEROS são modelos em escala de eventos, úteis para analisar eventos de chuva intensa em tempo real, avaliar práticas de gestão em bacias hidrográficas, especialmente práticas estruturais. CASC2D, MIKE SHE e PRMS têm a capacidade de simular ambos: eventos únicos ou de longo termo.

A análise desses modelos envolveu: identificação e compilação da base matemática, análises da equação que governa a vazão e os métodos de solução. A análise da compilação da base matemática dos modelos é útil para determinar os problemas, as situações ou as condições para os quais os modelos são mais suscetíveis, a acurácia esperada e incertezas, seu completo uso potencial e limitações, e as instruções para os aperfeiçoamentos ou novos desenvolvimentos. AGNPS, annAGNPS, DWSM, HSPF, MIKE SHE, SWAT foram todos construídos para terem três componentes principais (hidrologia, sedimentos e qualidade da água) aplicadas em áreas com escala de bacia hidrográfica. Considerou-se que entre os modelos de evento único, DWSM proporciona um equilíbrio mais aproximado entre os simples e os modelos de computação intensiva e, portanto, é um modelo promissor de eventos de cheia para as bacias hidrográficas agrícolas. Por fim, concluiu-se que o HSPF é um modelo promissor para bacias hidrográficas mistas, ou seja, com áreas rurais e urbanas, e o SWAT como um modelo promissor para simulações contínuas em bacias predominantemente rurais (BORAH *et al.*, 2003).

Entre as diversas opções, o modelo hidrológico SWAT (ARNOLD *et al.*, 1998), desenvolvido pelo serviço de pesquisa agrícola dos Estados Unidos, se destaca por ser um modelo matemático de parâmetros distribuídos e contínuos em que diferentes processos físicos e químicos podem ser simulados com o objetivo de analisar os impactos da gestão da água e das alterações no uso do solo sobre escoamento superficial e subsuperficial, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994; ULLRICH; VOLK, 2009). Uma das vantagens da utilização dos modelos distribuídos, como o SWAT, é seu potencial de simulação mais preciso do processo de escoamento superficial, fortemente influenciado pelas variações espaciais das principais características do terreno, como clima, solo, vegetação e topografia (WIGMOSTA *et al.*, 1994).

Venancio *et al.* (2006) quantificaram a carga de nutrientes de origem natural, urbana e agrícola que chegam ao reservatório de

Pracana, Portugal. Analisaram as alterações de carga resultantes de diferentes cenários do uso do solo, avaliando o processo que originou a poluição existente no reservatório e os fatores que condicionam seu estado trófico.

Blainski *et al.* (2011) constataram que a variação no uso e na ocupação do solo proporcionou alterações significativas no volume de vazão dos rios na bacia do Araranguá. Os resultados indicaram que a modelagem hidrológica é uma importante ferramenta para prever alterações de vazão em função do uso do solo, refletindo-se em um manejo mais adequado na sustentabilidade de bacias hidrográficas agrícolas.

O SWAT é considerado um instrumento apropriado para avaliação e prospecção de poluição pontual e difusa em bacias hidrográficas (JAYAKRISHNAN *et al.* 2005). Por ser um programa computacional com a política de código aberto, SWAT tem alto nível de flexibilidade para largas escalas de aplicação, permitindo que os usuários façam a adaptação específica ao código-fonte conectando-se com outras ferramentas e modelos. Esse modelo possui uma interface bastante amigável de entrada de dados através do ArcGis, o que facilita muitíssimo a inserção de dados geoespaciais. O SWAT pode ser visto como um típico exemplo de uma ferramenta de hidroinformática para avaliação de impacto ecológico e ambiental e de apoio à decisão (MYNETT, 2002; MYNETT, 2004).

Por último, Nasr *et al.* (2007) compararam HSPF, SWAT e SHETRAN e constataram que HSPF tem melhores resultados para simulação da vazão por apresentar simulação subdiária. Entretanto, o SWAT apresenta melhores resultados para a simulação de fósforo total. Como há grande interesse em avaliar esse nutriente na análise da poluição difusa na bacia, entendemos que o SWAT é o mais apropriado para o desenvolvimento deste estudo.

2.8.2 Modelagem de risco

Vulnerabilidade e *fragilidade* são termos usuais na área de planejamento ambiental, utilizados para representar o que a área de saúde e, recentemente, a área de engenharia sanitária usualmente chamam de 'eventos perigos', que, segundo Bastos *et al.* (2009), correspondem às situações que possam levar à introdução de 'perigos', cujo conceito compreende as propriedades inerentes a um agente (químico, físico ou biológico) que, em uma condição de exposição, pode implicar um efeito adverso à saúde. Sendo assim, faz-se necessário

conceituar ‘risco’, que representa a probabilidade de um evento (no caso, com efeito adverso à saúde) ocorrer.

Segundo Spör e Ross (2004), a identificação das fragilidades do ambiente proporciona melhor delineamento das diretrizes e ações a ser tomadas, além de fornecer subsídios à gestão do território, ou seja, contribui para disciplinar o uso e a ocupação da terra, solucionar conflitos e organizar o território.

Segundo Buschinelli *et al.* (2004), tanto os agentes naturais influenciam na erosão, carreamento de partículas aos cursos d’água e na velocidade com que ocorre tal carreamento, quanto os fatores antrópicos que geram poluição, erosão e alterações no ambiente em que se inserem, ou seja, os agentes antrópicos modificam os agentes naturais, enquanto os agentes naturais influenciam o tipo de atividade antrópica a ser desenvolvida em dada região.

Portanto para estudar o risco de degradação de águas superficiais em uma bacia hidrográfica faz-se necessário identificar as ameaças e as vulnerabilidades. Entende-se que a ameaça são os dejetos suínos aplicados no solo como fertilizantes. Enquanto que as características físicas da bacia estão vulneráveis a esta ameaça que colocam em risco as águas. Neste sentido, utilizar a definição proposta por Rainer *et al.* (1991), que considera o risco como a probabilidade de perdas esperadas anualmente devido às ameaças e às condições de vulnerabilidade será possível abordar o risco da degradação das águas que a BLF está inserida.

Os modelos hidrológicos de base física (por exemplo, SWAT e AGNPS), tem se mostrado bastante eficazes para quantificar a perda difusa de nutrientes em áreas agrícolas, entretanto não são adequados para análise de risco (VAZQUEZ-AMABILE *et al.*, 2006).

O modelo de risco utiliza a análise multicritério (AM) e informações obtidas a partir do julgamento de especialistas e de tomadores de decisão (ZENG; TRAUTH, 2005; VOINOV; GADDIS, 2008), hierarquizando e ponderando os critérios através de uma estruturação e avaliação dos dados.

Ao se combinar dados geográficos com as variáveis inseridas no Sistema de Informações Geográficas (SIG), a análise multicritério com base no SIG (AM-SIG) permite considerar as interações entre as diversas informações com baixo esforço relativo de tempo. A AM-SIG é um método que viabiliza o desenvolvimento do modelo de risco, que tanto pode ser utilizado para comparar as potencialidades de uso de diferentes áreas de ocupação agrícola, quanto identificar regiões com

potenciais condições de risco de poluição difusa (WHITE, *et al.* 2010; MALCZEWSKI, 2006).

Em áreas agrícolas com alto teor de fósforo no solo e que é utilizado aplicação de dejetos como alternativa de fertilizante no solo, tem sido utilizado modelo e índices de risco para avaliar perdas de exportação de nutrientes (fósforo e nitrogênio) de campos agrícolas, como uma ferramenta de apoio para agricultores e gestores dos recursos hídricos (LEMUNYON; GILBERT, 1993; SHARPLEY *et al.* 2003, ZHANG *et al.* 2009).

Diferentes estudos de avaliação do risco ambiental são aplicados com métodos e objetivos diversificados, como por exemplo, a perda de macro nutrientes agrícolas em escala de bacia (BEHRENDT *et al.* 2003; VENOHR *et al.* 2005) ou na avaliação de perda de P exportada para as águas superficiais e subterrâneas em grande escala (TIEMEYER *et al.* 2005).

Modelos utilizando o método AM-SIG são desenvolvidos para avaliação da qualidade ambiental, gestão e planejamento de pesquisas e gestão de risco. Geneletti (2007), por exemplo, avaliou a conservação natural de paisagens agrícolas usando quatro critérios: tipo de paisagem, o comprimento de florestas agrícolas, a proximidade de reservas naturais e a cobertura de vegetação permanente e feições marginais. Meyer *et al.* (2009) desenvolveu um modelo de avaliação de risco e mapeamento considerando a probabilidade de inundação. Entretanto, segundo Zhang e Huang (2011) são poucas as aplicações utilizando AM-GIS no contexto da análise de risco e gestão de poluição difusa de fósforo e nitrogênio. Pode-se citar Giupponi *et al.* (1999) que desenvolveu mapas de risco para a área agrícola da Itália e Munafo *et al.* (2005) que desenvolveu um índice de poluição difusa para avaliar a pressão em corpos de água para diferentes usos de solo, mas a geração do escoamento superficial apresentou-se obscura.

3 ANÁLISES ESPACIAIS DO BALANÇO HÍDRICO E IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS COM PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS NO MEIO RURAL DE SANTA CATARINA

3.1 INTRODUÇÃO

O suprimento de alimentos é uma prioridade mundial que impulsiona o setor do agronegócio e exige um aumento constante da produção agrícola, ocasionando crescimento no consumo de água e, conseqüentemente, o *deficit* hídrico em zonas rurais. Entretanto, esse aumento na produção de alimento não ocorre na mesma proporção que as ações necessárias à gestão sustentável dos recursos hídricos. Nas zonas rurais, o *deficit* hídrico resulta também de uma situação na qual os agricultores não utilizam métodos de irrigação eficazes (UNESCO, 2003). Cerca de 70% dos recursos hídricos consumidos no mundo são utilizados na agricultura irrigada (TUNDISI, 2008; FAO, 2013). O setor agrícola de vários países utiliza, muitas vezes, esses recursos de forma excessiva, gerando conflitos de uso e conduzindo a uma crise mundial da água, não somente pela escassez ou pelo estresse hídrico, mas principalmente, pela ausência de gerenciamento (ROGERS *et al.*, 2006). Segundo Somlyody e Varis (2006), o agravamento e a complexidade da crise decorrem de problemas reais de baixa disponibilidade e aumento da demanda, o que também passa por questões de gestão.

O estado de Santa Catarina, no período de 1980 a 2003, registrou 492 ocorrências de estiagem, tendo sido em 2002 a de maior magnitude, atingindo 74% dos municípios do Estado (GONÇALVES; MOLLERI, 2007). Os dados levantados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) (EPAGRI, 2003), indicam que as causas da ocorrência não estão associadas somente às adversidades climáticas, mas também condicionadas pela forma de utilização e manejo dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas, com práticas de irrigação e em áreas com concentração de suínos. Portanto, os conflitos pelo uso da água na zona rural em Santa Catarina não são muito diferentes dos que ocorrem em outros países. De acordo com Campos *et al.* (2006), os problemas podem ser agravados pelos indicativos de mudanças no ciclo hidrológico, que, apesar de não apontarem claramente para escassez, demonstram grande variabilidade de distribuição da precipitação. A concentração de chuvas intensas de curta duração e os longos períodos de estiagem resulta em prejuízos para

a atividade rural e conflitos setoriais pelo uso da água (HERRMANN, 2007).

Para elaborar políticas públicas que visam minimizar esses conflitos em zonas rurais, é importante que se conheçam, além do ciclo hidrológico, as relações entre o balanço hídrico e os usos consuntivos. Em uma perspectiva espacial, a unidade territorial de análise que favorece esse conhecimento é a divisão hidrográfica, que permite investigações em diferentes escalas (MENDIONDO; TUCCI, 1997) e a integração de ações de naturezas múltiplas (LOCH *et al.*, 2000).

A organização institucional das águas no território nacional é definida por bacia hidrográfica através da Lei 9433/97 (Brasil, 1997), e se dá por meio da instância de decisão local, que são os comitês de bacia. O que ocorre nesse ambiente é consequência das formas de ocupação do território e da utilização das águas que para ali convergem.

O balanço hídrico em uma área pode ser efetuado em diversos níveis, escolhendo o volume de controle conveniente. Caso esse volume de controle seja uma bacia hidrográfica, o volume armazenado nesse sistema hídrico é expresso por vazões de entrada e saída de água (RIGHETTO, 1998).

A carência de dados que exprimam de forma completa o balanço hídrico em grandes áreas, como o estado de Santa Catarina, exige a utilização de ferramentas estatísticas que exploram as informações nelas existentes. Por sua vez, esses parâmetros hidrológico-estatísticos em uma região homogênea podem ser relacionados com suas características hidrometeorológicas e fisiográficas, permitindo, assim, expressar o balanço hídrico através de equações de regionalização em regiões homogêneas e obter a disponibilidade hídrica a partir dessas equações (TUCCI, 2002). A regionalização da $Q_{7,10}$ ou superior apresenta a condição mais crítica na utilização da água. Por isso, é definida neste estudo como o montante de água ofertada (disponibilidade hídrica) para atender à dessedentação animal e à irrigação na zona rural.

Nesse sentido, poucos países sabem quanto de água está sendo utilizado de seus mananciais e para que fins (UNESCO, 2008). Em Santa Catarina isso pode ser atribuído à ausência de dados sistemáticos para determinação da vazão mínima e também do rearranjo espacial das demandas por bacias.

Sendo assim, o objetivo do estudo foi identificar áreas de produção intensiva de animais e obter o balanço hídrico, através da disponibilidade hídrica e da demanda de água na zona rural de Santa Catarina, utilizando as divisões hidrográficas do Estado (EPAGRI,

2010) e a vazão mínima dada pela vazão mínima regionalizada ($Q_{7,10}$) (GESC, 2006a).

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A área de análise abrange o território do estado de Santa Catarina, onde foi feito um estudo com base nos dados do Levantamento Agropecuário Catarinense (LAC) (EPAGRI, 2003) e na Regionalização de Vazões das Bacias Hidrográficas (GESC, 2006a). O LAC possui coordenadas geográficas pontuais dos estabelecimentos agropecuários do Estado, dados quantitativos e qualitativos sobre o número de habitantes, efetivo animal, área irrigada e métodos de irrigação. A Regionalização das Bacias apresenta as regiões homogêneas e suas respectivas equações para cálculo da $Q_{7,10}$.

3.2.1 Cálculo de demanda hídrica

A determinação da demanda hídrica no Estado exigiu informações por estabelecimento agropecuário para se obter os valores absolutos da demanda hídrica humana (D_H), animal (D_A) e para irrigação (D_I) em litros por mês ($L \cdot \text{mês}^{-1}$). Foi considerado que o mês tem 30 dias em média, para permitir o somatório entre D_H , D_A e D_I .

3.2.1.1 Demanda hídrica humana

O consumo médio per capita do país em 2009 para as regiões urbanas foi de $148,5 L \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, e as médias regionais resultaram em $139,5 L \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na região Norte, $114,4 L \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na região Nordeste, $170,4 L \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na região Sudeste, $138,1 L \cdot \text{hab} \cdot \text{dia}^{-1}$ na região Sul e $143,7 L \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na região Centro-Oeste (SNIS, 2010).

Portanto, há certa variabilidade entre os valores médios de consumo de água nas regiões urbanas do Brasil. Segundo o IBGE (2000), nas regiões rurais o consumo é metade daquele da área urbana. Entretanto, considerando que o padrão de vida dos agricultores no estado de Santa Catarina é elevado (BRASIL, 2004), comparado com os demais estados brasileiros, o presente trabalho adotou o valor de consumo para a área rural como aquele da área urbana na região sul, que corresponde a $138,1 L \cdot \text{dia}^{-1}$.

O cálculo da demanda humana obedece à seguinte expressão:

$$D_H = N_H \times V_H \times 30 \qquad \text{Equação 1}$$

em que D_H é a demanda hídrica humana ($L \cdot \text{mês}^{-1}$); N_H é o número de habitantes no estabelecimento; e V_H é o volume de referência de consumo diário de água por habitante rural ($L \cdot \text{dia}^{-1}$).

3.2.1.2 Demanda hídrica animal

A demanda animal foi obtida como:

$$D_A = \sum_{i=1}^n N_i \times V_i \times 30 \quad \text{Equação 2}$$

em que D_A é a demanda hídrica animal ($L \cdot \text{mês}^{-1}$); N_i é o efetivo de animais (neste estudo temos bovinos, suínos, aves e javalis); e V_i são os volumes de referência de consumo diário de água ($L \cdot \text{dia}^{-1}$). O consumo diário de água para diversos animais foi estimado por GESC, (2006b). O presente trabalho assume que o consumo diário de água para javalis seja o mesmo consumo de suínos (Tabela 1).

Tabela 1 - Consumo de referência diária de água por animal.

Animal	Consumo médio diário por cabeça ($L \cdot \text{dia}^{-1}$)
Bovinos	50
Suínos	20
Aves	0,36

Fonte: GESC (2006b).

3.2.1.3 Demanda hídrica para irrigação

Considerou-se como referência de vazão específica o valor mais elevado para cada método de irrigação (Tabela 2). Na ausência de valores de consumo de referência para as técnicas de gotejamento e microaspersão, foi aplicado o dado referente ao método de irrigação localizada.

A equação da demanda para irrigação foi obtida relacionando os seguintes parâmetros:

$$D_I = V_E \times A_{ha} \times T \times 30 \quad \text{Equação 3}$$

em que D_I é a demanda hídrica para irrigação ($L \cdot \text{mês}^{-1}$); V_E é a vazão específica ($L \cdot s^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$); A_{ha} é a área irrigada do estabelecimento (ha); e T é o tempo efetivo de irrigação ($s \cdot \text{dia}^{-1}$).

Ao contrário das demandas para consumo humano e animal, que podem ser consideradas constantes, o consumo na irrigação (Tabela 2) se diferencia de forma sazonal (ROSSO, 2007). Por isso, utilizaram-se no cálculo as variáveis da área irrigada da propriedade e o método de irrigação empregado. O tempo efetivo de irrigação foi considerado constante (1 dia). Em média, os valores de demanda devem ser interpretados quantitativamente como representativos dos períodos extremos de uso da água para irrigação pelos métodos adotados.

Tabela 2 - Eficiência e valor de consumo de referência por método de irrigação.

Método de irrigação	Eficiência (%)	Faixa de consumo de referência (L·s⁻¹·ha⁻¹)
Sulco	40 a 65	0,80 a 2,0
Inundação	40 a 65	0,25 a 1,5
Aspersão	70 a 85	0,60 a 1,0
Localizada	90 a 95	0,30 a 0,7
Outros	40 a 85	0,30 a 2,5

Fonte: GESC (2006a).

3.2.2 Regionalização de vazão ($Q_{7,10}$)

A oferta hídrica nas divisões hidrográficas foi a $Q_{7,10}$, obtida pelo estudo de regionalização (GESC, 2006a) para as seis regiões homogêneas (Figura2). Os resultados estão apresentados em $m^3 \cdot s^{-1}$.

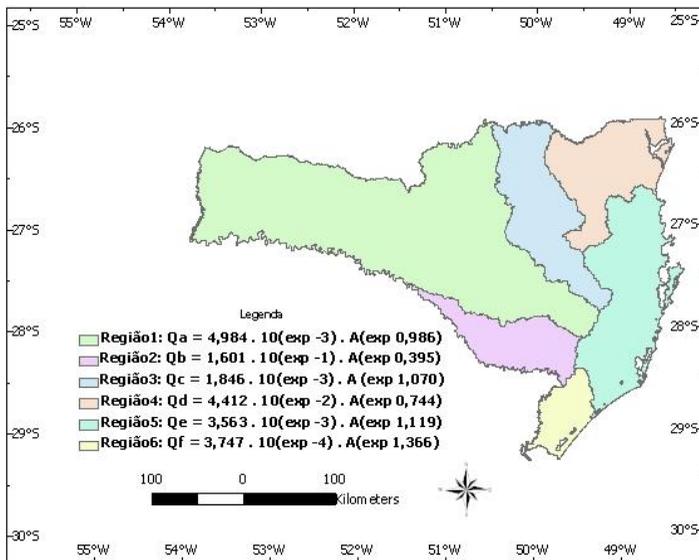


Figura 2 - Regiões homogêneas com a respectiva vazão mínima para 7 dias ($Q_{7,10}$) em Santa Catarina.

Fonte: GESC (2006^a) modificado.

3.2.3 Análise espacial

Para as análises espaciais foi utilizado o programa *Statistica*[®] e o Sistema de Informações Geográficas – SIG – *ArcGis*[®]. O primeiro auxiliou no cálculo das estatísticas descritivas de demanda e na definição das classes de mapeamento para os valores absolutos. No segundo, foram empregadas técnicas de interpolação para criar as superfícies contínuas de análise a partir dos pontos do LAC (EPAGRI, 2003). Para os mapas de demanda hídrica foram adotados os valores absolutos ($L \cdot \text{mês}^{-1}$) e de densidade ($L \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mês}^{-1}$) por estabelecimento. Os valores absolutos foram interpolados através de krigagem e a densidade utilizando-se o interpolador de densidade. Para definir as faixas de demanda hídrica absoluta aplicada no mapeamento, foram consideradas as médias por estabelecimento da demanda humana, animal e irrigação, assim como suas respectivas distribuições de frequência. A análise espacial da demanda para irrigação foi feita através da análise de densidade e as demandas totais por estabelecimento agropecuário. A demanda hídrica, por divisão hidrográfica, foi calculada por estatística em zonas, através do somatório

das demandas dos estabelecimentos contidos em cada unidade hidrográfica. O valor final foi convertido de L·mês⁻¹ para m³·s⁻¹ para facilitar a correlação com o cálculo do balanço hídrico, obtido através da diferença entre os valores da $Q_{7,10}$ e da demanda hídrica rural. A classificação das áreas homogêneas e as faixas de mapeamento de densidade foram geradas através do algoritmo de cálculo intervalos naturais (*Natural Breaks*) do ArcGis[®], conforme é descrito a seguir.

3.2.3.1 *Análise de agrupamento e classificação em intervalos naturais das áreas homogêneas*

O método intervalos naturais foi inicialmente aplicado na classificação de áreas homogêneas por Jenks (1967) em mapas coropléticos (que seguem uma ordem visual de cores), sendo atualmente considerada uma metodologia que produz resultados precisos e realistas no agrupamento e na classificação das classes (SMITH, 1986; REGGI; SCICCHITANO, 2012). Em SIG, o método intervalos naturais é processado por algoritmo que reduz a variância dentro das classes e maximiza a variância entre elas. A utilização do algoritmo pode ser ilustrada em cinco etapas: a) seleciona o atributo, z , a ser classificado e especifica o número de classes necessárias, k ; b) um conjunto de $k-1$ valores aleatórios ou uniformes é gerado no intervalo $[\min \{z\}, \max \{z\}]$, e são usados como limites das classes iniciais; c) calcula-se a média total dos valores aleatórios e a média no interior de cada classe inicial (\hat{z} , z_j); com a diferença entre os valores do intervalo e as médias obtêm-se os desvios quadráticos dos membros das classes (matriz de classes) e para todos os dados do intervalo (matriz global); d) executa-se então a soma dos desvios quadráticos médios para ambas, matriz global (SMG) e de classes (SMC). Em seguida, subtraem-se os dois valores obtidos nessa soma (SMG-SMC). Registra-se um primeiro ajuste da variância (MAVi) calculando o quociente entre o valor dessa subtração com a soma do desvio quadrático global ($MAVi = (SMG-SMC) / SMG$); e) os valores individuais em cada classe são atribuídos às classes adjacentes para ajustar aos limites da classe e para verificar que o MAVi pode ser reduzido.

Esse processo iterativo termina quando MAVi melhora, ou seja, declina para valores abaixo de um nível limiar. Esse limiar é alcançado quando a variação dentro da classe é tão pequena quanto for possível e entre as classes a variância alcance um valor máximo. Enquanto a otimização dos dados não é assegurada, todo o processo é repetido, a partir da etapa b, e os valores MAVis comparados. A equação

apresentada a seguir foi obtida a partir de Smith (1986) e Reggi e Scicchitano (2012), a qual descreve a atividade requerida ao usar o algoritmo intervalo natural para calcular o melhor ajuste da variância (MAV).

$$\text{MAV} = 1 - \frac{\sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^{N_j} (z_{ij} - \hat{z}_j)}{\sum_{i=1}^N (z_i - \hat{z})^2} \quad \text{Equação 4}$$

em que:

- z_i é o conjunto de valores que foram ordenados de 1 até N;
- \hat{z} é a média do conjunto de valores;
- z_{ij} é o conjunto de valores ordenados dentro de cada classe;
- \hat{z}_j é a média de cada classe entre i e N_j ;
- N é o número total de valores;
- N_j é o número de valores dentro das classes;
- K é o número máximo de classes;
- $1 \leq i, j, k < N$.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A demanda hídrica em valores absolutos para consumo humano é a de menor representatividade, correspondendo a 0,56% do total necessário para Santa Catarina. A produção de animais é responsável por 1,74% da demanda e, apesar de também apresentar valores baixos, 121% superior à demanda humana. O somatório da demanda hídrica dos estabelecimentos agropecuários do Estado foi $5.300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dos quais 97,7% destinam-se às atividades agrícolas com irrigação. Essa prática é a grande consumidora de água e está 27,7% acima dos padrões mundiais, que, de acordo com a FAO (2006), são de 70%.

3.3.1 Demanda hídrica para consumo humano

A demanda destinada ao abastecimento humano foi a que apresentou os menores valores, variando de 119 a $130 \text{ L} \cdot \text{mês}^{-1}$, indicando condições dentro da normalidade, comparando-se à estimativa de $138,1 \text{ L} \cdot \text{mês}^{-1}$ da região Sul (SNIS, 2010).

Tabela 3 - Distribuição da frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica humana.

Faixa de demanda (L·mês⁻¹)	N*	Porcentagem (%)
< 5.000	26.213	14,10
5.001 a 10.000	33.874	18,23
10.001 a 15.000	39.640	21,33
15.001 a 20.000	67.013	36,06
20.001 a 25.000	11.013	5,92
25.001 a 30.000	4.480	2,41
> 30.000	3.620	1,95
Total	185.853	100%

*N é o número de estabelecimentos

O reduzido valor na zona rural resulta da baixa densidade habitacional. A demanda para abastecimento humano rural em comparação com as demais atividades demonstra que, na zona rural, o maior montante de uso da água nas bacias é destinado às atividades produtivas. A demanda hídrica média para consumo humano por estabelecimento agropecuário é de 13.359,27 L·mês⁻¹, que representa uma necessidade média diária de 445,31 L. Cerca de 57,36% dos estabelecimentos demandam entre 10 e 20 mil L·mês⁻¹, enquanto 32,3% podem contar com valores abaixo dessa faixa e apenas cerca de 10% dependem de consumo superior a 20 mil L·mês⁻¹ (Tabela 3). Com base nessa distribuição, cerca de 36% dos estabelecimentos ocupam uma faixa padrão de consumo entre 15 e 20 mil L·mês⁻¹. A demanda hídrica humana (Tabela3) mostrou-se pouco significativa em termos de distribuição espacial, visto que o padrão fundiário do Estado é de pequenas propriedades (com até 15 hectares) distribuídas pelo território de maneira uniforme. Isso indica que não há uma variação espacial significativa dessa demanda, o que permite concluir que não é necessário fazer seu mapeamento.

3.3.2 Demanda hídrica para consumo animal

Tabela 4 - Distribuição da frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica animal

Faixa de demanda (L·mês ⁻¹)	N*	Porcentagem (%)
< 20.000	72.612	49,46
20.001 a 25.000	12.498	8,51
25.001 a 55.000	35.809	24,40
55.001 a 100.000	11.379	7,75
100.001 a 250.000	8.797	5,99
250.001 a 500.000	3.654	2,49
> 500.000	2.068	1,41

*N é o número de estabelecimentos.

A demanda para consumo animal deve ser analisada em duas etapas: primeiro, considerando a necessidade de consumo absoluto; depois, através da avaliação da densidade dessa necessidade. Esse procedimento é fundamental porque existe diferença na distribuição espacial da demanda hídrica para consumo animal quando se considera uma área de abrangência. A demanda média por estabelecimento é de 55.291,56 L·mês⁻¹, e cerca de 90% deles necessitam de até 100 mil L·mês⁻¹ (Tabela 4). A demanda animal é 121% superior à humana, indicando que os valores da demanda necessária para atender a pecuária na zona rural catarinense representam mais que o dobro da quantidade de água destinada às pessoas. Essa demanda não se distribui espacialmente de forma homogênea como a humana, pois devido às características do sistema de produção – pequenas propriedades –, ela é concentrada em regiões específicas do Estado em destaque nas cores alaranjado, amarelo e vermelho na Figura 3a.

Avaliando a necessidade para consumo animal absoluto, demandas superiores a 1 milhão L·mês⁻¹ (Figura 3a) distribuem-se no Meio-Oeste (nas bacias dos rios Chapecó, Jacutinga, do Peixe e Irani), no Planalto Norte (bacias do Iguaçu e Canoinhas), no Planalto Serrano (bacias do Canoas e Pelotas). Nas áreas mais altas das bacias do Canoas, Pelotas e Chapecó, se encontram os valores mais elevados de demanda absoluta de consumo animal. Nessas áreas, estão localizados os maiores rebanhos de bovinos, grandes consumidores de água entre os animais (Figura 3a e Tabela 1).

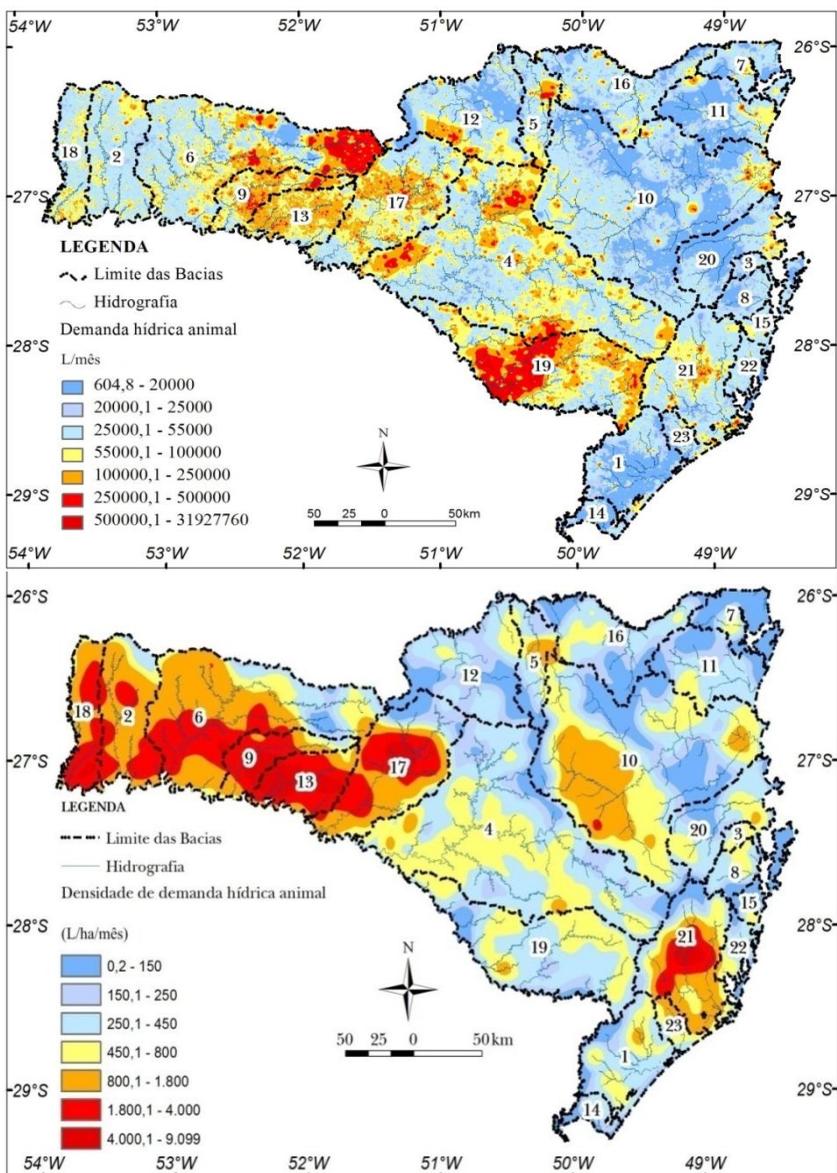


Figura 3 - a) Demanda hídrica animal; b) Densidade de demanda hídrica animal no meio rural catarinense.

Diferentemente dos animais confinados, eles consomem a água diretamente dos cursos d'água. Já os suínos e as aves são criados em confinamento e em regiões específicas do Estado. Isso fica evidente e notório na avaliação da densidade da demanda hídrica animal (Figura 3b). Nas regiões produtoras de suínos e aves confinados foram encontrados valores de densidade superiores a $950 \text{ L}\cdot\text{mês}^{-1}$. Eles correspondem às bacias dos rios Peperi-Guaçu no extremo oeste, médio Chapecó, médio Irani e quase toda a bacia do Jacutinga, no oeste, no alto vale do Rio do Peixe no meio-oeste e no alto rio Tubarão, em Braço do Norte. Na análise sobre a demanda animal verificou-se também que regiões com altos valores (Figura 3a), em sua maioria pela presença de gado bovino, apresentam baixa densidade dessa demanda (Figura 3b), pois há uma menor densidade de animal por área quando comparado com suínos e aves que se apresentam de forma concentrada. Isso pode ser observado nas bacias dos rios Canoas e Pelotas, na região do Planalto Serrano.

Analisando a demanda hídrica animal em nível local de unidades hidrográficas, percebe-se que os valores mais altos são encontrados nas porções superiores e medianas das bacias. Um exemplo pode ser observado na bacia do Lajeado dos Fragosos (Figura 4), que representa o padrão de ocupação espacial no oeste do Estado. Essa concentração sugere uma discussão sobre a adequação da distribuição espacial dos estabelecimentos agropecuários para produção animal, assim como se essas regiões apresentam fontes de poluição difusa de nitrogênio e fósforo, que é característico em regiões com elevada concentração animal (GIASSON *et al.*, 2002).

O alto consumo de água dessas atividades ocorre normalmente nas regiões próximas às nascentes, onde o volume dos rios é reduzido, mas com melhor qualidade de água. Por sua vez, os lançamentos de efluentes na porção mais alta das bacias degradam a qualidade da água que abastece as localidades a jusante. Os impactos nos mananciais de água vêm sendo analisados desde a década de 80, principalmente em áreas com concentração expressiva de suínos (Figura 3b – regiões hidrográficas 9, 13, 17, 18 e 21), em que há a prática de aplicação de dejetos no solo, impactando a qualidade dos mananciais hídricos em períodos chuvosos (SEDUMA, 1989; HOLZ, 2004; VIEIRA, 2006).

Apesar de esses trabalhos estarem focados no impacto da suinocultura sobre a qualidade da água, verificaram que os níveis de poluição dos mananciais são mais elevados nos períodos de estiagem, indicando a presença de regiões com fontes significativas de poluição na Bacia do Lajeado dos Fragosos (Figura 4). As estimativas climáticas

para a região oeste de Santa Catarina apresentadas por Campos *et al.* (2006) exigem uma reflexão mais intensa sobre a gestão dos recursos hídricos no Estado, pois indicam uma tendência de ocorrência cada vez mais frequente de escassez de água e períodos prolongados de estiagem.

Logo, não é só o comprometimento dos recursos hídricos pela baixa qualidade das águas dos mananciais superficiais que podem causar conflitos, mas também as alterações no ciclo hidrológico e o manejo da água para a produção animal. O excesso de consumo desse sistema produtivo deve ser tratado com preocupação, gerando a necessidade de implementar projetos que estimulem o consumo de forma racional e que resultem em maior disponibilidade hídrica, seja por processos de armazenamento e reúso, seja por políticas que estabeleçam a governança da água na zona rural.

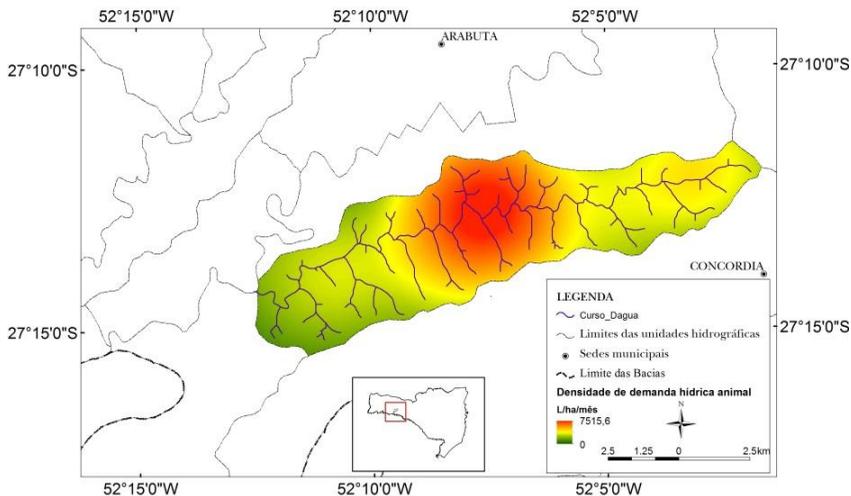


Figura 4 - Distribuição espacial da densidade da demanda hídrica animal na Bacia do Lajeado dos Fragosos.

3.3.3 Demanda hídrica para irrigação

Os estabelecimentos agropecuários catarinenses utilizam vários sistemas de irrigação (Tabela 2), e os dois tipos mais relevantes por área ocupada são inundação (111.305 ha) e aspersão (17.081 ha), que representam respectivamente 83,8% e 12,9% do total dos sistemas utilizados (EPAGRI, 2003). O GESC (2006b) apontou que, em média, 60 % das demandas relacionadas ao uso da água nas bacias catarinenses

localizadas na vertente atlântica são destinadas à irrigação do arroz, e a região hidrográfica do extremo sul (bacias dos rios Araranguá, Tubarão e Mampituba) alcança a maior demanda (90%). Pela significância da rizicultura para o Estado, as discussões da irrigação ficaram focadas nesse tipo de cultura.

Durante o período de irrigação são necessários 40 milhões $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$. Os estabelecimentos que praticam irrigação possuem, em média, 15,5 ha de área cultivada. Sendo assim, foi possível estimar a necessidade hídrica média em 3,7 milhões $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$. Motta *et al.* (1990) determinaram vazões entre 2,9 e 3,68 milhões $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$ para suprirem as necessidades hídricas do arroz irrigado no Rio Grande do Sul. Já Eberhardt (1994) determinou vazão de 2,25 milhões $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$ no sistema pré-germinado. Existe uma variação de região para região em função das características climáticas e pedológicas e também por sistema de plantio empregado (ROSSO, 2007). Em Santa Catarina, 97,24% dos estabelecimentos que praticam irrigação demandam até 200 milhões $L \cdot mês^{-1}$ (Tabela 5), enquanto apenas 0,11% apresentam necessidades superiores a 1 bilhão $L \cdot mês^{-1}$. Entretanto, esses dados isolados não caracterizam claramente a necessidade hídrica para irrigação.

Tabela 5 - Distribuição de frequência dos estabelecimentos agropecuários por faixa de demanda hídrica para irrigação

Faixa de demanda (milhões de $L \cdot mês^{-1}$)	N*	Porcentagem (%)	Frequência acumulada
0 a 200	11.746	97,24	97,24
200,1 a 400	266	2,20	99,44
400,1 a 600	36	0,29	99,73
600,1 a 800	15	0,12	99,85
800,1 a 1.000	4	0,04	99,89
> 1.000	12	0,11	100,00

*N é o número de estabelecimentos

Para melhor compreender a demanda da irrigação é necessário avaliar a distribuição espacial e a influência da rizicultura. A Figura 5 mostra que valores de densidade da demanda hídrica para a irrigação superior a 1,5 milhão $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$ estão associados às áreas de produção de arroz, e que densidades superiores a 2,6 milhões $L \cdot ha^{-1} \cdot mês^{-1}$ predominam na bacia do rio Araranguá, região onde tradicionalmente o arroz irrigado é cultivado. Os conflitos gerados por usuários da irrigação vêm sendo relatados em várias pesquisas (ALEXANDRE, 2000; ROSSO, 2007; COMASSETO, 2008). Esses autores concordam que o

agravamento da carência de água ocorre nos períodos de estiagem, que coincidem com a época de plantio do arroz. No caso do arroz irrigado, a primeira metade inicial do seu ciclo ocorre no mesmo período em que historicamente há menor precipitação, isto é, entre agosto e outubro (EPAGRI, 2009).

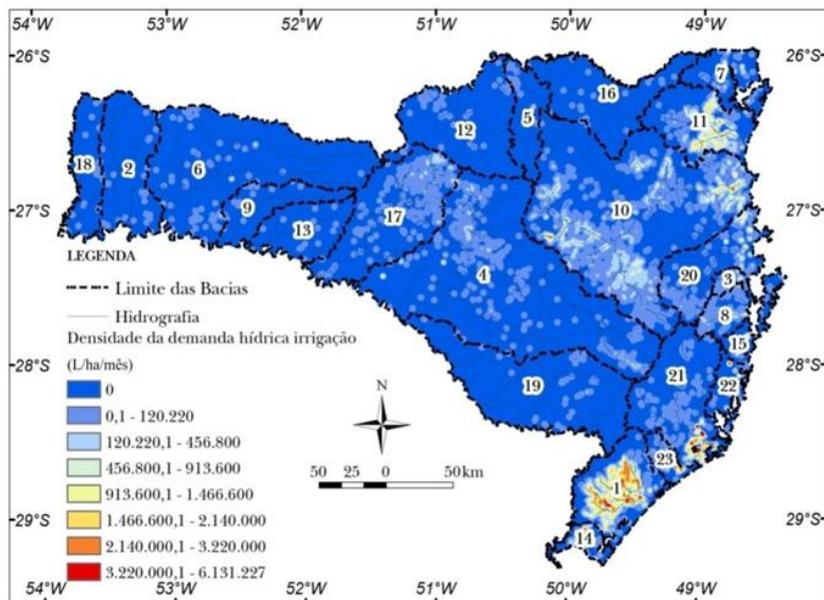


Figura 5 - Distribuição espacial da densidade da demanda hídrica para irrigação no meio rural nas 23 bacias hidrográficas.

3.3.4 Balanço hídrico espacializado rural

O balanço hídrico rural foi obtido no presente trabalho como a diferença entre a vazão mínima ($Q_{7,10}$) e a demanda hídrica na zona rural. Essa demanda foi calculada pelo do somatório das demandas humana e animal e para irrigação. O cálculo do balanço hídrico foi feito para as unidades hidrográficas do Estado e indica que há *deficit* de até $176,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 6).

Os valores mais altos de *deficit* hídrico encontram-se na bacia do rio Araranguá. As maiores demandas de água, por ordem de consumo na bacia do rio Araranguá, são destinadas à irrigação ($44,54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e ao abastecimento humano ($1,57 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (GESC, 2006b). Assim, a irrigação causa as insuficiências mais significativas das unidades hidrográficas

litorâneas, o que também foi identificado na bacia do rio Itajaí, nas regiões altas e médias. Já no Oeste e no Meio-Oeste são poucas as unidades hidrográficas que apresentam *deficit*. Segundo Tucci *et al.* (2003), existe um conflito natural entre o uso da água para agricultura e o abastecimento humano rural em algumas regiões brasileiras, principalmente quando a demanda é muito alta. Francisco (2002) evidenciou conflitos da água na bacia do Araranguá inerentes às atividades de mineração, industrialização, agricultura e urbanização, e também salientou que têm origens em fenômenos naturais, como relevo, condições estuarinas, torrencialidade dos rios, que ora têm água em excesso, provocando cheias, ora têm pouca água, acirrando as disputas por seu uso.

A análise espacial das bacias com as áreas utilizando irrigação, relacionando-as com o balanço hídrico, permitiu identificar focos de escassez hídrica (Figura 6) nas regiões sul e sudeste de Santa Catarina, sugerindo a necessidade de uma reflexão sobre as práticas e os manejos atualmente utilizados, sobre a expansão dessa cultura e as ações para melhorar os processos de gestão da água atualmente utilizados, para minimizar futuros conflitos setoriais.

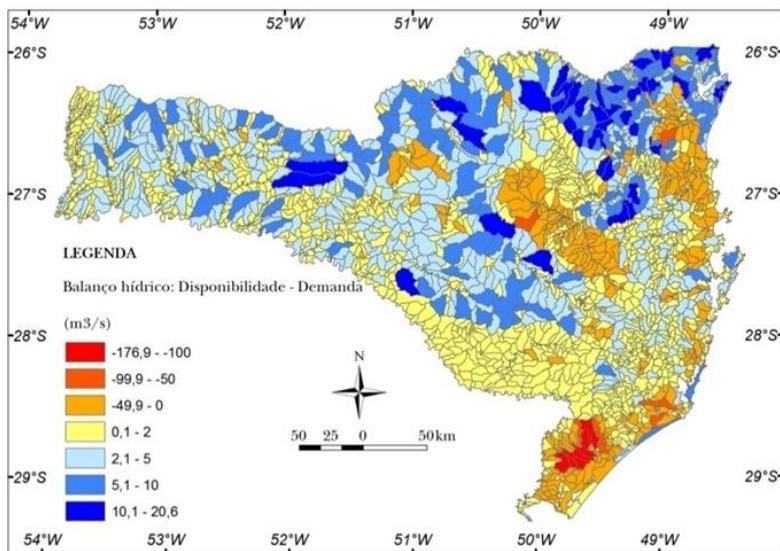


Figura 6 - Balanço hídrico rural nas unidades hidrográficas de Santa Catarina.

3.4 CONCLUSÕES

Há uma tendência em Santa Catarina de as granjas se organizarem de forma concentrada e se localizarem nas porções medianas e altas das divisões hidrográficas. Isso contribui negativamente no balanço hídrico e na qualidade da água, comprometendo o abastecimento dos estabelecimentos e de cidades a jusante.

A região litorânea no sul de Santa Catarina apresenta os valores mais críticos, em média, de balanço hídrico. Isso ocorre principalmente pela prática da irrigação, que demanda quantidades de água que já superam a capacidade da $Q_{7,10}$ das bacias nessa região, estando acima dos padrões mundiais de demanda. Por outro lado, no Oeste do Estado a produção animal supera o dobro da demanda de água necessária ao consumo humano rural.

Os dados e as análises aqui apresentados ilustram a necessidade de investir na gestão da água em Santa Catarina. Esse investimento deve abranger não somente o monitoramento e a análise de dados hidrometeorológicos, mas também a aplicação de modelos numéricos que permitem a análise da poluição difusa e modelos de risco que colaborem para a identificação de fontes difusas em regiões com concentração de animais. A suinocultura adota a prática de aplicação de dejetos no solo que pode estar comprometendo os mananciais hídricos.

A adoção dessas medidas pode contribuir para melhorar as políticas de recursos hídricos locais, transformando-se em ações que se revertam em mudança de comportamento da sociedade em relação ao uso da água.

4 AVALIAÇÃO DA PERDA DIFUSA DE FÓSFORO E NITROGÊNIO EM BACIA RURAL COM SUINOCULTURA INTENSIVA

4.1 INTRODUÇÃO

O Sul do Brasil se destaca na produção de suínos e tem utilizado essa atividade como renda alternativa em sistemas caracterizados como pequenas propriedades rurais, que, predominantemente, utilizam a mão de obra familiar. Entretanto, o modelo de sistema de produção atual é intensivo, gerando grandes volumes de dejetos anuais e aumentando os riscos de contaminação ambiental (KUNZ *et al.*, 2005). Especificamente, o Sul e o Oeste do estado de Santa Catarina, por apresentarem um grande complexo agroindustrial suinícola, com um plantel de cerca de 8 milhões de suínos, correspondendo a 20% do total nacional (BRASIL, 2010), possui áreas com grandes preocupações ambientais devido ao excesso de nutrientes produzidos e lançados no solo.

Quando ocorrem volumes de precipitação significativos, há a combinação da água ao solo juntamente com as demais características e atributos da bacia, solubilizando nutrientes e resultando no seu escoamento superficial e subsuperficial, contribuindo com a vazão do rio, fatores esses que, segundo Sharpley (2007), são considerados os mais importantes no transporte de nutrientes. As fontes de nutrientes em uma bacia podem ser de grande exportação de P e N. Porém, para Gburek *et al.* (2002), o aumento do risco ambiental ocorre, quando coincide em áreas com elevada inclinação que também são utilizadas por anos sucessivos como receptoras de dejetos, ou, ainda, quando ocorrem aplicações recentes seguidas de eventos chuvosos.

O resultado disso tem exigido que fontes reguladoras e não reguladoras mundiais estejam focadas em estratégias de remediação para a perda de nutrientes baseada no fósforo e no nitrogênio, buscando o entendimento dos princípios que impulsionam as áreas geradoras críticas e os caminhos preferenciais de transporte (SHARPLEY *et al.*, 2003; USEPA, 2004). Apesar do monitoramento em campo das cargas de P e N carreadas aos corpos de água ser dispendioso e limitado a locais específicos da bacia hidrológica, ele é fundamental, pois a partir de longos períodos consecutivos é que se permite representar adequadamente as flutuações hidrológicas e climáticas (VEITH *et al.*, 2005).

O uso de modelos de simulação pode envolver muitas limitações, mas quando associados com monitoramento em campo, podem apresentar desempenho elevado na determinação de boas práticas de gerenciamento, assim como no entendimento da dinâmica de nutrientes como o N e P, através de cenários, para uma determinada bacia hidrográfica (GITAU *et al.*, 2004; VEITH *et al.*, 2004).

Neste estudo o modelo usado para simulação da dispersão e exportação de fósforo e nitrogênio, tanto na vazão de base quanto na vazão de cheia, foi o SWAT, pois se trata de uma ferramenta de avaliação de água e solo (ARNOLD *et al.*, 1998; ARNOLD; FOHRER, 2005) que tem provado ser eficaz para avaliar os recursos hídricos e mensurar problemas de poluição difusa na água (perda de N e P) para uma ampla gama de escalas e condições ambientais em todo o mundo. Na avaliação de Borah e Bera (2003), de 10 modelos hidrológicos para análise de poluição difusa em escala de bacia, concluíram que o SWAT é o que apresenta os resultados mais promissores na análise de práticas de gestão em bacias hidrográficas, especialmente práticas agrícolas. No estudo de Nasr *et al.* (2007) se compararam HSPF, SWAT e SHETRAN e concluíram que HSPF tem melhores resultados para simulação da vazão por apresentar simulação subdiária. Todavia, o SWAT apresenta melhores resultados para a simulação de fósforo total.

Segundo Abbaspour *et al.* (2007), o escoamento superficial da água da chuva sobre a superfície, principalmente imediatamente após uma cheia, é uma importante informação da quantidade média de transporte de nutrientes oriundos de fontes de poluição difusa. A precipitação, quando atinge a superfície do terreno, interage com as partículas e estruturas do solo, percorrendo caminhos superficiais e subterrâneos que, em função do uso e da ocupação, regulam o escoamento (durante a onda de cheia), mas, após cessar o efeito da onda de cheia, permanece o escoamento de base (vazão de base) (TOMER *et al.*, 2005).

O conhecimento sobre escoamento de base é útil na avaliação da qualidade da água e das condições em baixos fluxos. Também pode ser utilizado para calibrar ou validar modelos hidrológicos (ECKHARDT, 2008). Já a vazão de cheia ocorre na onda de enchente, que é a fração da vazão total dominada pelo escoamento superficial (PIONKE *et al.*, 2000). Destaca-se que, em geral, a vazão de cheia contribui com a maior porção do fósforo exportado pela bacia quando comparada com a vazão de base (HEATHWAITE; DILS, 2000; PIONKE *et al.*, 2000). Entretanto, de maneira contrária ao efeito do escoamento do fósforo, alguns estudos mostraram (SCHILLING, 2002; HALLBERG, 1987)

que, primariamente, a maior fração de carga de Nitrogênio Total em uma bacia é exportada na vazão de base e não na vazão de cheia. Por isso, em geral, os estudos procuram tratar de forma separada a vazão de base e a vazão de cheia, assim como as concentrações e cargas transportadas de determinada substância.

Dessa forma, é possível melhor avaliar as cargas mensais anuais em um sistema hidrológico que é requerido no processo de gestão dos constituintes presentes na água (PINHEIRO; DESCHAMPS, 2008), assim como podem realizar-se estimativas das contribuições das fontes de poluição pontual e difusa (VERVIER *et al.*, 1999; DORIOZ *et al.*, 2004).

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi calibrar o modelo SWAT para a Bacia do Rio Lajeado dos Fragosos, obter cenários de exportação de nitrogênio e fósforo na vazão de base e de cheia e comparar as cargas exportadas desses nutrientes com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), assim como quantificar a perda difusa do N e do P.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

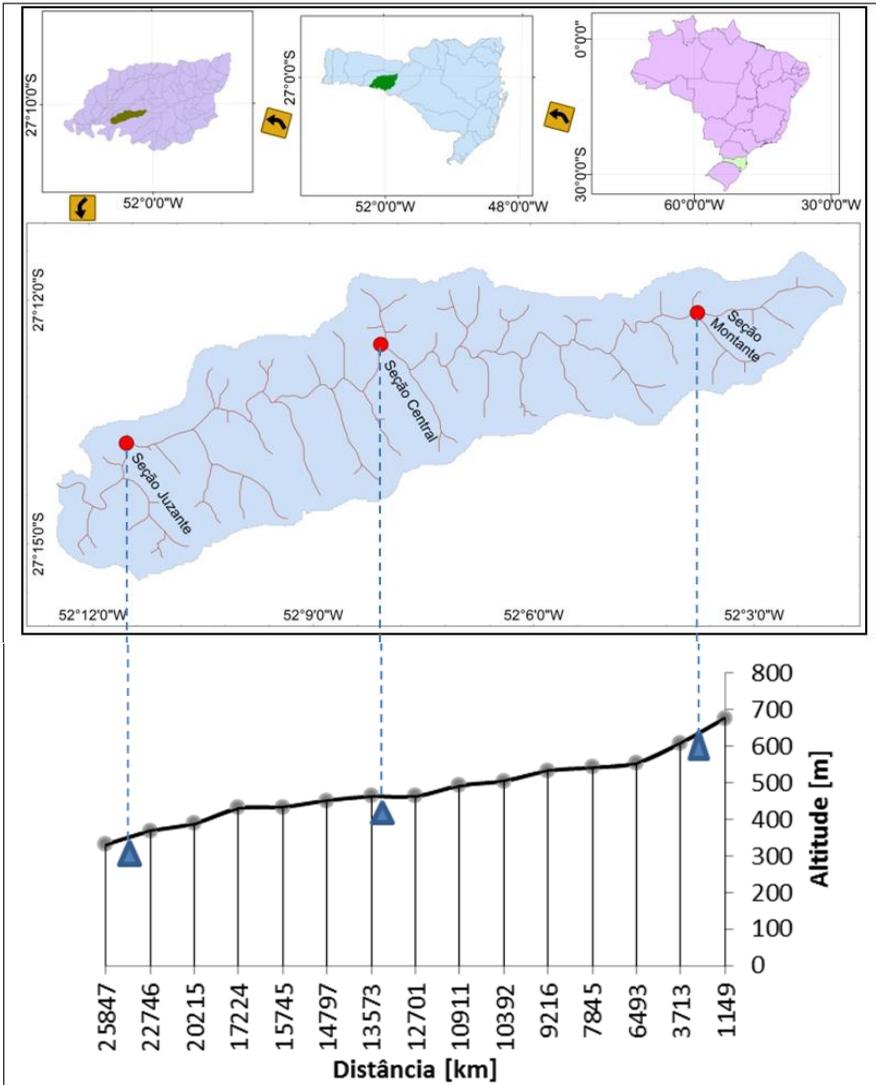


Figura 7 - Localização das seções de monitoramento a montante (SM), central (SC) e jusante (SJ) na BLF, e a correspondente topo batimetria de fundo no sentido longitudinal do Rio Fragosos.

A Bacia do Lajeado dos Fragosos (BLF) está inserida na bacia hidrográfica do Jacutinga, localizada no município de Concórdia, no Oeste do estado de Santa Catarina, Brasil, entre as coordenadas geográficas 27° 15' 41,86" e 27° 12' 31,95" S e 52° 12' 23,48" e 52° 1' 47,79" W. A área de drenagem é de aproximadamente 59 km² (Figura 7). O comprimento do rio principal é de 25,65 km com uma variação de altitude em relação ao nível do mar entre 862 e 332 m, apresentando uma declividade média de 23%. Na foz da bacia há a conexão direta com o reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá (UHIT).

De acordo com Köppen and Geiger (1928), o clima é Cfa (clima subtropical úmido). A temperatura média do mês mais frio está entre 11,5 e 13,5°C e a média da máxima é de 24,7°C. A precipitação anual da região varia de 1700 a 1900 mm, com total de dias de chuva variando entre 89 e 146 dias. A umidade relativa do ar média é de 86,2% (EPAGRI/CIRAM, 1999; DUFLOTH *et al.*, 2005; WREGE, 2011).

A vegetação original na região de estudo, segundo Leite e Leão (2009), é um ambiente de transição entre duas fisionomias florestais pertencentes ao bioma Mata Atlântica: Floresta Ombrófila Mista, predominando no terço superior da Bacia, e Floresta Estacional Decidual, que compreende o terço médio inferior. Entretanto, é possível encontrar espécies exóticas, principalmente *Hovenia dulcis* (uva-do-Japão), *Eucaliptus* sp. e *Pinus* sp., assim como cobertura graminoide entre as áreas florestadas.

A partir do mapa de solo da Embrapa (2004) foram identificadas três classes diferentes de solo (Cambissolo Háplico, Nitossolo Vermelho e Neossolo Litólico) com predominância para o solo do tipo Cambissolo Háplico (73%).

O mapa de cobertura do solo (Figura 8a) foi obtido a partir do levantamento florístico-florestal realizado pela Fatma (2008), no qual indica que o uso atual dessas terras se restringe, basicamente, a florestas nativas e exóticas, pastagens, e pequenas áreas cultivadas com culturas anuais (predominantemente milho).

Utilizando o mapa da Figura 8a, foram identificados, em percentuais da bacia, quatro principais tipos de uso e cobertura do solo, e o percentual maior da área da bacia (42,49%) se constitui de floresta mista (Tabela 6).

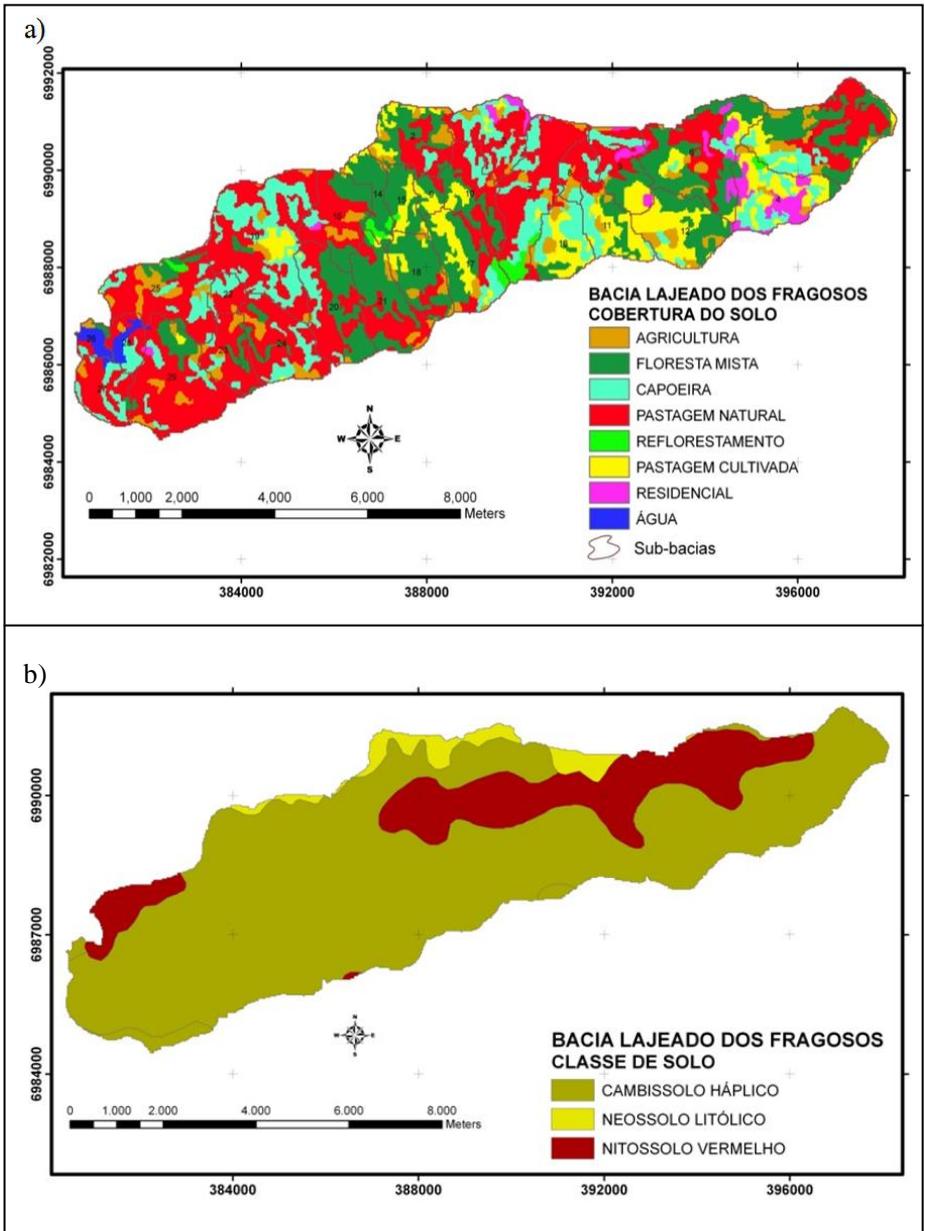


Figura 8 - Mapas temáticos da Bacia do Lajeado dos Fragosos: a) de cobertura do solo; b) de classe do solo.

Tabela 6 - Cobertura da terra e classes de solos na Bacia dos Fragosos

Cobertura	Área (10³ x ha)	Solo (%)	
Floresta mista	2,44	42,49	CX*, NV*, NL*
Pastagem	2,15	37,25	CX, NV, NL
Agricultura	0,71	12,28	CX, NV, NL
Reflorestamento	0,38	6,41	CX
Corpo de água	0,05	0,84	-
Residencial	0,04	0,73	CX, NV, NL
Total	5,77	100,00	-

* CX é Cambissolo Háplico (73%); NV é Nitossolo Vermelho (16%); NL é Neossolo Litólico (9%); Residencial/outros (2%).

As coberturas do solo compreendem 42,49% de floresta mista, 37,25% de pastagem, 12,28% de agricultura, 6,41% de reflorestamento (pinus e eucalipto), 0,84% de corpo de água e 0,73% de área industrial e residencial, compondo a área total da bacia hidrográfica com base no levantamento de uso do solo realizado pela Fatma (2008). Essa distribuição espacial da cobertura demonstra que a Bacia dos Fragosos é caracterizada como uma bacia rural já que menos de 1% é ocupado por área residencial.

O modelo digital de elevação (MDE) utilizado foi disponibilizado pela Epagri (2004), e foi constituído a partir de curvas de nível digitais (30 em 30 m) e pontos cotados, produto da restituição de fotografias aéreas em escala 1:50.000, na projeção UTM (Fuso 22S), datum Imbituba-SC e o sistema geodésico de referência é o SAD-69. O MDE foi gerado pelo método de interpolação de rede triangular irregular (TIN – *Triangular Irregular Network*).

4.2.2 Detalhamento da coleta e análise de solo na bacia

A proposta de coleta de solos fundamentou-se na investigação espacial do mapeamento de solo da Embrapa (2004) para o estado de Santa Catarina nas referidas bacias. Este estudo permitiu o estabelecimento e a definição de classes de solos para possibilitar a representação gráfica espacial de unidades taxonômicas que por motivo de escala, não poderiam ser cartografadas separadamente. A partir destas informações foi realizada a coleta de solo de no mínimo três pontos de amostragem em cada classe de solo, distribuídos de acordo com o mapeamento, aproximando-se o máximo possível das

coordenadas estabelecidas na tabela do Apêndice A. Foram coletadas amostras representativas das principais camadas de solo seguindo as profundidades de 0,20 em 0,20 m (0,0 a 0,20; 0,20 a 0,40; 0,40 a 0,60; 0,60 a 0,80; 0,80 a 1,00; 1,00 a 1,20 m), sendo coletadas amostras deformadas e com estrutura preservada para determinações físicas e químicas.

As análises de solo são necessárias para inserir as variáveis características do solo na modelagem matemática. Obtiveram-se as análises físicas e químicas, conforme descritas abaixo:

Análise química convencional: carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, ph e CTC.

Análise física (com os anéis (estrutura preservada)): densidade, porosidade total, capacidade de campo, ponto de murcha permanente, condutividade hidráulica, textura, pedregosidade, albedo, condutividade elétrica e profundidade de coleta.

O mapa de solos da Embrapa identificou 03 classes de solo na Bacia dos Fragosos: Nitossolo Vermelho Escuro, Neossolo Litólico e Cambissolo Háptico. Em função da distribuição espacial destas classes de solo foram adotados os seguintes critérios de coleta.

Nitossolo Vermelho Escuro: analisou-se 06 profundidades para cada ponto (Apêndice A). Foi realizado em 04 pontos da bacia, pois há a presença deste solo em 04 áreas descontínuas.

Neossolo Litólico: analisou-se em 06 profundidades em um único ponto (conforme coordenada Apêndice A), pois este tipo de solo está presente em uma única área de forma contínua na bacia.

Cambissolo Háptico: analisou-se em 06 profundidades para cada ponto (Apêndice A). As áreas são distribuídas de forma continuada.

4.2.3 Amostrador de nível ascendente (ANA)

O ANA foi confeccionado como descrito por Umezawa (1979). Trata-se de um dispositivo de baixo custo que permite a coleta de água em corpos d'água durante a elevação da onda de cheia, em níveis predeterminados (Figura 9). Os coletores foram instalados a jusante e na seção central para coletas de amostras de água na BLF (Figura 7). A seção à jusante está distanciada da seção central aproximadamente em 7,0 km (Figura 7). As amostragens aconteceram no momento em que a onda de cheia alcança o tubo coletor dos frascos. Esses tubos de admissão estão em intervalos de altura de 20 cm, possibilitando coletas de água com variações mínimas de 20 cm na elevação da onda de cheia. Esse amostrador tem como principal finalidade coletar amostras no

momento em que ocorre a precipitação e gera a onda de cheia no canal de drenagem, onde na maioria das vezes não se pode estar presente para realização de coletas. Com isso, o ANA permite, a partir dessas amostras, analisar os volumes de nutrientes carregados nos rios durante os eventos de chuva, pois são períodos de difícil acesso às seções fluviométricas.



Figura 9 - Amostradores de nível ascendente na seção central (a) e na seção jusante (b).

4.2.4 Campanhas das coletas de dados hidrológicos no Rio dos Fragosos

As vazões no Rio dos Fragosos foram monitoradas de forma contínua entre os anos de 2002 e 2004 e entre 2009 e 2011. Entre 2005 e 2008 reuniu-se algumas medições esporádicas que foram disponibilizadas pela Tractebel.

As campanhas de sedimento foram monitoradas entre outubro de 2010 e dezembro de 2011, sendo coletadas amostras em 22 eventos de cheia e 14 amostras na vazão de base (Apêndice B).

Parâmetros de medição da qualidade da água foram: temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), nitrato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitrito ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitrogênio amoniacal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), orto-fosfato, fósforo total, turbidez

(FTU), sólidos suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). As variáveis físico-químicas analisadas seguiram a metodologia do *Standard Methods for Examination of Water and wastewater* (APHA, 2005).

Também foram utilizadas as campanhas mensais de qualidade da água realizada pela Tractebel Energia entre 2002 e 2011, que totalizaram 144 coletas.

As campanhas de coleta de dados de sedimento ocorreram em dois momentos distintos: (i) Coleta mensal independente de ocorrer os eventos de cheia; e (ii) Coleta em eventos de cheia.

As campanhas mensais ocorreram nos dois pontos extremos da bacia (SM, SJ). Já as coletas por evento ocorreram nos três pontos da bacia: SM, SC e SJ. Nos eventos de chuvas em que a cota da bacia ultrapassava 81 cm na SJ, o coletor ANA acumulava água no frasco localizado no nível inferior. A partir daí, o observador das régua linimétricas comunicava-se com o laboratório da Embrapa Suínos e Aves (Concórdia, SC) para realização das coletas de amostras de água. Então, a equipe se deslocava ao campo para recolhimento dos frascos amostradores e substituição deles por outros, para coletas de novos eventos. Simultaneamente, realizaram-se as coletas e medições da qualidade da água no leito do rio nas três seções de monitoramento.

4.2.5 Simulação de chuva na BLF

Utilizou-se um simulador de chuvas (Apêndice F) com o objetivo de avaliar o escoamento superficial, perda de solo, água, nitrato e fosfato decorrentes de chuvas simuladas em áreas compostas pelas três vegetações predominantes na Bacia dos Fragosos, SC. O experimento foi conduzido no ano agrícola de 2011, em áreas com cobertura superficial do solo vegetada por pinus, pastagem e eucaliptos. As precipitações foram geradas utilizando-se um simulador estacionário, portando um único bico de movimentos oscilantes sobre a caixa coletora de 1.21 m^2 e com pressão constante de 4 kpa, que representou uma precipitação em $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ de 90,5, 88,64 e 89,26, no primeiro experimento e de 91,54, 93,56 e 95,55 no segundo experimento nas áreas respectivas de pinos, eucaliptos e pastagens.

4.2.6 O modelo SWAT

O modelo hidrológico SWAT foi utilizado neste estudo, pois é o modelo de bacia mais utilizado mundialmente (RASOLOMANANNA *et al.*, 2012). O SWAT é um modelo hidrológico desenvolvido pelo Departamento de Serviços de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos da América (USDA) e pela Universidade Texas @ e M (ARNOLD *et al.*, 1998). É um modelo que tem sido largamente utilizado no transporte de nutrientes em escala de bacia, pois inclui algoritmos para modelagem numérica das diferentes formas do nitrogênio e do fósforo no solo e na água (NEITSCH *et al.*, 2005).

O SWAT divide a bacia em sub-bacias e em várias unidades de resposta hidrológica (URH). A carga total de nitrogênio (N) e fósforo (P) de uma sub-bacia é a soma de todos esses constituintes químicos contidos nas URHs que a definem. De acordo com Neitsch *et al.* (2005), o modelo é capaz de simular N e P em três etapas. A primeira etapa detalha o movimento e a transformação dos nutrientes N e P dentro da URH com base em cada um dos seus ciclos no solo. A segunda etapa enfoca os processos de transportes do N e P via escoamento sobre a superfície (forma solúvel) e erosão (adsorvidos ao sedimento). Acrescenta-se, ainda, que a concentração de N e P na vazão de base pode ser simulada através da vazão subsuperficial lateral e através de contribuições da água subterrânea para a carga do rio. A terceira etapa é no canal do rio que inclui água, sedimento e a dispersão dos nutrientes ao longo do rio até sua foz.

4.2.7 Dados de entrada no modelo SWAT

O modelo SWAT requer como dados de entrada informações climáticas, gestão da bacia e mapas temáticos com a topografia do terreno, uso do solo e tipo de solo. Os mapas no formato digital (topografia, uso do solo e tipo de solo) foram processados no ArcGis, através da interface ARCSWAT, para organizar os dados de entrada no formato de arquivo requerido pelo modelo. Através da interface ARCSWAT foi realizada a espacialização da bacia, sua divisão em sub-bacias e uma divisão ainda menor em (URH). Essas URHs são obtidas a partir das camadas sobrepostas dos mapas de solo, uso do solo e classes de inclinação do terreno.

Os dados meteorológicos foram obtidos a partir da análise da estação meteorológica automática da Tractebel / Embrapa. A estação localiza-se na latitude 27° 18' 48,95" S, longitude 51° 59' 34,39" W e

altitude de 585 m, aproximadamente a 15 km ao sul da área de estudo, com medição contínua e horária desde o ano 2000. As variáveis meteorológicas medidas pelas estações consistiram em dados diários e horários de: (i) precipitação pluvial média; (ii) temperaturas mínima e máxima do ar; (iii) umidade relativa do ar; (iv) velocidade do vento e (v) radiação solar. Especificamente para análise hidrológica, contou-se com duas estações auxiliares de precipitação e cota, localizadas na porção central e foz da bacia de estudo.

4.2.8 Análise de sensibilidade

O ARCSWAT2005 possui análise automática de incerteza e calibração multiobjetiva através de um processamento simples chamado Parasol (*Parameter solutions method*) desenvolvido por Van Griensven e Bauwens (2003), porém é um processamento bastante moroso refletindo em um tempo bastante elevado de processamento na análise de sensibilidade e auto calibração. Dessa forma, foi utilizado o programa Swat-cup versão 4.3.7.1 desenvolvido por Abbaspour e Srinivasan (2009), para se obter a análise de sensibilidade. Esse programa possui rápido processamento e possibilita a escolha de cinco métodos (Glue, ParaSol, SUFI2, MCMC e PSO) descritos de forma detalhadas em Abbaspour e Srinivasan (2011).

Entre os métodos estatísticos disponíveis no SWAT-CUP para análise de sensibilidade e incerteza, foi utilizado no presente estudo o método SUFI2 para análise estatística das funções objetivo de vazão e sedimento. Esse método possui um algoritmo que utiliza um processo de amostragem eficiente (*Latin Hypercube*), juntamente com outro algoritmo de busca desenvolvido por Abbaspour e Srinivasan (2008), que examina o comportamento de uma função-objetivo através da análise de matrizes Jacobiana e Hessiana. O SUFI2 é a segunda versão de um Sistema Sequencial de Incerteza descrito por Abbaspour *et al.* (1997). O SUFI2, por se tratar de um método similar ao Bayesiano inverso, o qual combina a otimização da função-objetivo e a análise de incerteza. Ademais, permite lidar com um grande número de parâmetros na calibração de um modelo numérico (ABBASPOUR *et al.*, 1997). O procedimento é bastante eficaz em termos do número de funções-objetivo que podem ser processadas simultaneamente e, também, por serem de fácil implementação.

4.2.9 Calibração manual

Uma vez obtidos os parâmetros mais sensíveis na análise de sensibilidade, buscaram-se ajustes individualizados dos parâmetros mais sensíveis através da calibração manual para melhor aderência aos dados medidos. Após a calibração manual, avaliou-se o desempenho do modelo SWAT usando análises de comparação gráfica e estatística para determinar a qualidade e a acurácia das predições quando comparadas aos valores medidos. As funções objetivo coeficiente de determinação (R^2), valor de eficiência Nash-Sutcliffe (COE) (Nash e Sutcliffe, 1970), percentual do viés (VIÉS) e relação entre a raiz do erro quadrático médio com o desvio padrão dos dados medidos (REDP) foram utilizadas para avaliar os resultados do modelo com os dados medidos. O valor do COE é calculado de acordo com a Equação 5, que descreve a variância dos valores observados e simulados para o mesmo intervalo de tempo que é processado pelo modelo.

O Nash-Sutcliffe (COE) é calculado como:

$$\text{COE} = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i^{\text{obs}} - S_i^{\text{sim}})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i^{\text{obs}} - O_m^{\text{obs}})^2} \right] \quad \text{Equação 5}$$

Onde O_i^{obs} e S_i^{sim} são, respectivamente, os dados observados e simulados no mesmo passo de tempo e O_m é valor médio dos dados observados. O COE varia entre $-\infty$ e 1 (um), sendo que o valor 1 (um) indica um ajuste perfeito do modelo aos dados medidos.

O coeficiente de determinação (R^2) é calculado como segue:

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (O_i^{\text{obs}} - O_m^{\text{obs}})(S_i^{\text{sim}} - S_m^{\text{sim}})]^2}{\sum_{i=1}^n (O_i^{\text{obs}} - O_m^{\text{obs}})^2 \sum_{i=1}^n (S_i^{\text{sim}} - S_m^{\text{sim}})^2} \quad \text{Equação 6}$$

em que n é o número de observações durante o período simulado, O_i^{obs} e S_i^{sim} são, respectivamente, os dados observados e simulados no mesmo passo de tempo, e O_m^{obs} e S_m^{sim} são, respectivamente, o valor médio dos dados observados e a média aritmética dos valores simulados. Os limites de R^2 estão entre 0 e 1, com valores próximos a 1 indicando menor erro de variância.

Um melhor ajuste da qualidade dos dados é obtido quando se utiliza o percentual do viés e a relação entre a raiz do erro quadrático

médio com o desvio padrão dos dados medidos (REDP) (MORIASI *et al.*, 2007). De acordo com Gupta *et al.* (1999), o viés avalia a tendência dos dados simulados de apresentar valores superestimados (valores de viés positivo) ou subestimados (valores de viés negativo), sendo obtido através da seguinte relação:

$$\text{VIÉS} = \frac{\sum_{i=1}^n (\mathbf{O}_i^{\text{obs}} - \mathbf{S}_i^{\text{sim}}) * 100}{\sum_{i=1}^n \mathbf{O}_i^{\text{obs}}} \quad \text{Equação 7}$$

REDP incorpora os benefícios do erro estatístico indexado e inclui um fator de normalização, na qual o resultado estatístico e os valores reunidos podem ser aplicados para vários componentes.

$$\text{REDP} = \frac{\text{REMQ}}{\text{DP}_{\text{obs}}} = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (\mathbf{O}_i^{\text{obs}} - \mathbf{S}_i^{\text{sim}})^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (\mathbf{O}_i^{\text{obs}} - \mathbf{O}_m^{\text{obs}})^2} \right]} \quad \text{Equação 8}$$

REDP varia de um valor ótimo igual a 0, o qual indica que a variação do resíduo é igual a zero e, portanto, a simulação do modelo foi perfeita para grandes valores. Para valores reduzidos de REDP, são obtidos baixos valores de REMQ, indicando um bom desempenho na simulação do modelo (MORIASI *et al.*, 2007).

A análise de sensibilidade foi realizada para as quatro variáveis (vazão, sedimento, fósforo e nitrogênio). Cada variável é mais sensível a um determinado tipo de parâmetro. Para aquecimento do modelo, foram utilizados os anos de 2000 e 2001.

Para calibração e validação do modelo, foram utilizados os anos de 2010 e 2011 respectivamente. A escolha dos anos de 2010 e 2011 para calibração e validação foi devida à maior frequência de dias com monitoramento do fósforo, nitrogênio, sedimento, precipitação e vazão na bacia. Com isso, foi possível obter medições de vazão em campo no alcance de máxima amplitude das ondas de cheia (vazão de cheia) e durante períodos prolongados de recessão (vazão de base). Esse ajuste foi realizado com base na atividade da suinocultura existente na bacia e no tipo de manejo utilizado nas propriedades em relação ao dejetos suíno.

Utilizando os dados da Epagri (2003) e as atualizações do número de animais na bacia realizadas em campo no ano de 2010 no âmbito deste estudo, inseriram-se essas informações nas 29 sub-bacias. Essas informações foram obtidas após delineamento da Bacia dos Fragosos

realizado pelo ArcSwat. Calculou-se a densidade de animais e o total de nitrogênio e fósforo incorporado ao solo através do manejo adotado na região e limitado pela legislação local de 50 m³ por hectare. Essas informações foram inseridas antes de iniciar a calibração do Swat para determinar o volume de nutrientes no solo.

Como os dados da qualidade da água na bacia (dados de N e P no Rio Fragosos) não são contínuos, pois a frequência das coletas em campo é mensal e em algumas situações por evento, utilizaram-se as simulações diárias do modelo SWAT, nas quais foram filtradas as datas de saída do modelo que havia feito a medição em campo, e analisou-se os dados simulados com os dados medidos de nitrogênio e fósforo. Dessa forma, utilizou-se as datas de simulação que coincidiram com as datas de amostragem dos dados em campo entre o período de 2004 a 2011. O COE foi avaliado para os anos de 2010 e 2011 com os dias específicos de coleta de N e P, pois havia maior número de coleta de dados.

Uma vez calibrados e validados os dados de vazão e a carga de sedimento (SS), nitrogênio (N) e fósforo (P), foram simulados os anos de 2000 a dezembro de 2011, cujos dois primeiros anos foram utilizados para aquecimento do modelo e os demais foram utilizados para analisar o efeito dos cenários de escoamento de vazão de base (períodos sem chuva) e vazão de cheia (períodos chuvosos) e avaliar o transporte de água e carga de nitrogênio e fósforo para fora da Bacia dos Fragosos de 2004 a 2011.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Análise de sensibilidade da vazão

Os resultados da análise de sensibilidade (Figura 10) demonstraram que o modelo SWAT foi mais sensível ao parâmetro CN (curva número) que associa a água da chuva no solo. O parâmetro que relaciona o aquífero ao solo (ALPHA_BF) foi mais sensível do que aquele que associa a atmosfera ao solo (ESCO) indicando maior influência das características do solo no escoamento de base para a BLF em relação aos fatores atmosféricos.

4.3.2 Calibração e validação do modelo SWAT

A Tabela 7 apresenta os principais parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT para a BLF, com seus respectivos valores de parametrização utilizados para a vazão, sedimento, nitrogênio e fósforo.

4.3.2.1 Vazão

Após análise de sensibilidade da vazão, buscou-se a calibração manual do modelo SWAT, a partir dos parâmetros que apresentaram maior sensibilidade (Figura 10). Durante a busca da melhor parametrização do modelo SWAT com os dados de vazão nem todos os parâmetros apontados pela análise de sensibilidade apresentaram bons resultados. Sendo assim, após várias tentativas de parametrização os parâmetros que apresentaram melhores resultados na calibração manual da vazão foram os obtidos na Tabela 7.

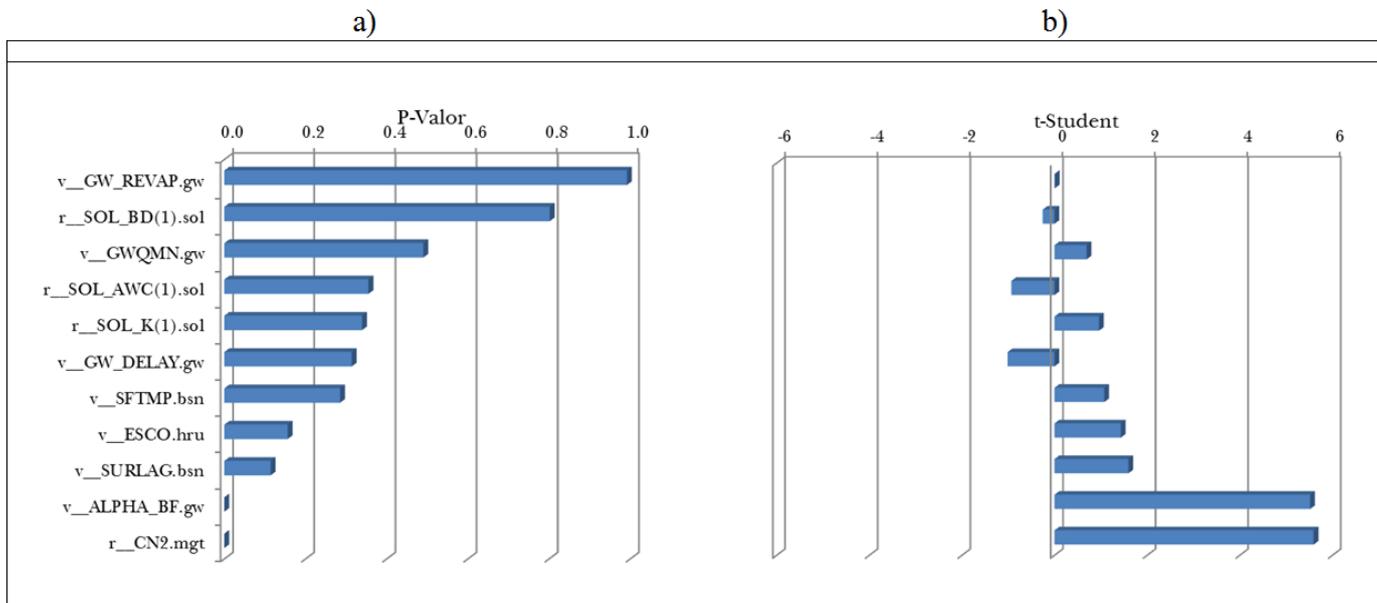


Figura 10 - Análise estatística de sensibilidade relativa do modelo com os oito parâmetros mais sensíveis ao volume do escoamento de pico e de base na BLF com as respectivas análises de densidade de probabilidade P-Valor (a) e o teste t de Student (b).

Tabela 7 - Parâmetros e faixa de valores adotados na calibração manual de vazão, sedimento, fósforo e nitrogênio.

Parâmetro	Descrição	Limites	Inicial	Final
Vazão				
ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo	0,8 a 1,0	0,8	0,5
ALPHA_BF	Constante de recessão do fluxo de retorno	0,0 a 1,0	0,0	1,0
GW_DELAY	coeficiente que controla a taxa de transferência de água do aquífero raso para a zona de raízes	10 a 450	10	31
SURLAG	coeficiente de atraso do escoamento superficial.	0,0 a 12,0	0,1	1,0
Sedimento				
Ch_Cov	Fator de cobertura do canal	0,0 a 1,0	0,0	1,0
Ch_Erod	Fator de erodibilidade do canal	0,0 a 1,0	0,0	1,0
SPEXP	Parâmetro utilizado como expoente (na equação de Bagnolt) para transferir sedimento ao canal	1 a 1,5	1,5	1,5
SPCON	Coefficiente linear de transporte de sedimento	0,0001 a 0,01	0,0001	0,0004
Fósforo				
PHOSKD	Coefficiente de fracionamento do fósforo no solo ($m^3 \cdot mg^{-1}$)	100 a 200	175	100,0
PPERCO	Coefficiente de percolação de fósforo ($10 m^3 \cdot mg^{-1}$)	10 a 17,5	10	10
PSP_bsn	Indexador de avaliação de fósforo	0,01 a 0,7	0,4	0,69
SOL_ORGP	Concentração de fósforo orgânico na camada de solo (ppm)	0 a 100	100	100
SOL_LABP	Concentração inicial de fósforo solúvel na camada superficial de solo (ppm)	0 a 100	100	100
PRF	Fator de ajustamento da taxa de pico do sedimento encaminhado para o canal	0 a 2	1	2
ERORGP	Razão do enriquecimento de fósforo na carga de sedimento	0,0 a 5,0	5,0	5,0

Parâmetro	Descrição	Limites	Inicial	Final
Vazão				
GWSOLP	Concentração de fósforo solúvel na vazão de base (mg P · L ⁻¹)	0 a 1000	0,3	20
Nitrogênio				
NPERCO	Coefficiente de percolação de nitrogênio	0 a 1	0,2	0,2
SOLNO ₃	Concentração inicial de NO ₃ na camada de solo (ppm)	0 a 100	6	10

Entre os parâmetros, os que produziram melhores resultados de COE para a vazão foram os três primeiros e o quinto das Figuras 10a e 10b. Os demais não produziram alterações na simulação da vazão ou uma melhora na correlação com o COE. Uma vez obtida uma boa aderência da vazão simulada aos dados medidos, iniciou-se a calibração do sedimento. Os resultados da calibração dos parâmetros de vazão e sedimento são apresentados na Tabela 7 com suas respectivas variáveis físicas de influência associadas: (i) Vazão: coeficiente de retardo do escoamento superficial (SURLAG), que corresponde à relação entre a vazão e o tempo de concentração; fator de compensação de evaporação do solo (ESCO); tempo em que a água se move da camada mais profunda do solo até o aquífero superficial (GWDELAY); fator de resposta às variações na recarga do aquífero (ALFA_BF); (ii) Sedimento: fator de erodibilidade do canal (CH_EROD); fator de cobertura vegetal do canal (CH_COV); coeficiente linear da equação que define a capacidade de transporte de sedimento no canal (SPCON); coeficiente exponencial da equação de concentração que define o montante máximo de sedimento no canal (SPEXP).

A calibração da vazão manual do modelo apresentou um desempenho bom para a bacia em estudo, com um COE de 0,74 e coeficiente de determinação (R^2) de 0,78 para o passo diário. Os valores de COE e R^2 maiores que 0,4 e 0,5 respectivamente indicam desempenho satisfatório do modelo (GREEN; VAN GRIENSVEN, 2008). E, para um bom ajuste do modelo (KRYSAANOVA *et al.*, 1998), são aceitos valores de COE superiores a 0,7. Para as funções RSR e VIÉS foram obtidos os valores respectivos de 0,59 e 8,0. Esses valores indicam que ocorreu boa aderência do modelo aos dados observados. Segundo Collischonn (2001), os bons resultados de modelagem são alcançados quando há boa correlação temporal da vazão e reduzida

diferença percentual entre dados medidos e simulados (Figura 11), pois valores perfeitos seriam com zero de erro e viés respectivamente. Ademais, Gupta *et al.* (1999) recomendam esse teste do balanço de massa (usando VIÉS) a fim de avaliar se o modelo obteve bom desempenho e equilíbrio na representação dos fenômenos hidrológicos da bacia. Moriasi *et al.* (2007) sugerem que o modelo de simulação pode ser julgado como bom para a vazão obtida por passo de tempo mensal se as funções-objetivo estiverem entre os limites de: $0,65 < COE \leq 0,75$, $0,5 < REDP \leq 0,60$ e $\pm 0,10 < VIÉS \leq 0,15$. Entretanto, os mesmos autores acrescentam que, quando o modelo é avaliado em passo de tempo diário, esses valores podem ser menos restritos. Portanto, o modelo SWAT apresentou bom desempenho para representar a vazão diária da Bacia dos Fragosos, como é possível perceber na Figura 11.

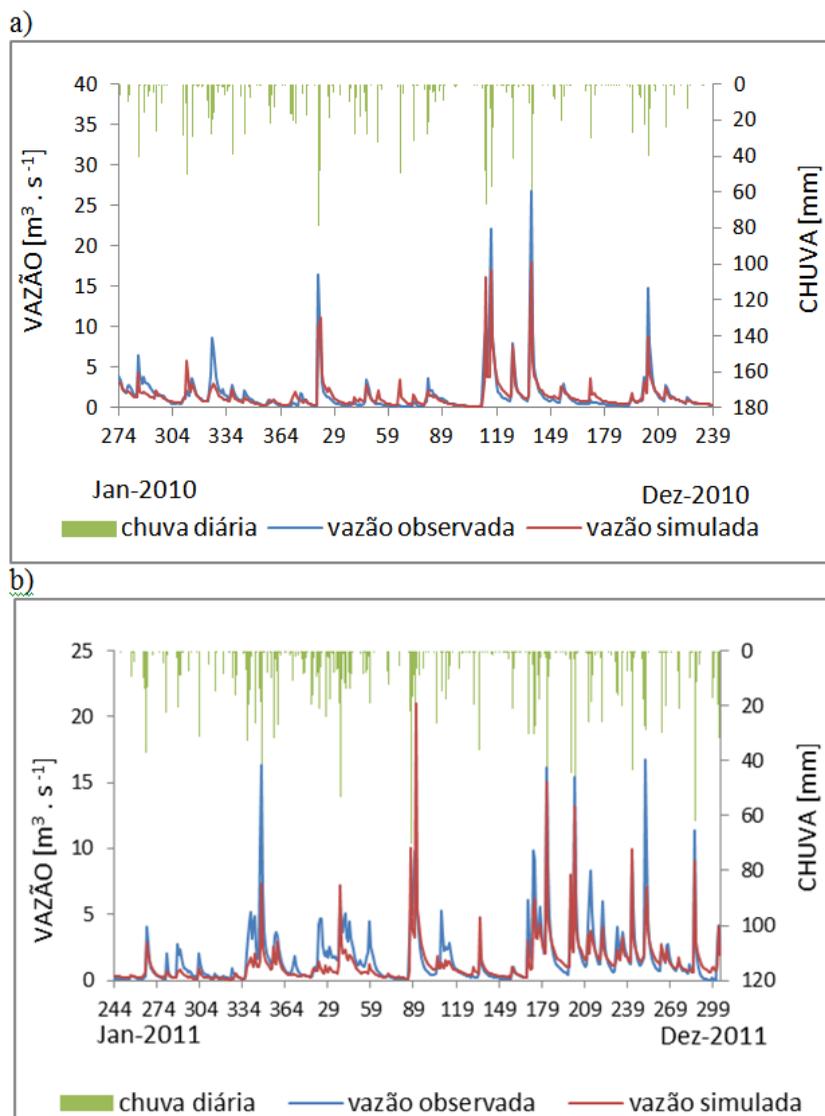


Figura 11 - Representação gráfica da calibração (ano 2010) e validação (ano 2011) do modelo SWAT, com passo de tempo diário na Bacia dos Fragosos: a) calibração com COE de 0,77 para o ano de 2010; b) validação obtendo COE de 0,76 para o ano de 2011.

A análise estatística dos resultados das vazões médias mensais, simuladas e observadas, assim como os valores totais mensais de precipitação para a BLF nos anos de 2010 e 2011 estão representadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Totais de chuva e vazões médias observadas (OBS) e simuladas (SIM) para a BLF biênio 2010-2011.

Mês	2010			2011		
	Vazão [m ³ . s ⁻¹]		Chuva [mm]	Vazão [m ³ . s ⁻¹]		Chuva [mm]
	OBS	SIM	OBS	OBS	SIM	OBS
Jan	1,51	1,77	264,11	1,40	0,63	206
Fev	0,64	0,97	150,58	2,54	1,46	256
Mar	0,72	0,98	178,25	1,39	1,59	282
Abr	2,77	2,32	217,83	1,76	1,68	121
Mai	2,91	2,73	162,46	0,45	0,84	94
Jun	0,80	1,36	70,28	2,08	1,56	205
Jul	1,74	1,56	141,34	3,39	3,20	267
Ago	0,77	0,86	30,43	2,76	2,39	223
Set	0,53	0,61	118,50	2,47	2,22	165
Out	0,80	0,44	148,40	1,23	1,65	263
Nov	0,35	0,21	98,20	0,57	1,26	125
Dez	3,18	1,60	404,80	0,20	0,53	56
Média	1,40	1,29	1985,18	1,68	1,58	2263
Coef. variação	0,70	0,56	0,05	0,57	0,46	0,03

Verifica-se que o uso e a cobertura do solo misto (Figura 8a) produziram amplitudes moderadas de vazão, tanto para períodos de precipitações pluviais elevadas quanto em períodos de baixa precipitação (Figura 11). Durante os períodos de recessão, a vazão mínima foi mantida, indicando que o solo conseguiu reter a água da chuva, mantendo o rio de forma perene.

A influência da cobertura vegetal na vazão, segundo Mishra *et al.* (2006), está associada à dissipação de energia a que a precipitação é submetida ao alcançar a superfície do solo, pois, dependendo do tipo de

cobertura, há maior ou menor variação da porosidade do solo pelo sistema radicular das plantas. Isso provoca, nos casos em que há maior porosidade, redução na umidade do solo por meio do processo de evapotranspiração, afetando também a produção de sedimento.

Quando avaliadas as respostas da vazão em relação à chuva e a descarga fluvial na bacia (Figura 11), verifica-se que há sincronismo entre esses dois parâmetros, principalmente para volumes de precipitação mais elevados, ou seja, acima de 30 mm. Esse sincronismo da vazão com chuvas indica que há pouca retenção da chuva pelo solo. Pode também estar associado à baixa distribuição da profundidade do solo e à pouca demanda de evapotranspiração. Em períodos de baixa precipitação ou na ausência dela, as vazões apresentaram-se menos sincronizadas (Figura 11), porém resultaram em amplitudes muito próximas, podendo ser considerado como um bom desempenho para valores de menor intensidade de precipitação. Da mesma forma, no fim das estações mais chuvosas (verão e primavera), quando os eventos de chuva ficaram menores e alternados por longos períodos, a geração dos dias de vazão foi notavelmente menor.

Em 2010 e 2011 a média diária de chuva foi 4,8 e 4,9 mm (Tabela 8), com um coeficiente de variação de 0,05 e 0,03 mm e a geração de média diária de vazão foi 1,40 e 1,68 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ com um coeficiente de variação de 0,70 e 0,57 respectivamente, demonstrando baixa dispersão dos dados. Como o rio se manteve perene, mesmo nos períodos de recessão, esses resultados indicam que a cobertura mista do solo permite uma boa permanência da água no solo.

A Figura 12 mostra que os anos de 2010 e 2011 apresentaram anomalia anual positiva da precipitação em relação à série histórica de precipitação, indicando que nos períodos de calibração e validação os períodos de estiagens foram curtos e o solo manteve-se com bom teor de umidade e com boa distribuição da precipitação anual.

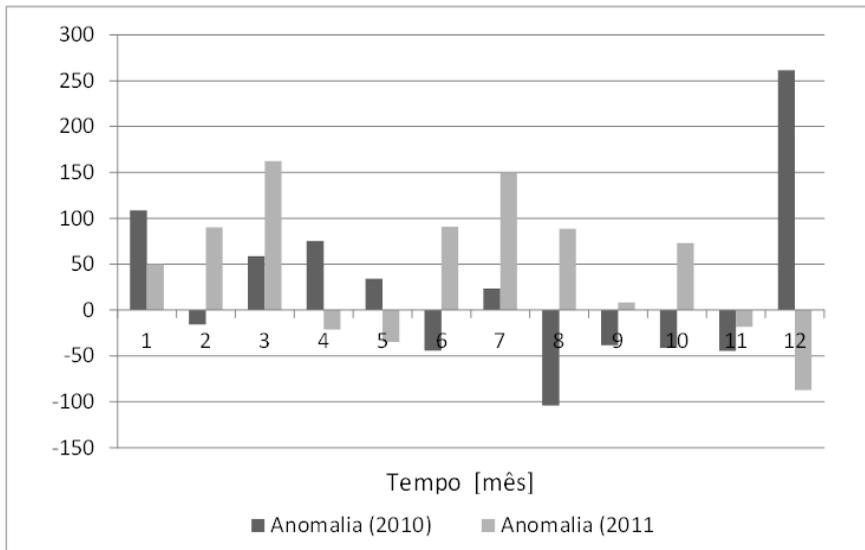


Figura 12 - Anomalia mensal da precipitação para o biênio 2010 e 2011 em relação aos dados de precipitação obtidos entre 1980 e 2009 (Fonte dos dados ANA).

4.3.2.2 Sedimento

A estatística das concentrações médias de sedimento em suspensão das três seções de medição monitoradas entre dezembro de 2010 e fevereiro de 2012 encontra-se na Tabela 9, para os períodos de recessão e para os chuvosos. Foram obtidas através de medições que se encontram na Tabela do Apêndice B. As concentrações médias diárias obtidas pelo ANA durante os eventos chuvosos nas ondas de cheias foram determinadas pela razão entre o somatório do produto da concentração e vazão e o somatório das vazões instantâneas. As concentrações a montante variaram de 0 a $154 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto no ponto central oscilou entre 4,32 e $2.131,88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 9).

Tabela 9 - Concentrações e vazões características na BLF no período de estudo.

	Concentrações [mg.L ⁻¹]			Vazões [m ³ .s ⁻¹]
	Montante	Intermediário	Jusante	
Média	28,44	471,58	248,21	5,05
Mediana	4,41	286,75	34,00	2,89
Máximo	159,00	2131,88	1907,40	30,79
Mínimo	0,00	4,32	0,60	0,10
Coef. variação	1,88	1,27	1,70	1,36

Essas duas seções (SM e SC) são representativas das menores e maiores dimensões da concentração média da bacia, respectivamente. A área a montante, por possuir baixo impacto da suinocultura e boa cobertura do solo (Tabela 10), indica que o manejo de dejetos tem pouca influência sobre a concentração de sedimento.

Na seção central que abrange um maior número de propriedades com suínos (Tabela 10), verifica-se um aumento significativo da concentração de sedimentos comparado a seção à montante (Tabela 9), principalmente em períodos chuvosos. Entretanto, esperava-se um aumento dessa concentração para a SJ por abranger maior área e aumento do número de animais (Tabela 10), porém o que se observa é uma redução do sedimento durante os eventos, indicando que ocorre deposição, a partir da SC para a SJ. Numa primeira análise dos dados verificam-se, através da Tabela 10, que os valores de concentração de sedimentos são maiores na região intermediária da bacia, indicando que há o efeito de deposição após a SC.

Analisando a topo batimetria do canal principal (Figura 7), verifica-se que ocorrem dois degraus com pouca inclinação, e através da rede de drenagem (Figura 7) verificam-se meandros com alta sinuosidade do rio principal logo após a SC. Esses fatores físicos contribuem significativamente para o efeito da deposição no leito do rio entre a SC e a SJ. Verifica-se, numa primeira instância, que a análise de monitoramento em diferentes escalas somente não é satisfatória para analisar a dinâmica das vazões sobre a concentração de sedimentos. Análises mais detalhadas, com maior número de pontos de monitoramento, e análises granulométricas se fazem necessárias para compreensão da dinâmica dos sedimentos em suspensão na bacia e para melhor avaliar os efeitos da deposição.

De acordo com Von Sperling (2007), a quantidade de sedimento que é transportada no curso d'água forma uma onda que acompanha, de forma geral, a onda de cheia. Da mesma forma, locais de deposição podem suceder locais de desagregação, e vice-versa, podendo ocorrer inversões do processo conforme as vazões de trânsito. Mendiando e Tucci (1997) corroboram essa ideia quando afirmam que as condições iniciais atuantes na microescala se filtram e seus efeitos se superpõem para resposta hidrológica na mesoescala. Dessa forma, seria necessário aumentar o número de fatores a serem analisados para melhor representação desses fenômenos de escala associados à dinâmica do sedimento na bacia.

Tabela 10 - Cobertura e ocupação do solo para as três seções de monitoramento na BLF em 2011.

	Montante		Intermediário		Jusante	
	Cobertura do solo					
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
Agricultura	-	-	250,02	8,24	424,17	8,00
Floresta Mista	55,77	33,41	774,81	25,52	1386,45	26,15
Capoeira	-	-	460,17	15,16	824,40	15,55
Pastagem	107,39	64,34	843,48	27,79	1841,94	34,75
Reflorestamento	-	-	51,21	1,69	73,71	1,39
Pastagem	3,75	2,25	513,81	16,93	603,72	11,39
Residencial	-	-	142,02	4,68	146,07	2,76
Corpo d'água	-	-	-	-	0,45	0,01
Ocupação do solo						
Suínos (cabeças)	573		16.868		26.938	
Densidade (cabeças/ha)	3,43		5,56		5,20	

Uma sugestão de Neitsch *et al.* (2005) é calibrar na saída da bacia primeiramente a vazão, depois o sedimento, combinando procedimentos de auto calibração e calibração manual (Green e Van Griensven, 2008).

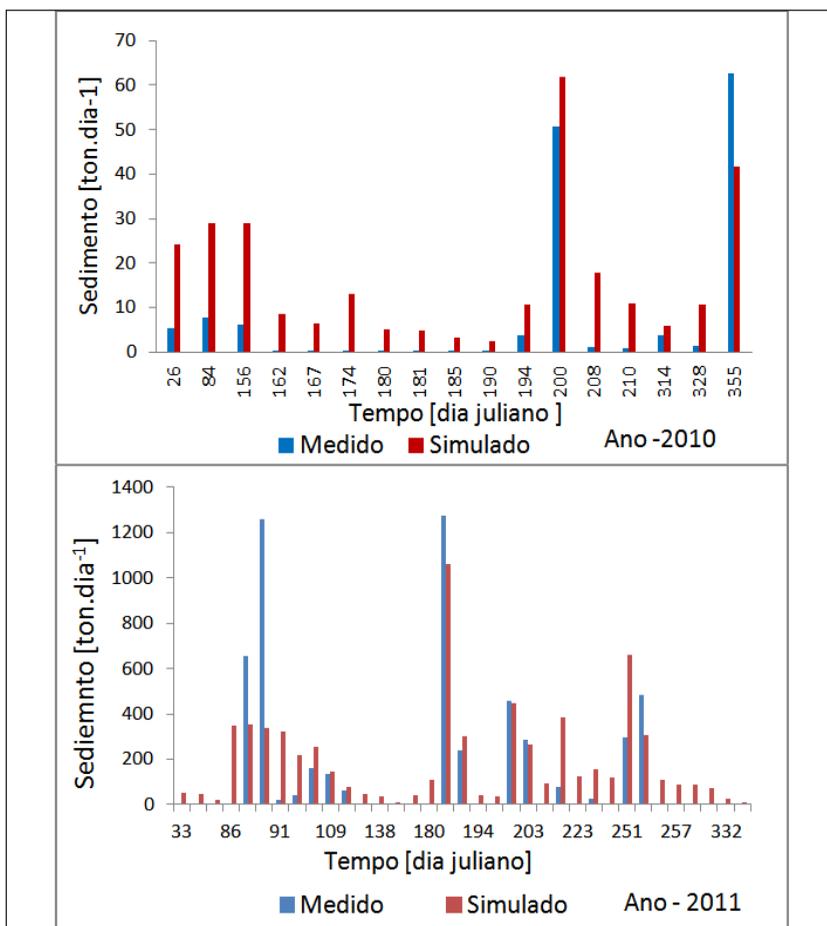


Figura 13 - Calibração (2010) e validação (2011) da carga de sedimento em suspensão para a BLF resultando em COE de 0,49 e 0,56 respectivamente. Considerou-se dados medidos de sólidos suspensos em dias alternados e o modelo SWAT foi simulado com passo de tempo diário.

O modelo SWAT simula transporte de sedimentos, considerando sólidos em suspensão e sedimento de arrasto. Para isso, é necessário adicionar as contribuições devido ao efeito de arraste para, então, analisar os resultados do modelo. Dessa forma, foram acrescentados aos dados medidos de concentração os dados de sedimento de arrasto utilizando o método de Colby (1957), descrito em Carvalho (1994), que recomenda esse método para rios com profundidade menor que 3 metros, que é a condição do Rio dos Fragosos. Sendo assim, foi calibrado o SWAT para o transporte de sedimento no Rio dos Fragosos, cuja desembocadura ocorre no reservatório de ITÁ, utilizando a seção de medição jusante, conforme apresentado na Figura 13.

O COE para a calibração e validação de sedimento foi de 0,49 e 05,56, respectivamente, indicando que o modelo apresentou valores satisfatórios de correlações. A simulação de sedimento através da modelagem permitiu obter o valor médio anual de perda de solo de 0,94 e 1,10 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para os anos de 2010 e 2011. Verifica-se que essa bacia produziu pouco sedimento, ficando abaixo do limite de tolerância médio para solos pouco desenvolvidos, como os solos encontrados na região de estudo.

Segundo os trabalhos realizados em Santa Catarina por Bertol e Almeida (2000), nos solos encontrados na região de estudo as perdas de solo toleráveis podem variar entre 7,4 e 10,5 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Sendo assim, esse estudo indica que o volume de sedimento produzido pela bacia com manejo de suíno e cobertura mista do solo encontra-se abaixo dos valores indicados como risco para esses tipos de solo. Ou seja, em uma primeira estimativa, os dados enfatizam que os métodos e as práticas de conservação do solo adotados na BLF, assim como o manejo de dejetos suíno, mantêm a sustentabilidade física do solo. Entretanto, são necessárias medições com maior detalhamento da granulometria dos sedimentos, coletas na recessão das ondas de cheias e medições dos sedimentos de arraste para obter melhores conclusões.

4.3.2.3 Nitrogênio e Fósforo

Após a calibração da vazão e sedimento, inicia-se a calibração dos nutrientes, como fósforo e nitrogênio. Nesse sentido, após a calibração da vazão e do sedimento, seguiu-se para a análise de sensibilidade e calibração manual dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Iniciou-se a análise de sensibilidade utilizando-se a sugestão de uma lista de parâmetros mais sensíveis para a simulação do fósforo e do nitrogênio (VAN GRIENSVEN *et al.*, 2006).

Conforme resultados apresentados na Tabela 7 a parametrização do SWAT apresentou melhores resultados para a variável fósforo através dos seguintes parâmetros: coeficiente de fracionamento do fósforo no solo (PHOSKD), coeficiente de percolação (PPERCO), parâmetro utilizado como expoente na equação usada pelo modelo para transferir sedimento ao canal (SPCON), e coeficiente linear de transporte de sedimento (SPEXP). Ao utilizar os parâmetros padrões sugeridos pelo modelo, a simulação resultou em uma subestimativa aos dados medidos. A partir daí, iniciou-se a calibração manual para reduzir os erros. A carga de fósforo foi aumentada pela calibração dos seguintes parâmetros: PHOSKD, PPERCO, PSP_bsn, GWSOLP, SOL_ORGP, SOL_LABP, PRF e ADJ_PKR e SPEXP, ERORGP, SPCON, conforme descritos na Tabela 7.

Para obter melhores informações sobre os parâmetros de fósforo e nitrogênio a serem incorporados no modelo foi realizado a simulação de chuva nas áreas de pastagem, pinus e eucaliptos (Figura 14). Os resultados das duas simulações realizadas mostraram que a concentração de nutrientes em áreas que é aplicado dejetos suíno (pastagem) apresentam concentrações significativas de nitrogênio e fósforo, no momento em que o solo é saturado e inicia-se o escoamento superficial. Valores respectivos de concentração de nitrato e fosfato na ordem de 27,6 e 7,09 mg·L⁻¹, são alcançados no início do escoamento superficial. Por sua vez em áreas vegetadas com pinus e eucaliptos esses valores são bem reduzidos (Figura 14).

Diante disso, manteve-se o coeficiente de percolação (NPERCO) de 0,2 e, inicialmente, foi colocada na camada inicial de solo (SOLNO₃) uma concentração inicial de NO₃ de solo de 10 ppm, cujo valor foi obtido através de experimento de simulação de chuva em campo (Figura 14), em áreas com aplicação de dejetos (pastagem) e em áreas sem aplicação de dejetos (eucaliptos e pinus).

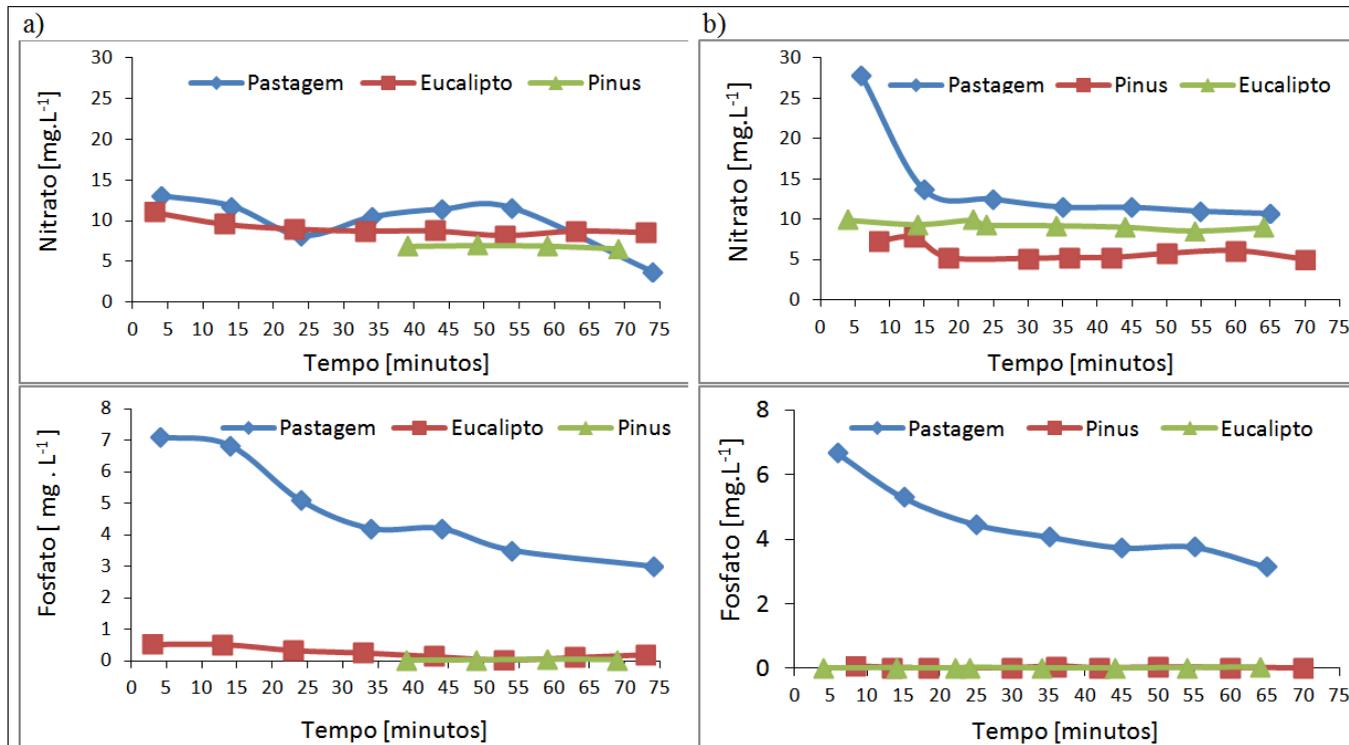


Figura 14 - Simulação de 100 mm de chuva nas áreas de pastagem, eucalipto e pinus ocorridas em setembro (a) e novembro (b) de 2011 na BLF, assim como, as correspondentes concentrações de nitrato e fosfato obtidas em ambas as simulações.

Portanto, para a calibração do nitrogênio praticamente não houve necessidade de alterar os demais parâmetros do modelo para representar a carga do nitrogênio (Figura 15).

É mostrada na Figura (15 e 16) a representação gráfica dos resultados da calibração (ano de 2010) e validação (ano de 2011) da carga de fósforo e nitrogênio total obtido para a Bacia dos Fragosos. De modo geral, o SWAT apresentou uma subestimativa aos dados medidos tanto para o P quanto para o N, porém acompanhou as oscilações extremas da vazão, indicando ser capaz de representar as descargas de nutriente tanto nas vazões de base (período seco) quanto nas vazões de cheias (período chuvoso).

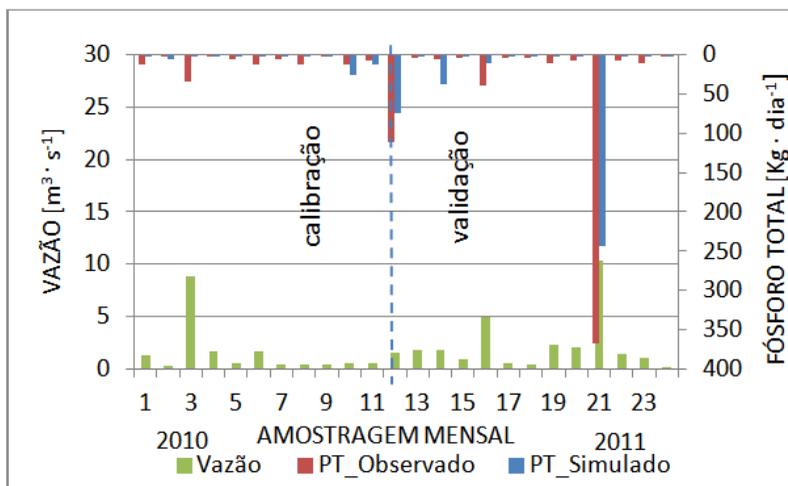


Figura 15 - Resultado da calibração (2010) e validação (2011) do modelo SWAT da carga de fósforo total obtida na exutória da Bacia dos Fragosos durante o monitoramento mensal nos anos de 2010 e 2011.

O resultado de R^2 na calibração do fósforo de 0,79 e de 0,93 para a validação indicou que os dados medidos e simulados em 2010 apresentaram maior erro de variância do que em 2011. Entretanto, valores típicos de R^2 maiores que 0,5 são considerados aceitáveis (SANTHI *et al.*, 2001; VAN LIEW *et al.*, 2003). Vale ressaltar que R^2 tem sido usado largamente para avaliar modelos, porém refere-se a uma estatística mais sensível aos valores extremos (discrepantes) e pouco sensíveis a diferenças proporcionais e aditivas entre dados simulados e medidos (LEGATES e MCCABE, 1999). Daí a importância de outras

funções objetivas para melhor avaliar o desempenho de um modelo. Os resultados de COE na calibração e validação, tanto para N quanto para o P, ficaram acima de 0,6 e REDP abaixo de 0,66.

Portanto, pode-se atribuir como resultados satisfatórios se considerarmos os resultados para calibração e validação. Caso consideremos os resultados estatísticos somente da calibração, podemos afirmar que a simulação pode ser considerada boa. Moriasi *et al.* (2007) informam que, em geral, a calibração de um modelo pode ser julgada como boa para o fósforo e nitrogênio se as funções objetivas estiverem nos limites entre $0,65 < COE \leq 0,75$, $0,5 < REDP \leq 0,60$ e $\pm 0,25 < VIÉS \leq 0,40$. Caso os parâmetros estejam acima desses limites, o desempenho do modelo pode ser considerado muito bom. Portanto, se considerarmos a magnitude dos valores médios da calibração e validação juntas (Tabela 11), o modelo mostra desempenho considerado muito bom.

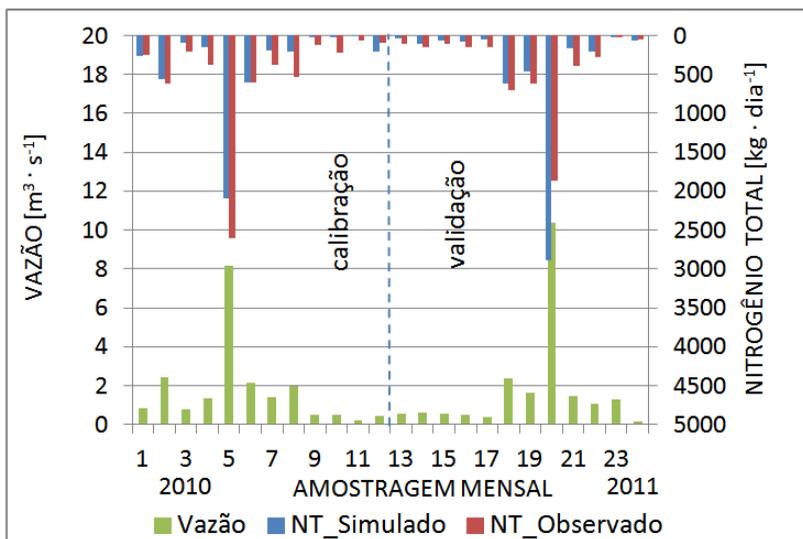


Figura 16 - Resultado da calibração (2010) e da validação (2011) do modelo SWAT, da carga de nitrogênio total obtida na exutória da Bacia dos Fragosos durante o monitoramento mensal nos anos de 2010 e 2011.

Tabela 11 - Resultado estatístico das funções objetivas de calibração do SWAT para a carga de nitrogênio e fósforo total na saída da Bacia dos Fragosos.

	Ano	Constituinte	COE	R ²	REDP	VIÉS (%)
Calibração	2010	Vazão	0,74	0,82	2,5	11
Validação	2011		0,63	0,74	3,7	15
Média			0,69	0,78	3,1	13
Calibração	2010	Sedimento	0,49	0,77	1,04	97
Validação	2011		0,54	0,70	0,24	23
Média			0,52	0,74	0,64	60
Calibração	2010		0,68	0,79	0,56	21
Validação	2011	Fósforo total	0,85	0,93	0,38	42
Média	-		0,77	0,86	0,47	31
Calibração	2010		0,90	0,96	0,32	27
Validação	2011	Nitrogênio total	0,63	0,91	0,66	3
Média	-		0,76	0,93	0,49	15

O bom desempenho do modelo para a bacia ainda é confirmado através da estatística de regressão padrão aplicada neste estudo (R^2 mínimo aproximadamente igual a 0,8), o qual reforça a estreita relação linear entre dados medidos e simulados. Portanto, os resultados estatísticos apresentados na Tabela 14 juntamente com os resultados gráficos das Figuras 16 e 17 mostram que o modelo SWAT apresentou bom desempenho ao representar a carga dos nutrientes fósforo e nitrogênio para os anos de 2010 e 2011 na Bacia dos Fragosos, já que os padrões estatísticos considerados refletem a boa aderência dos resultados do modelo aos dados medidos.

Vale ressaltar que o bom resultado da modelagem para a carga de nitrogênio e fósforo pode estar associado ao fato de que durante a maioria das medições de descarga dos nutrientes, não estava ocorrendo precipitação, e há um comportamento mais estável no interior da calha do rio. Em períodos chuvosos há o componente da vazão de cheia, ocorrendo maior turbulência das águas devido ao atrito com a camada de fundo e às influências da borda lateral sobre o canal, assim como maior aporte de nutrientes da bacia para o canal principal. Isso ocasiona maior variação da taxa de exportação de nutrientes. Entretanto, nos períodos em que ocorreu precipitação e foi possível obter as medições em campo, o modelo demonstrou haver uma boa resposta ao efeito das

precipitações na descarga de nitrogênio e fósforo (Figura 15 e 16), respondendo à evolução das ondas de cheias de forma compatível com a evolução da vazão e com o aporte de nutrientes no Rio Lajeado dos Fragosos.

4.3.3 Análise da Carga de Nitrogênio e Fósforo no Escoamento de Base e de cheia na Bacia dos Fragosos com o Modelo SWAT (anos 2004 a 2011)

4.3.3.1 Padrões anuais do fósforo total

De acordo com Jaynes *et al.* (1999), a utilização do resultado entre o produto do volume da descarga e a concentração química da água fornece uma melhor indicação das perdas químicas sobre o tempo do que a concentração somente. Como a carga de nitrogênio apresentou melhores correlações entre os dados medidos e a simulação com o modelo SWAT, utilizou-se essa variável para analisar a dinâmica do fósforo e do nitrogênio. As simulações numéricas realizadas pelo SWAT e utilizadas para essa análise de vazão de fósforo e nitrogênio nas águas do Rio Lajeado dos Fragosos compreenderam os anos de 2004 a 2011, já que nesse período temos monitoramento com dados medidos de fósforo e nitrogênio, porém não de forma contínua, mas com intervalo de medição mensal, o que nos dá certa margem de segurança em discutirmos os resultados do modelo utilizando médias mensais e anuais.

Os dados de precipitação foram medidos em intervalo de tempo horário e apresentaram um valor médio do total anual na bacia entre 1.249 e 1.864 mm durante os 8 anos para essa análise de simulação (Tabela 12), na qual os dois últimos anos (2010 e 2011) apresentaram os maiores valores anuais, com valores que ficaram acima das normais climatológicas obtidas para a região do município de Concórdia, que é de 1.745 mm, de acordo com dados de 44 anos da estação hidrológica da Agência Nacional de Águas (localizada a aproximadamente 12 km da área de estudo).

Tabela 12 - Fósforo total exportado da Bacia dos Fragosos em eventos chuvosos, na vazão de base e na vazão total entre os anos de 2004 e 2011.

Exportação de fósforo total (P_T) em diferente escoamento na bacia							
Ano	Total da bacia			Vazão de cheia		Vazão de base	
	* C_h	** Q_T	P_T	Q_E	P_T	Q_B	P_T
 (mm)	($g \cdot ha^{-1}$)	(mm)	($g \cdot ha^{-1}$)	(mm)	($g \cdot ha^{-1}$)
2004	1.308	373	975	276	595	97	380
2005	1.696	718	1.842	545	897	174	945
2006	1.249	240	1.132	156	687	84	445
2007	1.696	589	1.495	423	860	166	635
2008	1.422	475	1.222	351	707	123	515
2009	1.723	635	1.282	480	668	155	614
2010	1.757	731	1.529	531	877	201	652
2011	1.864	862	2.609	627	1219	221	1390
-	-	-	0	-	0	-	0
Total	12.715	4.608	12.085	3.388	6.510	1.220	5.575
Média	1.589	576	1511	424	814	153	697

• Os dados de chuva foram medidos em intervalos de tempo de 1 hora. No ano de 2011 os intervalos foram de 10 minutos.

• * C_h = precipitação; ** Q_T = Vazão total; Q_E – vazão de cheia; Q_B – vazão de base.

A vazão oscilou de forma crescente com a precipitação, apresentando valores mais elevados durante os três últimos anos de maior precipitação (2009 a 2011) para esse intervalo de tempo analisado (2004-2011). Dentro do período de análise, o ano de 2011 alcançou o maior valor de precipitação e vazão, cujos valores foram, respectivamente, de 1.864 e 862 mm (Tabela 12).

Durante o período analisado, uma média anual de 36% da água produzida pelas chuvas foi exportada pela Bacia dos Fragosos na forma de vazão superficial. Em Illinois, nos EUA, em três bacias hidrológicas com áreas variando entre 106 e 481 km² a média da descarga anual foi de 30% da precipitação anual (GENTRY *et al.*, 2007). Já Sharpley *et al.* (2008) encontraram o valor de 40% para a bacia de Chesapeake, na Pensilvânia (40 ha). Portanto, os valores encontrados para a perda de água pela descarga fluvial em relação ao total de precipitação ocorrida

na Bacia dos Fragosos ficaram dentro da média, considerando as dimensões médias da bacia (59 km²).

Entre 2004 e 2011 ocorreram 815 cheias, com tempo médio dos eventos variando de 1 a 3 dias consecutivos, que resultaram em escoamento superficial, cujos valores anuais oscilaram entre 156 e 627 mm de descarga superficial fluvial média em eventos chuvosos (Tabela 12).

Durante o período de estudos, o Rio Lajeado dos Fragosos estabeleceu um fluxo de água contínuo e interrupto, mantido pelo escoamento subterrâneo durante o período de recessão, que resultou em uma vazão de base média de 4.24 mm. Pelas análises, verificou-se que o volume da descarga total durante a vazão de base (74%) foi maior que o total produzido durante os eventos com cheias (24%), apresentando valores médios de vazão de base e de cheia, respectivamente, de 153 e 424 mm (Tabela 12). Essa diferença entre os valores de vazão de base e de cheia, com proporções de volumes totais menores de água para os períodos chuvosos, também foi obtida por Tomer *et al.* (2005) em seu estudo de 25 anos de vazão em duas bacias hidrográficas com cultivo de milho pelo método convencional em Treynor, Iowa, EUA, onde identificou um percentual maior da vazão de base (66%) em relação ao período de cheia (34%), e eles atribuíram a diferença desses percentuais ao tipo de solo, que possui maior capacidade de infiltração da água da chuva, e acrescentaram ainda que isso poderia estar associado ao sistema de cultivo utilizado (convencional ou plantio direto).

Bertol *et al.* (2002) ressaltam que o cultivo direto proporciona maior infiltração da água da chuva, menor perda de solo e, conseqüentemente, permite maior redução do carreamento de nutrientes durante os eventos chuvosos. Valores com proporções semelhantes também foram encontrados no estudo realizado por Sharpley e Syers (1979), no qual foram obtidos 63% para a vazão de base 37% de vazão de cheia em uma bacia cultivada com pastagem (23 ha) na Nova Zelândia durante 3 anos de amostragem.

A Bacia dos Fragosos utiliza uma área aproximada de 10% destinada ao cultivo agrícola, onde é empregado o sistema de plantio direto no cultivo de milho durante o verão e pastagem no inverno, com solo predominantemente do tipo Cambissolo (Tabela 6). O fato de os estudos de Sharpley e Syers (1979) utilizarem o mesmo sistema de cultivo, e cobertura do solo similar ao da presente área de estudo, provavelmente permitiu obter resultados com valores proporcionais tão próximos, indicando estar ocorrendo na Bacia dos Fragosos um bom equilíbrio no balanço de massa de água.

Portanto, supõe-se, com esses estudos (TOMER *et al.*, 2005; SHARPLEY; SYERS, 1979; BERTOL *et al.*, 2002), que as características do solo e de cobertura do solo na Bacia dos Fragosos (predominantemente com pastagens e florestas) permitiram que houvesse maior retenção da água da chuva pelos processos de percolação e infiltração durante os eventos de precipitação, assegurando a perenidade do curso de água no rio principal durante as estiagens e evitando, assim, uma possível interrupção do seu fluxo fluvial durante os períodos de recessão.

O fluxo de água contínuo e interrupto mantido pelo escoamento subterrâneo durante o período de recessão resultou em uma vazão de base média de 424 mm. A vazão de cheia ficou próxima de um terço da vazão total, porém verifica-se que é durante o período de cheia que a vazão alcança valores extremos maiores e que ocorre a exportação de um maior volume de massa de água. Constata-se também que nesses períodos ocorrem, em geral, os maiores percentuais de carga de P_T (55%) exportada da bacia em relação aos totais anuais (Tabela 13). Essa informação revela que na Bacia dos Fragosos as proporções de massa de P_T na vazão de cheia são mais elevadas do que na vazão de base. Entretanto, diferem para as proporções de massa d'água exportada da bacia cujos percentuais são maiores na vazão de base.

Os dados da Tabela 13 também mostram que em 2005 e 2011 é que os percentuais de carga de fósforo foram menores, respectivamente 51% e 50%, no período de cheia. Talvez esses baixos percentuais estejam associados a uma mudança na característica da intensidade de precipitação e duração dos eventos chuvosos, já que, de acordo com Campos *et al.* (2006), o último ano no estado de Santa Catarina tem mostrando indicativos de mudanças no ciclo hidrológico, que, apesar de não apontarem claramente para escassez, demonstram grande variabilidade de distribuição e intensidade pluviométrica, na qual se registram volumes de água mais intensos e de curta duração.

Tabela 13 - Sumário da vazão média anual, carga de fósforo e vazão de cheia (valores totais).

Ano	Chuva	Total da vazão anual	Total da vazão de cheia anual	% Padronizado da vazão anual e de cheia		Soma ano P_T na vazão total	Soma ano P_T na vazão de cheia	% ano carga P_T vazão de cheia	% de fósforo na vazão de cheia	% Padronizado de fósforo total na vazão de cheia	Taxa de enriquecimento da vazão de base	Nº de cheias
				Q_T	Q_E							
		mm		%		kg·ha ⁻¹		%	%			
2004	1.308	373	97	8,1	7,9	0,98	0,60	61	26,0	9,0	1,13	104
2005	1.696	718	174	15,5	14,3	1,84	0,94	51	24,2	14,1	0,99	92
2006	1.249	240	84	5,2	6,9	1,13	0,69	61	34,9	10,4	1,50	104
2007	1.693	589	166	12,7	13,6	1,50	0,86	58	28,2	13,0	0,95	104
2008	1.422	475	123	10,3	10,1	1,22	0,71	58	25,9	10,7	1,06	98
2009	1.725	635	155	13,7	12,7	1,28	0,67	52	24,4	10,1	0,79	102
2010	1.757	731	201	15,8	16,5	1,53	0,88	57	27,5	13,2	0,80	93
2011	1.864	862	221	18,6	18,1	2,61	1,31	50	25,6	19,7	1,09	118
Total	12.714	4624	1221	100	100	12,10	6,60	448	216,8	100	8,30	815
Média	1.590	578	153	12,5	12,5	1,51	0,83	56	27,1	12,0	1,04	102

Q_T – Vazão média anual; Q_E – Vazão média de cheia anual; Q_{T1} – Percentual padronizado de vazão total; Q_{E1} – Percentual de vazão de cheia em relação a vazão média anual; Q_{EP} – percentual de fósforo total na vazão de cheia; QP_T – Fração de fósforo total na vazão de cheia; $P_T - Q_T$ – fósforo total na vazão média anual; $P_T - Q_E$ – fósforo total na vazão de cheia; $\frac{P_T}{Q_{E1}}$ – % da carga anual de fósforo total na vazão de cheia.

Segundo Hart *et al.* (2004), o fósforo total obtido na água de um rio que drena uma bacia com características agrícolas possui uma parte solúvel, que é originária do solo, da vegetação, do fertilizante aplicado na lavoura e do sedimento em suspensão, e outra parte particulada, que é originária de erosão superficial do solo, margens de córregos e material de fundo. E é durante os eventos chuvosos que ocorre o maior percentual de sólidos suspensos e diluição de nutrientes na bacia, elevando-se o volume de P_T exportado, provocado pelo impacto das gotas de água sobre o solo e pela turbulência das águas nos canais de drenagem.

Portanto, é fato que a vazão de cheia na Bacia dos Fragosos contribui em maior proporção com a exportação de fósforo. Em contrapartida, contribui em menor proporção no volume de água que é descarregado para fora dela. Esses resultados estão em concordância com outros estudos (GBUREK; FOLMAR, 1999; GIBSON *et al.*, 2000; McGUIRE *et al.*, 2002) realizados em diferentes bacias. Em acréscimo aos estudos anteriores, verifica-se que os resultados de Sharpley e Syers (1979) apresentaram maior detalhamento sobre a perda do fósforo e mostraram que, embora a vazão de base seja dominante na vazão dos rios, a vazão de cheia responde por 53% da descarga de fósforo dissolvido, 98% de fósforo particulado e 95% do fósforo total exportado, e a maior parte da origem desse fósforo exportado é atribuída às margens dos rios e à erosão na camada do fundo.

Para avaliar as concentrações de fósforo observadas na bacia, admitindo-se uma perspectiva regional da qualidade da água, utilizou-se neste estudo, como critério de comparação, a resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005) e a Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 001/2008 (SANTA CATARINA, 2008), que dispõem sobre classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais de seu enquadramento, assim como estabelecem as condições-padrões das características físicas e químicas da qualidade da água. Segundo a resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005), um rio que é destinado à irrigação de cereais, forrageiras e culturas arbóreas, com fósforo total de $0,15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estaria enquadrado na Classe 3.

Tabela 14 - Concentração média de fósforo total na vazão de cheia entre os anos de 2004 e 2011.

Ano	Média na bacia	Vazão de cheias	Vazão de base
	P _T	P _T	P _T
 (mg·L ⁻¹)		
2004	0,26	0,93	0,03
2005	0,26	0,83	0,07
2006	0,47	1,26	0,05
2007	0,25	0,85	0,02
2008	0,26	0,86	0,05
2009	0,20	0,72	0,03
2010	0,21	0,66	0,04
2011	0,31	1,10	0,03
Total	2,22	7,22	0,31
Média	0,28	0,90	0,04

Considerando que os valores médios anuais de concentração de P_T no rio principal da bacia oscilaram acima dos padrões definidos pela resolução contida em BRASIL (2005), cujos valores médios anuais estiveram na faixa de 0,21 a 0,47 mg·L⁻¹ (Tabela 14), o Rio Lajeado dos Fragosos é um sério candidato a mudança de classificação passando de Classe 2 para Classe 3 como define a legislação catarinense (SANTA CATARINA, 2008). Entretanto, essa legislação define que os corpos de água somente poderão mudar de classe após estudos detalhados que comprovem tal alteração ao longo de anos sucessivos. Por isso, cabe aqui uma reflexão, já que os dados apontam para valores superiores àqueles definidos pela legislação. Entretanto, vale ressaltar que é durante os períodos de cheias que os valores estão mais elevados (0,66 a 1,26 mg·L⁻¹) em relação àqueles ocorridos durante o tempo em que permaneceu a vazão de base (0,02 a 0,07 mg·L⁻¹). Portanto, caso considere somente a vazão de base, o rio seria classificado como Classe 1. Constata-se com isso a importância de realizar o monitoramento da qualidade da água e da descarga fluvial tanto na vazão de cheia, quando a descarga do rio está elevada, quanto na vazão de base em que há recessão e os níveis dos rios estão reduzidos. Isto permitiria melhor compreensão da taxa de exportação de fósforo da bacia e melhor avaliação de possível alteração da classe do Rio Lajeado dos Fragosos.

4.3.3.2 Padrões mensais do fósforo total (P_T)

A representação mensal da perda de fósforo é bastante variável ao longo dos meses do ano (Figura 17), demonstrando que não há um padrão bem definido de exportação desse nutriente que possa ser marcado pela sazonalidade hidrológica da bacia. Acredita-se que, como o carreamento de fósforo está mais associado aos períodos de cheia, e muito pouco desse nutriente é lixiviado durante esses eventos, é possível que o transporte de fósforo ocorra com o rio recebendo carga de fósforo adsorvido ao sedimento. Porém, pelo fato de parte de seu constituinte ser particulado (fósforo orgânico), ocorre sedimentação dessas partículas, cuja resposta na saída da bacia poderá ser evidenciada em um momento posterior ao evento que o conduziu até a calha do rio, sendo transportado para fora da bacia em um evento seguinte ou na solubilização do material de fundo durante a vazão de base.

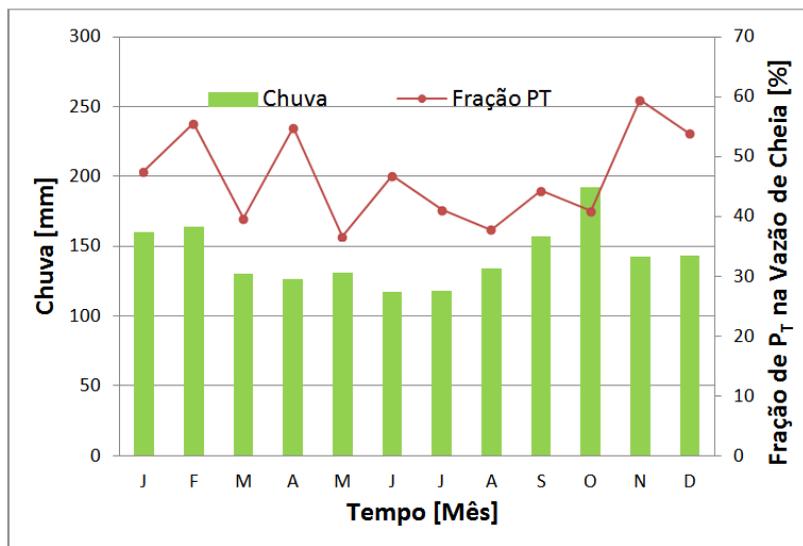


Figura 17 - Comparação entre a média dos totais mensais de chuva e a fração de P_T na vazão de cheia entre os anos de 2004 e 2011.

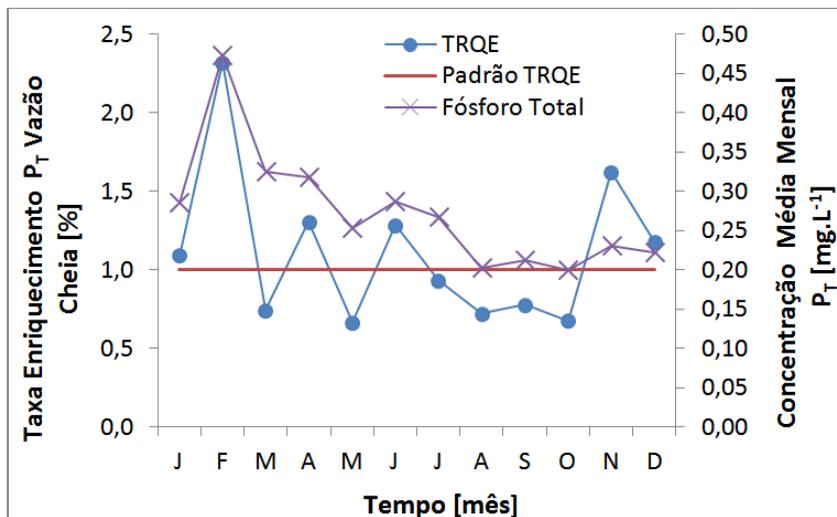


Figura 18 - Concentração da média mensal de P_T e Taxa de enriquecimento de P_T na vazão de cheia (TRQE).

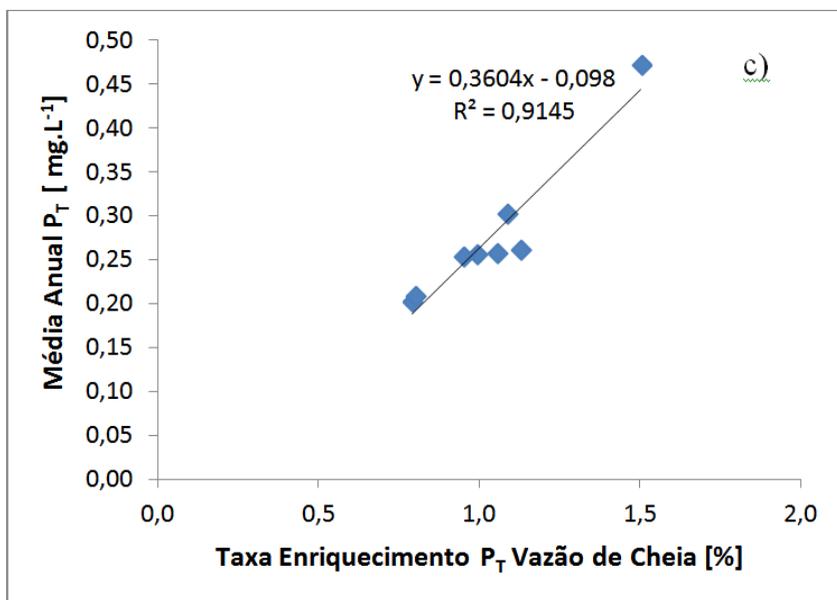


Figura 19 - Relação entre a média anual da concentração de fósforo total (P_T) e a taxa de enriquecimento na vazão de cheia (TRQE).

De acordo com Von Sperling (2007), a quantidade de fósforo adsorvido ao sedimento é transportada no curso d'água na forma de uma onda que acompanha, em geral, a onda de cheia. Da mesma maneira, locais de deposição podem suceder locais de desagregação, e vice-versa, sendo possível ocorrer inversões do processo conforme as vazões. Por isso, acredita-se que os padrões mensais não conseguem evidenciar uma sazonalidade marcante na bacia em estudo.

Todavia, ao fazermos a análise utilizando a razão da taxa de carga de fósforo total (TP_T) que é exportada na vazão de cheia com a taxa de água exportada na vazão de cheia (TQ_E), ou seja, TP_T / TQ_E , podemos obter a taxa de enriquecimento na vazão de cheia (TRQ_E) similar à taxa de enriquecimento que Schilling e Zhang (2004) encontraram para o nitrogênio na vazão de base. E essa taxa pode estar acima de 1 (um) ou abaixo, dependendo da relação de transporte do fósforo com a descarga fluvial. Um resultado dessa aplicação pode ser observado na Figura 18, que mostra que a TRQ_E oscilou de acordo com a concentração média mensal do fósforo total. Também é possível perceber na Figura 18 que durante todo o verão a TRQ_E permaneceu acima de 1 (um), indicando enriquecimento de fósforo no transporte médio mensal para a Bacia dos Fragosos durante essa estação do ano. A Figura 19 mostra que há uma correlação bastante significativa entre a concentração de P_T e a TRQ_E .

4.3.3.3 Padrões anuais do nitrogênio total (N_T) e do nitrato (NO_3)

As avaliações em termos da concentração do NO_3 e N_T ficaram mais restritas às discussões associadas aos padrões definidos pela Legislação brasileira aos corpos d'água. Os valores de concentração do Nitrogênio (Tabela 18) tanto na forma de NO_3 quanto no somatório de seus constituintes (N_T), ficaram abaixo dos limites determinados por Brasil (2005), na qual a exportação média anual na bacia foi pouco variável (Figura 20).

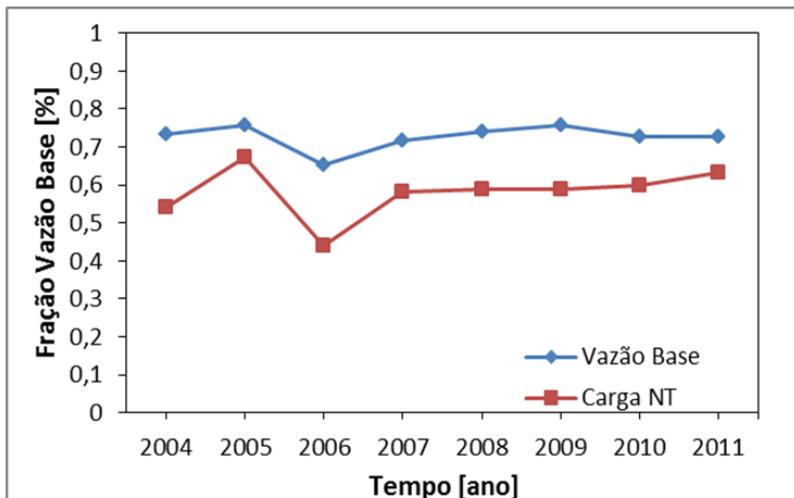


Figura 20 - Percentual da carga de nitrogênio total e vazão de base anual na Bacia dos Fragosos.

O parágrafo 3º da Legislação Conama 357/2005 define que, para as águas doces superficiais de Classe 2 (classe de enquadramento das águas do Rio Lajeado dos Fragosos), quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar $2,18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para ambientes lóticos na vazão de referência. Na ausência de qualquer fator restritivo, é definido que o nitrato deverá ser limitado pelo valor máximo de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Entretanto, na legislação acima citada não consta recomendação de concentração para o nitrogênio total (N_T); somente para o nitrato (NO_3). Como o modelo SWAT foi calibrado para o N_T , tornou-se necessária a transformação para o valor de nitrato recomendado por BRASIL (2005). Sendo assim, a partir dos dados monitorados de nitrito, nitrato e amônia, obteve-se o nitrogênio total. E, através da análise de regressão foi relacionado o nitrogênio total com o nitrato tendo-se a equação 9 para o período de estudo, conforme apresentado a seguir:

$$N_T = \text{NO}_3 * 1,1226 \quad \text{Equação 9}$$

Considerando que o valor-limite de concentração de nitrato aceitável para o Rio Lajeado dos Fragosos é de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, podemos

apresentar o valor de $11,23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como limite para o N_T , de acordo com o recomendado para ambientes intermediários e de Classe 2. A respeito da condicionante sobre fatores limitantes para eutrofização na legislação ambiental, segundo BRASIL (2005), isso será possível atender caso haja o monitoramento do nitrogênio nas águas doces de forma contínua, já que em regiões onde há maior propensão a impactos ambientais, às águas fluviais podem apresentar desequilíbrio na quantidade de nutrientes nos corpos d'água devido às atividades que são desenvolvidas no seu entorno, como é o caso da Bacia dos Fragosos, que concentra alta densidade de suínos e tem na sua foz um reservatório para geração de energia elétrica. De acordo com Berto e Miranda (2007), ela tem sido considerada uma bacia de alto potencial poluidor, pois como a forma de utilização predominante do uso de dejetos é como fertilizantes para o solo, do ponto de vista dos nutrientes nitrogênio e fósforo há um grave desequilíbrio na bacia, indicando a insustentabilidade ambiental dos sistemas na região devido ao impacto deles no ambiente, principalmente nos recursos hídricos.

Na Tabela 15 é apresentado um sumário dos valores médios anuais obtidos com a separação do escoamento superficial em vazão de base (Q_B), assim como as cargas totais anuais de N_T e sua fração, durante o período em que há recessão da descarga fluvial no Rio Lajeado dos Fragosos.

Tabela 15 - Concentração média de nitrato e nitrogênio total em diferentes escoamentos fluviais durante anos de 2004 a 2011.

Ano	Concentração de N_T e NO_3 em diferentes escoamentos fluviais					
	Média na bacia		Vazão de cheia		Vazão de base	
	NO_3	N_T	NO_3	N_T	NO_3	N_T
 (mg·L ⁻¹)					
2004	2,05	2,30	5,76	6,47	0,74	0,83
2005	2,13	2,39	4,96	5,57	1,22	1,37
2006	3,09	3,47	7,65	8,59	0,65	0,73
2007	2,55	2,86	6,43	7,22	1,02	1,15
2008	2,53	2,84	6,57	7,38	1,10	1,24
2009	1,86	2,09	5,47	6,14	0,69	0,78
2010	2,26	2,54	5,35	6,01	1,10	1,23
2011	3,04	3,41	8,53	9,58	1,18	1,32
Total	19,51	21,96	7,22	56,96	0,31	8,65

Os registros deste estudo mostraram que a perda média anual de nitrogênio total na vazão de base para a Bacia dos Fragosos foi de 58,1% e a contribuição da descarga anual com a vazão de base foi de 72,9 % (Tabela 16). A exportação de N_T na vazão de base compreende uma significativa fração do nitrogênio anual que sai da bacia durante essa condição de drenagem fluvial, que é mantida pelas águas subsuperficiais. A amplitude da perda de nitrogênio na vazão de base variou entre 3,7 e 18,7 kg·ha⁻¹ e a média foi de 9,4 kg·ha⁻¹ (Tabela 16). Schilling e Zhang (2004) obtiveram uma perda anual média de 26 kg·ha⁻¹ na bacia Raccon River (EUA); Shamblen e Binder (1996) encontraram valores variando entre 5,8 e 36,4 kg·ha⁻¹. Portanto, os valores obtidos na Bacia dos Fragosos estão abaixo dos valores obtidos em bacias semelhantes nos EUA, mas com faixas de variações similares a valores obtidos nesses estudos. A fração da carga de nitrogênio anual descarregado pelo Rio Lajeado dos Fragosos com a vazão de base variou entre 44,1% em 2006 e 74,0% em 2008 (Tabela 16).

A carga de N_T exportado tende a seguir os padrões definidos pela vazão de base acompanhando suas variações anuais. A fração da vazão de base variou entre 65,1% em 2006 e 75,8 % em 2005 com um valor médio de 72,7 % durante o período de 8 anos analisados (Tabela 16 e Figura 22). De maneira geral, a vazão de base contribui com a maior fração da carga de nitrogênio transportado para fora da bacia (Tabela 19).

Tabela 16 - Sumário da vazão média anual, carga de nitrogênio total (N_T) e vazão de base.

Ano	Vazão Média		Vazão de base	Vazão anual padronizada		Taxa N_T na vazão total	Taxa N_T somente na vazão base	N_T na vazão base	Carga anual N_T		Taxa riqueza vazão base
	QT	QB	QB ₁	QT _P	QB _P	N_T -QT ₁	N_T -QB	$N_{T\text{tração}}$	N_T -QT ₂	N_T -QB ₂	TRQB
	(mm)		 % (kg·ha ⁻¹) %		
2004	1,0	0,7	73,5	8,0	8,1	8,6	4,6	54,2	6,8	6,2	0,77
2005	2,0	1,5	75,8	15,5	16,1	17,2	11,6	67,4	13,7	15,4	0,96
2006	0,7	0,4	65,1	5,2	4,6	8,3	3,7	44,1	6,6	4,9	1,06
2007	1,6	1,2	71,8	12,7	12,5	16,9	9,8	58,1	13,4	13,0	1,04
2008	1,3	1,0	74,0	10,2	10,4	13,5	7,9	58,7	10,7	10,5	1,02
2009	1,7	1,3	75,7	13,7	14,2	13,3	7,8	58,9	10,6	10,4	0,73
2010	2,0	1,5	72,7	15,8	15,7	18,6	11,1	59,8	14,8	14,8	0,94
2011	2,4	1,7	72,8	18,6	18,5	29,4	18,7	63,4	23,4	24,8	1,34
Total	12,7	9,3	581,5	100	100	126	75	465	100	100	7,9
Média	1,6	1,2	72,9	12,5	12,5	15,7	9,4	58,1	12,5	12,5	0,98

QT – Vazão média anual; **QB** – Vazão média de base anual; **QB₁** – Percentual de vazão de base em relação a vazão média anual; **QT_P** – Vazão média anual padronizada; **QB_P** – Vazão média de base padronizada; **N_T -QT₁** – Taxa de nitrogênio total na vazão média anual; **N_T -QB** – Taxa de nitrogênio total na vazão de base; **$N_{T\text{tração}}$** – Fração de nitrogênio total na vazão de base; **N_T -QT₂** e **N_T -QB₂** – % da carga anual de nitrogênio total na vazão total e de Base.

4.3.3.4 Padrões mensais do nitrogênio total

Verifica-se na Figura 21 que o regime de precipitação controla a dinâmica do nitrogênio na bacia, onde pode ser percebido que a carga desse nutriente na vazão de base oscila em oposição de fase com os totais de chuva mensal. Nos estudos de Alberts *et al.* (1978) na Bacia Loess (Missouri, EUA) e Pionke *et al.* (1999) na Pensilvânia (EUA), foi constatado que o transporte de nitrogênio tende a ser marcadamente variável com as estações do ano, porém a variação do fluxo também está associada aos controles geológicos na descarga subterrânea (Schnabel *et al.*, 1993) e aos diferentes usos do solo (SCHILLING; WOLTER, 2007). O que se verificou na Bacia dos Fragosos é que os meses de inverno, quando a precipitação na bacia é reduzida e o percentual de nitrogênio é descarregado em maior percentual pela vazão de base, mostram que esse regime de vazão é mais expressivo para o transporte de N_T . Em contrapartida, em meados da primavera e no verão, quando os volumes de precipitação na bacia são maiores, reduzem-se os percentuais de descarga de N_T sob o domínio da vazão de base, pois é um período em que a vazão de cheia está mais ativo e o tempo de permanência da vazão de base é reduzido.

Portanto, é na estação mais fria a maior preocupação com o N_T , ou seja, durante a maior presença de vazão de base e não tanto com a vazão de cheia, pois é um período bem crítico de proliferação excessiva de plantas aquáticas (macrófitas) na foz desse rio, já que esse é um critério limitante na legislação das águas (BRASIL, 2005) para analisar os padrões de nitrogênio em um rio. As avaliações mensais do volume de água exportada para a Bacia dos Fragosos durante os 8 anos deste estudo revelaram que a maior vazão média mensal ocorre em julho, alcançando o valor médio de 2,5 mm (Tabela 17). A vazão de base foi igualmente mais elevada no mesmo mês (1,8 mm). De maneira contraditória, a estação do inverno coincide com menores volumes totais mensais de precipitação na bacia (Figura 21).

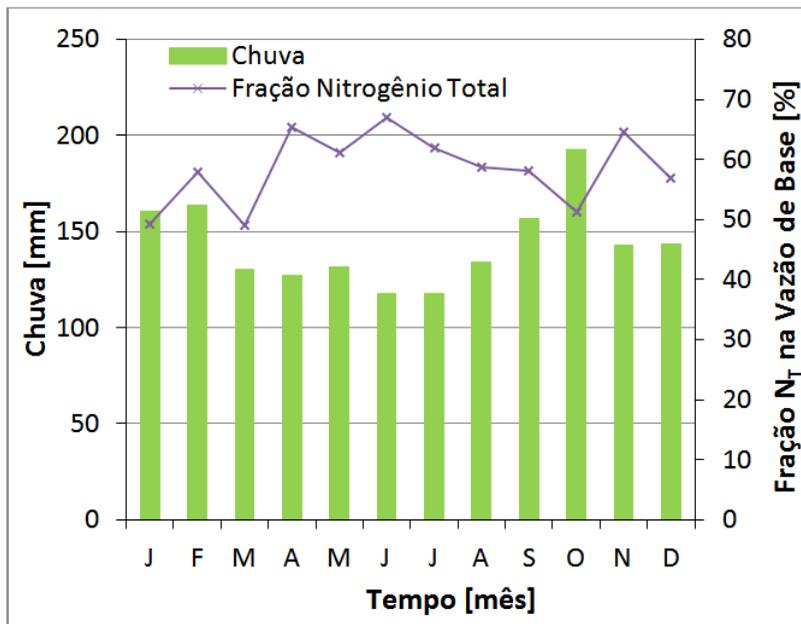


Figura 21 - Comparação entre a média dos totais mensais de chuva e a fração de nitrogênio total na vazão de base entre os anos de 2004 e 2011.

Uma explicação para essa condição hidrológica seria a ocorrência entre os meses de junho e agosto de um valor mais reduzido de evapotranspiração potencial para a bacia, na qual oscila, segundo Wrege (2011), entre os valores de 33,9 e 44,3 mm, permitindo que a precipitação se infiltre mais significativamente no solo e se mantenha na drenagem subterrânea por um período maior, já que a taxa de perda de água na forma de vapor é mais reduzida para essa época do ano. Consequentemente, mantém a calha do rio em nível mais elevado por um período maior, mesmo com menores volumes de precipitação.

Tabela 17 - Sumário da vazão média mensal, da carga de nitrato e da vazão de base na Bacia dos Fragosos.

Mês	Média		Vazão de Base			Média do N_T na vazão total		Média do N_T na vazão de base		N_T na vazão de base		Carga anual de N_T		Taxa de enriquecimento da vazão de base
	Q_T	Q_B	Q_B	Q_T	Q_B	N_T-Q_T	N_T-Q_B	% N_T	N_T-Q_T	N_T-Q_B				
 mm % g·ha ⁻¹ %						
Jan	1,0	0,7	72,0	5,1	5,0	24,5	12,0	49,3	4,7	3,9		0,78		
Fev	0,9	0,7	75,0	4,7	4,8	34,9	20,2	57,9	6,8	6,5		1,37		
Mar	0,9	0,6	61,7	5,0	4,2	29,6	14,5	49,1	5,7	4,7		1,13		
Abr	1,7	1,2	70,5	9,2	8,8	54,5	35,7	65,5	10,6	11,5		1,31		
Mai	1,9	1,3	69,1	9,8	9,2	58,2	35,5	61,0	11,3	11,5		1,25		
Jun	2,1	1,6	77,0	10,9	11,4	71,5	47,9	66,9	13,9	15,5		1,35		
Jul	2,5	1,8	74,1	13,1	13,2	81,1	50,2	61,9	15,7	16,2		1,23		
Ago	1,8	1,4	76,6	9,7	10,1	41,4	24,2	58,6	8,0	7,9		0,78		
Set	2,3	1,7	73,3	11,9	11,9	45,7	26,5	58,1	8,9	8,6		0,72		
Out	1,9	1,3	70,5	10,0	9,6	36,6	18,7	51,2	7,1	6,1		0,63		
Nov	1,2	0,9	81,3	6,1	6,8	21,7	14,0	64,5	4,2	4,5		0,67		
Dez	0,9	0,7	77,6	4,6	4,9	16,4	9,4	56,9	3,2	3,0		0,62		
Média	1,6	1,2	-	-	-	43,0	18,0	-	-	-		0,98		
Soma	19,0	13,9	-	100	100	516,0	216,5	-	100	100		11,8		

Ao longo dos meses do ano, a carga total de nitrogênio segue as oscilações da vazão de base, apresentando os maiores valores no período de outono (Figura 22). A descarga de N_T mensal apresentou maior variação mensal do que anual (Figuras 20 e 21), pois as estações chuvosas dos anos analisados apresentam sazonalidade bem definida, com maiores volumes de chuva no verão e menor no inverno (Figura 21). Esse comportamento sazonal refletiu-se na oscilação da descarga de N_T anual, produzindo variações anuais de 49,1 a 66,9 % e mensais de 44,1 a 67,4 % (Figuras 21 e 22).

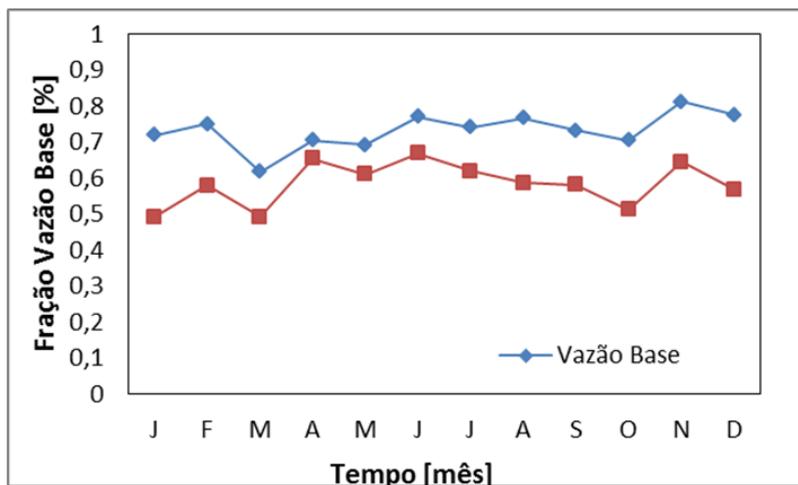


Figura 22 - Porcentagem da vazão total e carga de nitrogênio total na vazão de base nos diferentes meses do ano.

Tanto a descarga de N_T mensal quanto a anual seguem os padrões da descarga fluvial. Porém, é a vazão de base que exporta os maiores volumes de N_T e, conseqüentemente, de nitrato. Sendo assim, utilizou-se a relação proposta por Schilling e Zhang (2004), que denominaram de Taxa de Enriquecimento da Vazão de Base (TRQ_B) para avaliar o N_T e descrever o enriquecimento aparente do nitrogênio na água pela vazão de base. O termo foi definido como:

$$TRQ_B = \frac{TN_T}{TQ_B} \quad \text{Equação 10}$$

em que TN_T é a taxa de carga de nitrogênio total exportada na vazão de base e TQ_B é a taxa de água exportada na vazão de base.

Se o nitrato essencialmente “seguir o curso da água”, então TN_T e TQ_B seriam iguais e TRQ_B assumiria o valor igual a 1,0. Entretanto, os períodos em que TRQ_B é maior do que 1,0 indicam que a água subterrânea descarregou para a vazão fluvial maior quantidade de nitrato. Isso implica dizer que o nitrato foi preferencialmente lixiviado pela água subterrânea, carregado para o rio principal e, por fim, exportado pela vazão de base. A Figura 23 apresenta a oscilação anual do TRQ_B e indicou que o ano de 2011 apresentou um acréscimo significativo comparado com o ano de 2004. O TRQ_B apresentou relação significante com a concentração média anual na Bacia dos Fragosos (Figura 24).

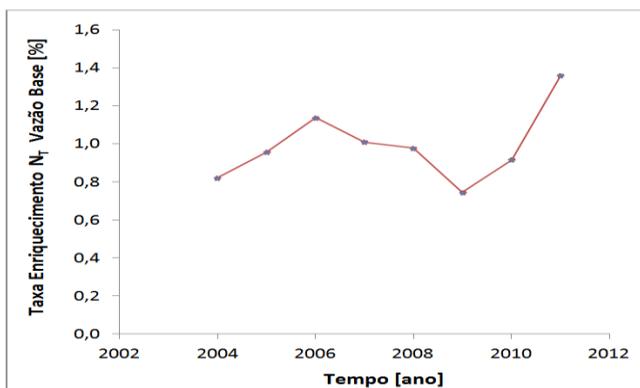


Figura 23 - Variação anual da taxa de enriquecimento da vazão de base.

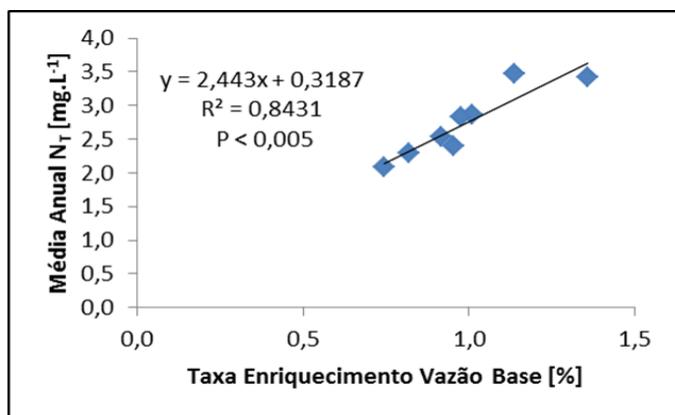


Figura 24 - Relação entre a média anual da concentração de nitrato com a taxa de enriquecimento na vazão de base (TRQ_B).

Essa significância é evidenciada porque o TRQ_B foi obtido a partir da vazão de base e da carga de nitrato na vazão de base, de onde a concentração de nitrogênio é derivada. A relação sugere que o padrão de concentração de nitrogênio na Bacia dos Fragosos é controlada pela habilidade com que o nitrato deixa a bacia na vazão de base e com o padrão sazonal da descarga fluvial que é imposta pela sazonalidade climatológica da precipitação na região. A taxa média de 0,97, ou seja, inferior a 1,0, sugere dizer que, preferencialmente, o nitrogênio não foi lixiviado para a água subterrânea. Isso significa dizer que o transporte da carga da água subterrânea não está adicionando nitrato significativo na vazão de base do canal principal, pois o nitrato quase segue o curso da água. Isso faz sentido, pois as análises mostraram que o N_T e o NO_3 estão abaixo dos limites estabelecidos pela legislação.

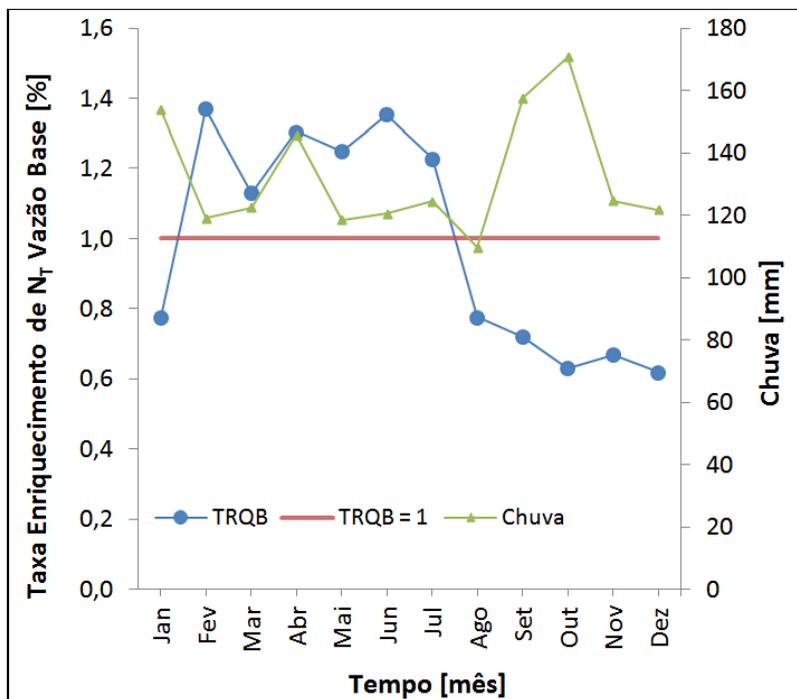


Figura 25 - Variação mensal na taxa de enriquecimento da vazão de base e a variação mensal da precipitação durante os anos de 2004 a 2011.

Analisando a Figura 25, verifica-se que TRQ_B oscila em oposição de fase com a sazonalidade da precipitação e que há lixiviação preferencial do nitrato do fim do verão até o fim da primavera ($TRQ_B > 1$). Após esse período, o nitrato é carregado praticamente com o escoamento superficial durante os eventos de cheia, $TRQ_B < 1$, isto é, o transporte subterrâneo de NO_3 enriquece a vazão de base durante o fim do verão, quando o TRQ_B se eleva para valores maiores que 1,0 e, sistematicamente, decresce para valores de até 0,62 no início da primavera (agosto). E o TRQ_B se eleva novamente a partir do mês de fevereiro, alcançando valores superiores a 1,0 e permanecendo até o mês de julho.

4.4 CONCLUSÕES

O modelo SWAT apresentou um bom ajuste para determinar vazões em bacia rural com uso de solo misto e elevada concentração de suínos, tanto para baixas quanto para elevadas precipitações. Para a estimativa de transporte de sedimentos ele se mostrou satisfatório. Os resultados das simulações mostraram que é temeroso utilizar o modelo para quantificar produção de sedimentos a partir dos dados de vazão somente, pois é de fundamental importância calibrar o modelo com dados medidos no campo, principalmente em eventos chuvosos para se obter um balanço mais adequado da carga de sedimento. A concentração do sedimento em suspensão é variável ao longo do canal principal, apresentando máximos em um ponto intermediário do seu comprimento, e antes de atingir a exutória apresenta deposição durante a onda de cheia.

A carga de sedimento na BLF em 2010 e 2011 foi de 0,94 e 1,10 $ton \cdot ha^{-1}$ e as vazões máximas de 26,87 e 16,7 $m^3 \cdot s^{-1}$. O uso do solo misto mostrou resposta sincronizada entre o escoamento e chuvas intensas nas quatro estações do ano. Os valores de Nash para calibrar vazão e sedimento foram, respectivamente, de 0,74 e 0,56. O monitoramento em diferentes escalas é importante para avaliar o balanço de sedimento na entrada e na saída da bacia. Resultados deste estudo indicam que o manejo com dejetos suíno na bacia com cobertura mista do solo praticamente não afeta a produção de sedimento em suspensão na bacia.

Os resultados desta pesquisa reafirmaram a importância dos eventos extremos de precipitação para a perda de fósforo e dos períodos secos para a perda de nitrogênio na vazão de base. Mostrou que, uma vez quantificada a vazão de base e a vazão de cheia, é possível obter a

contribuição da carga de poluentes difusos em áreas agrícolas e o efeito deles na qualidade da água.

As estimativas com $TEQ_B > 1,0$ durante o outono e o inverno indicaram que há um padrão sazonal para o nitrogênio nessas estações, havendo maior lixiviação de N_T descarregado pela vazão subsuperficial e contribuindo com a vazão de base. Em contrapartida, no final da primavera e no verão o TEQ_B é menor que 1,0 durante o período em que há o cultivo do milho, indicando que parte do nitrogênio foi preferencialmente removida da vazão de base pelos sistemas vegetativos que compõem a área de estudo e que houve perdas internas durante o transporte com a vazão. TEQ_B e TEQ_E foram significativamente relacionados com a concentração média anual de N_T e P_T respectivamente.

As concentrações de fósforo acima do que preconiza a legislação sugerem que seja realizada uma análise de risco para encontrar estratégias de reduzir os constituintes do fósforo na bacia.

5 ANÁLISE DE RISCO DE PERDA DIFUSA DE FÓSFORO EM ÁREA COM CONCENTRAÇÃO ANIMAL

5.1 INTRODUÇÃO

A eutrofização causada pelo enriquecimento de fósforo está degradando a qualidade superficial da água em todo o mundo (SMITH, 2003; CHERRY *et al.*, 2008; NELSON; SHOBER, 2012). Em áreas rurais, os impactos da poluição difusa das águas superficiais tendem a ser desconsiderados pela dificuldade de sua obtenção e mensuração direta. O meio aquático superficial no meio rural é altamente sensível às perdas de P que ocorrem na agricultura devido às concentrações críticas limitantes de controle da eutrofização, que, segundo Heathwaite e Dils (2000), são na ordem de 0,01 a 0,02 mgP·L⁻¹. Todavia, esses valores são uma ordem de magnitude inferior à concentração mínima necessária para o crescimento das plantas, que é de 0,2 a 0,3 mgP·L⁻¹. Assim, a perda de P a partir de terras agrícolas pode acelerar a eutrofização das águas sensíveis à concentração de fósforo (HUDNELL, 2010). Mudanças e alterações na qualidade da água incluem a proliferação de algas potencialmente tóxicas, a morte de invertebrados e peixes devido à desoxigenação e, em longo prazo, a perda da biodiversidade. A interação das atividades humanas com as inerentes variações no tipo de solo, clima, topografia e hidrologia tem causado grandes variações temporais e espaciais na concentração de nutrientes no escoamento superficial sobre o solo (CHERRY *et al.*, 2008).

Ferramentas para avaliar a perda de P em resposta ao estabelecimento de práticas de conservação são de grande complexidade, variando de coeficientes de exportação estática até processos dinâmicos baseados em modelagem (RADCLIFFE *et al.*, 2009). Índices de fósforos são modelos simples usados para planejamento e para regular a aplicação de manejo animal nos EUA (WHITE *et al.*, 2010). Um índice de fósforo é tipicamente uma ferramenta que produz uma classificação categórica de perda de fósforo (P) a partir de uma determinada área agrícola específica (NRCS, 2002). A categoria de classificação determina as práticas de conservação do solo a serem adotadas. Índices de fósforo são ferramentas utilizadas para avaliar o risco potencial que o fósforo desloca de um local para outro na direção de um corpo de água (GIASSON *et al.*, 2002). Esses índices foram desenvolvidos para avaliar qualitativamente uma área

(LEMUNYON; GILBERT, 1993), localizando fontes com potencial perda de nutrientes do solo e não para serem preditores quantitativos.

As fontes de fósforo em área rural têm sua origem nos dejetos aplicados no solo como forma de ciclagem de nutrientes pelos sistemas produtivos com confinamento de animais e nas áreas de cultivo em que são aplicados fertilizantes (químicos ou orgânicos) em doses superiores àquelas que a vegetação é capaz de absorver. Nesses locais, a forma primária de transporte de fósforo para o meio aquático ocorre superficialmente (SHARPLEY; KLEINMAN, 2003) através de processos erosivos em que há transferência de sedimentos. Por isso, regiões com índice de precipitação significativa, como é o caso do Oeste de Santa Catarina, com valores médios anuais de 1.937 mm (WREGGE, 2011), vivenciam frequentes arrastes de nutrientes para os corpos de água, alterando os padrões de qualidade da água do rio.

Uma possível alternativa para minimizar os efeitos da eutrofização das águas no meio rural seria localizar e mensurar o risco que representam as fontes poluidoras em uma bacia hidrográfica. Isso pode ser realizado a partir de uma análise de multicritérios que permite considerar interações entre os vários sistemas envolvidos. Muitos problemas de decisão em gestão ambiental envolvem não somente múltiplos conflitos no critério de avaliação, mas também um grande número de informações espaciais. Portanto, uma análise de multicritérios baseada em um sistema de informações geográficas (SIG) poderia ser utilizada tanto para avaliar os conflitos de gestão ambiental quanto para analisar as informações espaciais. Esse método combina dados de informações geográficas e ambientais com valores que envolvem padrões de julgamento, para se obter informações nas tomadas de decisão. Se, por um lado, o SIG tem um importante papel para a tomada de decisão, com a integração dos dados espacializados e referenciados se fazendo necessária, tem-se, por outro lado, a análise de multicritérios que permite reunir técnicas e procedimentos para estruturar os problemas de decisões, fazer projeções e avaliações priorizando as alternativas de decisão (KARIMIPOUR *et al.*, 2005; ZENG; TRAUTH, 2005; VOINOV; GADDIS, 2008).

Nesse sentido, este estudo é uma proposta de análise do potencial de risco em áreas rurais que utilizam práticas de confinamento animal com aplicação de dejetos no solo. Essa atividade ameaça os corpos de água, pois disponibiliza as doses excessivas de fósforo ao solo, que escoam superficialmente em eventos de precipitação.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Resumidamente, a metodologia consistiu em 10 etapas: (1) Geração e organização da base de dados; (2) Aplicação do método Delphi; (3) Construção do modelo conceitual; (4) Ponderação dos critérios e fatores através de equações; (5) Aplicação da análise multicritério; (6) Geração de mapas de vulnerabilidade e ameaça; (7) Espacialização dos dados e geração dos mapas de índices; (8) Comparação entre os mapas de vulnerabilidade (fragilidade); (9). Comparação entre os modelos de risco (validação); (10) Análises e conclusões.

5.2.1 Localização da área de estudo e sua divisão por sub-bacia

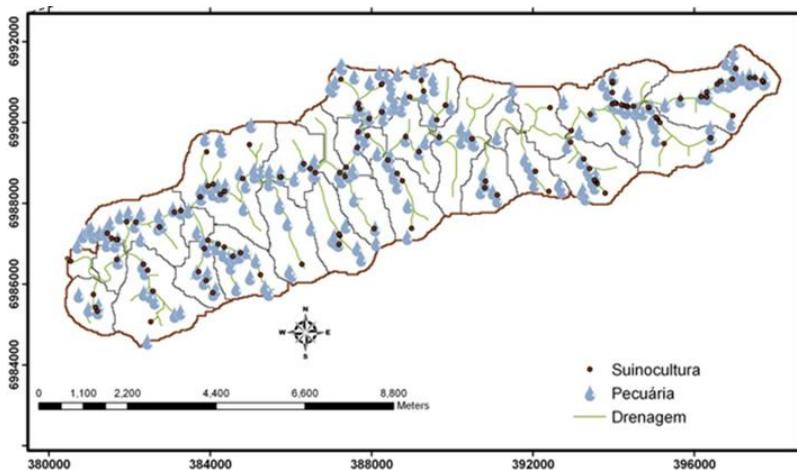


Figura 26 - Bacia Lajeado dos Fragosos com a distribuição das propriedades com animais por sub-bacia.

A BLF foi dividida em 29 sub-bacias de acordo com a distribuição da rede de drenagem (Figura 26). Uma vez organizada as sub-bacias foi georreferenciado as propriedades e realizado o levantamento de animais que continham em cada propriedade (Figura 26). O total de suínos foi de 32 632 cabeças. Os demais animais foram nominados de pecuária, que se obteve 5169 bovinos, 275625 frangos, 328 ovelhas, 37 cavalos e 8 avestruzes.

5.2.2 Modelo de risco conceitual da vulnerabilidade

O processo inicial da construção de um mapa de risco ambiental exige que seja construído um modelo conceitual (Figura 27). É importante que ela seja suficientemente abrangente para que possa explicar como o problema será abordado e como será enquadrado em uma organização hierárquica de critérios, fatores e restrições.

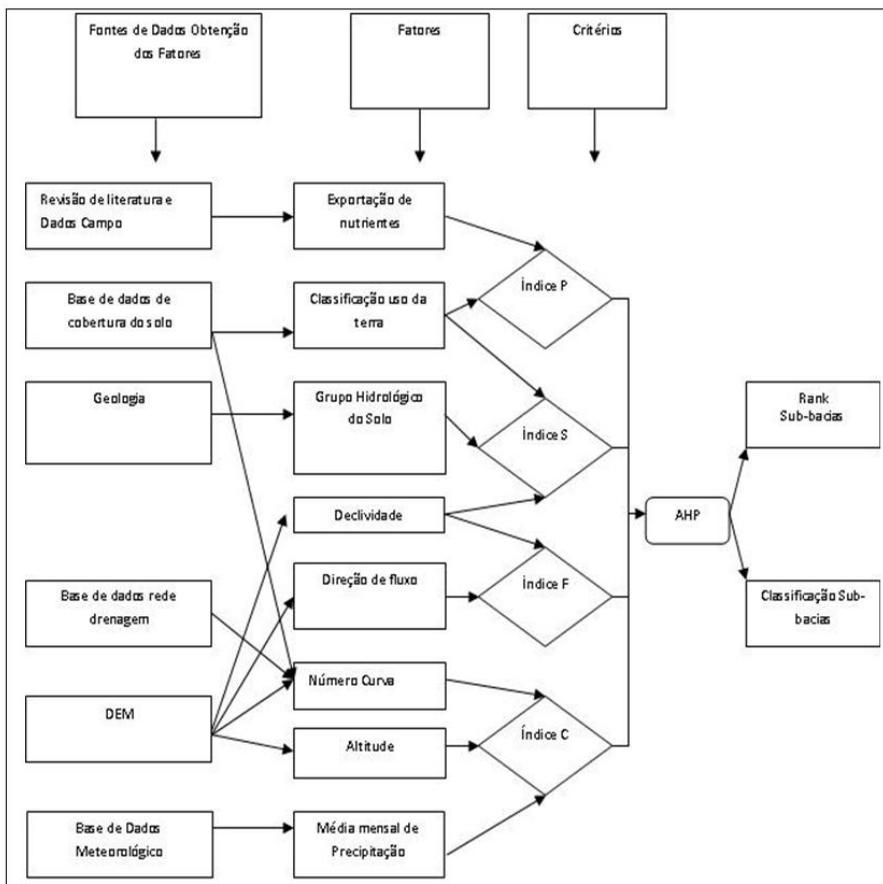


Figura 27 - Fluxograma do modelo conceitual para obtenção da vulnerabilidade na Bacia do Lajeado dos Fragosos.

Silva *et al.*, (1996) definem critérios como sendo atributos quantificados ou ponderados que contribuem para a tomada de decisão. Podem ser representados de duas formas: i) fatores, que são as variáveis que ponderam a aptidão de dada alternativa em relação a um objetivo em questão, ou ii) restrições, que são variáveis que restringem as alternativas na análise, excluindo-as das possíveis soluções. Ex.: limites físicos de zona protegida.

Farias (2006) sugere que os critérios a ser adotados para análise de multicritério espacial em bacias hidrográficas incluam: i) declividade; ii) solos; iii) uso e ocupação; iv) drenagem; v) clima; vi) taxa de urbanização; vi) distâncias das fontes de poluição; e vii) qualidade da água.

5.2.3 Análise de multicritérios

A construção das alternativas para uma decisão tem por base os critérios, que são as evidências ou suposições nas quais os tomadores de decisão aplicam técnicas de análise que geram informações necessárias para realizar uma escolha. Os critérios, por sua vez, constituem-se de um ou mais fatores, que, de acordo com Eastman *et al.* (1995), podem ser de dois tipos: fator de escala e de conformidade (ou restrição). No presente estudo é utilizado o fator de escala, pois utilizamos variáveis ambientais que são representadas de forma gradual em escala de 0 a 100%.

Portanto, a adoção de critérios para estabelecer a análise de risco em um território é crucial para conhecermos como os resultados da avaliação podem ser influenciados. Segundo Geneletti (2007), em análise de multicritérios, um critério pode se definido como um padrão de julgamento, isto é, um modo de expressar o grau de sucesso de uma escolha. O conjunto de critérios deve abordar o problema da forma mais completa possível para englobar suas principais causas. Por outro lado, deve ser utilizado o número mínimo possível de critérios para reduzir a complexidade do processo de avaliação (KEENEY; RAIFFA, 1993).

Quatro critérios serão utilizados neste estudo para avaliar o potencial de perda de fósforo total (P_T) difuso do solo para a rede de drenagem no interior da BHF. Eles foram definidos para representar: i) a capacidade das fontes de exportar P_T (IP); ii) as trajetórias e o acúmulo do escoamento da água na superfície da bacia (IF); iii) a eficiência na produção de água superficial (IS); e iv) a forçante climática (IC). O critério IP foi adotado para caracterizar a produção do fluxo de P_T , enquanto os demais critérios são para a circulação de P_T sobre a superfície da bacia. Para todos os critérios, quanto maior o valor, melhor

será a condição para produzir fluxo de poluição difusa do P_T . O cálculo do risco requer informações de alguns fatores da bacia que explicarão o comportamento dos critérios. De acordo com Gburek e Sharpley (1998), os fatores que controlam primariamente a perda de fósforo a partir da superfície do solo são aqueles que interagem entre: a) as fontes geradoras (solo, tipo de cultura e sistema de manejo) e b) aqueles associados ao transporte de nutriente (escoamento superficial, erosão e mecanismos de rota aos canais de drenagem). A partir daí, buscaram-se os fatores de transporte e aqueles associados às fontes de poluição difusa disponíveis na bacia, como: topografia, solo, hidrologia, climatologia, solo e atividade antrópica. A escolha desses fatores fundamentou-se na possibilidade de as informações permitirem sua espacialização no Sistema de Informações Geográficas (SIG), organizadas em formato digital e padronizadas (escalonadas), obtendo-se, assim, índices de risco, passíveis de comparação mesmo com unidades diferentes e sua manipulação na ferramenta de análise espacial do ArcGis e ArcSwat.

5.2.4 Determinação dos índices da vulnerabilidade da BLF

5.2.4.1 Eficiência na geração do escoamento superficial – Índice S

O arraste superficial de fósforo pelo escoamento superficial da água tem sido um importante fator contaminante originado dos solos agrícolas e tem se transformado em risco potencial de contaminação dos recursos hídricos. Isso é particularmente verdadeiro para a bacia dos Fragosos, onde há a prática de aplicação continuada por vários anos consecutivos (mais de 20 anos) de dejetos suíno no solo e o fluxo superficial difuso é significativo atrelado aos padrões anuais de precipitação local (1.937 mm) e as características do solo.

As áreas da bacia com pastagem, por via de regra, são utilizadas de maneira consecutiva para aplicação de dejetos e normalmente possuem concentrações mais elevadas de fósforo. Essas áreas, quando ativadas hidrologicamente por eventos de cheia, contribuem com o escoamento superficial e possível erosão hídrica do solo (fatores de transporte) e podem se tornar fontes potenciais significativas de P quando coincidem com áreas altas, ou inclinações acentuadas ou ainda quando os eventos ocorrem logo após a aplicação de dejetos (GBUREK, *et al.*, 2000; HART *et al.*, 2004; PIONKE *et al.*, 2000). Relações de médio e longo prazo de exportação de P e de escoamento superficial têm sido relatadas em pesquisas nacionais e internacionais na escala de bacias, e a maioria indicam que a taxa de escoamento elevada favorece a

remoção do fósforo a partir do solo (RAST; LEE, 1983; JOHNES, 1996; HARMEL *et al.*, 2006).

A espacialização da carga de P_2O_5 nas Sub-Bacias do Lajeado dos Fragosos foi realizada admitindo que o dejetos animal foi aplicado nas áreas de pastagens e nas áreas de lavoura conforme apresentado na Tabela 18, cuja informação foi obtida junto aos agricultores e técnicos do local. Os animais foram divididos em duas categorias suínos e pecuária (bovino, ovino, equino, avestruz e frango). Para obter a relação de carga de P_2O_5 dos diferentes tipos de animais foi feita a conversão para unidade animal (UA) admitindo que cada UA é equivalente a um peso vivo de 500 kg. A partir daí, foi obtido o índice do potencial de poluição de manejo animal (*Animal Manure Pollution Potential Index – AMPPI*) de perda de fósforo por sub-bacia (Tabela 18), proposto por Heatwole e Shanhoetz (1991).

Para representar o escoamento e a taxa de infiltração na área da bacia foi utilizada a metodologia do número da curva padrão (CN) do serviço de conservação do solo (SCS), cujos valores para cada área da bacia são obtidos através da combinação possível do tipo de solo e uso do solo. Para isso, faz-se necessário o mapa do solo, uso do solo e DEM. Com o mapa de solo é possível obter o grupo hidrológico do solo (Tabela 19), informação necessária para obter o CN (Tabela 20), a qual indica o montante de infiltração que o solo permitirá, e que a SCS (1986) divide em quatro grupos hidrológicos: A) solo com alta taxa de infiltração; B) solo com taxa de infiltração moderada; C) solo com baixa taxa de infiltração; e D) solo com muito baixa taxa de infiltração. As classes de solo predominantes na BLF foram aquelas mostradas na Tabela 6.

Tabela 18 - Espacialização por sub-bacia da carga de P_2O_5 , média do AMPPI por sub-bacia e do número de suínos e da pecuária (bovino, ovino, equino, avestruz e frango) com ambos os grupos de animais transformados em unidade animal (UA).

Sub-bacia	Carga aplicada de P_2O_5			Suínos	Pecuária	Total	MDR	AMPPI
	Pastagem	Lavoura	Total	Pastagem	Lavoura	Total	P_2O_5	
	$kgP \cdot Ano^{-1} \cdot ha^{-1}$			Unidade animal (UA)*			%	$kgP \cdot Ano^{-1} \cdot ha^{-1}$
1	16,5	24,4	40,9	88,1	372,9	460,9	0,3045	0,1245
2	400,8	95,5	496,3	697,2	367,4	1064,6	0,0604	0,3000
3	8,4	22,8	31,2	25,7	321,2	346,8	0,0510	0,0159
4	0,0	8,5	8,5	0,0	30,0	30,0	0,0582	0,0050
5	0,0	2,4	2,4	0,2	17,0	17,2	0,0029	0,0001
6	0,1	15,9	16,0	0,3	201,8	202,1	0,1377	0,0220
7	1,7	0,0	1,7	0,3	0,0	0,3	0,1921	0,0032
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6409	0,0000
9	122,7	20,0	142,8	94,1	85,0	179,1	0,0961	0,1372
10	183,5	18,5	202,0	455,3	59,0	514,3	0,0657	0,1328
11	16,0	0,0	16,0	38,7	56,0	94,7	0,0538	0,0086
12	1,5	108,6	110,1	3,8	59,5	63,3	0,0992	0,1092
13	216,9	9,1	226,1	288,0	130,9	418,9	0,1413	0,3194

Sub- -bacia	Carga aplicada de P ₂ O ₅			Suínos	Pecuária	Total	MDR	AMPPI
	Pastagem	Lavoura	Total	Pastagem	Lavoura	Total	P ₂ O ₅	
	kgP·Ano ⁻¹ ·ha ⁻¹			Unidade animal (UA)*			%	kgP·Ano ⁻¹ ·ha ⁻¹
14	633,1	83,0	716,1	212,0	43,0	255,0	0,4039	2,8921
15	113,1	220,0	333,0	47,9	250,1	298,0	0,0323	0,1077
16	0,0	74,3	74,4	0,2	45,0	45,2	0,2371	0,1763
17	14,3	12,3	26,6	45,0	68,0	113,0	0,1003	0,0267
18	1.159,1	32,0	1191,1	774,3	368,3	1.142,6	0,2485	2,9598
19	131,9	12,2	144,1	863,3	96,6	959,9	0,1780	0,2564
20	21,9	0,5	22,4	92,9	55,0	147,9	0,0967	0,0217
21	187,0	51,8	238,7	401,7	343,2	744,9	0,1507	0,3599
22	133,8	369,6	503,4	84,2	136,0	220,2	0,2218	1,1167
23	25,8	134,5	160,3	63,4	62,7	126,0	0,0895	0,1435
24	16,5	0,0	16,5	77,1	35,0	112,1	0,2573	0,0425
25	14,4	46,7	61,1	22,7	128,6	151,3	0,1351	0,0826
26	425,1	290,4	715,5	121,6	240,1	361,7	0,2734	1,9562
27	24,5	182,9	207,4	72,0	779,0	851,0	0,1865	0,3869
28	976,1	51,0	1.027,1	651,9	129,2	781,0	0,0182	0,1867
29	33,9	8,9	42,8	290,7	51,1	341,8	0,1762	0,0754
Total	4.878,9	1.895,9	6.774,8	5.511,9	4.531,3	10.043,2	4,7092	11,9690
Média	168,2	65,4	233,6	190,1	156,3	346,3	0,1624	0,4127

* 1 UA equivale a 500 kg de peso vivo animal.

Tabela 19 - Tipo de solo, classe e grupo hidrológico atribuídos à BLF.

Tipo de solo	Classe	Grupo hidrológico (Giasson <i>et al.</i>, 2002)
Cambissolo Háplico	C	Moderado
Nitossolo Vermelho	B	Bem
Neossolo Litólico	C	Moderado
Zona Residencial	D	Mal

Fonte: Sartori *et al.* (2005).

Tabela 20 - Categoria de uso do solo e associação do CN.

Uso do Solo	Número da curva	
	B	C
Pastagem	59	65
Capoeira	58	60
Floresta nativa	60	70
Cultura anual	72	81
Residencial	75	85
Reflorestamento	63	75

Fonte: Fatma (2008).

Dessa forma, o índice S foi desenvolvido para avaliar a capacidade de geração de escoamento em função do tipo de solo, da cobertura do solo e da topografia. O valor do índice S é calculado com base no parâmetro de retenção (s) da equação do número da curva do SCS que tem sido amplamente adotada em modelos de poluição de fontes difusas (ARNOLD *et al.*, 1998). Os parâmetros de retenção são definidos como:

$$s = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Equação 11}$$

em que CN é o número da curva como uma função da permeabilidade do solo, uso do solo e condições antecedentes da água e solo.

A classificação hidrológica de solos foi proposta por Musgrave (1955) para ter quatro grupos hidrológicos: A, B, C e D, assim denominados de acordo com a capacidade mínima de infiltração. Os solos arenosos foram incluídos no grupo A, e os argissolos (de menor

capacidade infiltração) no grupo D. Destarte, pode ser entendido que um grupo hidrológico seja um grupo de solo que tem similar potencial de escoamento superficial em condições de chuva similar e cobertura vegetal. Os quatro grupos do solo estão relacionados quanto à drenagem do solo em 7 classes, distinguidos desde excessivamente drenados até muito mal drenados (EMBRAPA, 1999). Valores típicos de CN para as condições de umidade do (CN₂) são aplicados para tipos de solo e cobertura de solo (SCS, 1986).

A equação CN₂ é válida e somente é apropriada para inclinação de 5%. Ademais, ela pode ser ajustada para diferentes inclinações por:

$$CN_{2s} = \left(\frac{cn_3 - cn_2}{3} \right) * [1 - 2 \exp(-13,86\theta)] + CN_2 \quad \text{Equação 12}$$

em que CN_{2s} é a condição de umidade ajustada para o número da curva II para inclinação θ , e CN₃ é a condição de umidade para o número da curva III para o padrão de 5% de inclinação dado por:

$$CN_3 = CN_2 * \exp[0.00673(100 - CN_2)] \quad \text{Equação 13}$$

em que a inclinação é obtida a partir do DEM.

Nessa etapa foram obtidos os mapas temáticos da cobertura do solo, da declividade e do solo (transformado em índices de grupos hidrológicos).

5.2.4.2 Fluxo acumulado do fósforo difuso – Índice F

Segundo Silva *et al.* (2003), o fluxo acumulado influencia nos processos erosivos, pois, conforme aumentam os caminhos percorridos pela água no terreno, crescem também, progressivamente, o volume e a velocidade da água, e essa energia pode ser traduzida em aumento da erosão.

Portanto, as interações entre as práticas agrícolas e a aplicação de dejetos suínos alteram a trajetória dos fluxos de água e, conseqüentemente, as características básicas da bacia hidrológica, incluindo os processos hidrológicos, os qual determinarão as perdas de fósforo através da superfície terrestre (BERTOL *et al.*, 2011). O índice S reflete o tempo de percurso do P_T da superfície terrestre até a rede de drenagem através dos fluxos de escoamento. Isso é obtido através do cálculo da distância entre cada célula do mapa da BLF até a rede de

drenagem, representativo de cada ponto do terreno da bacia ao corpo d'água mais próximo com base na grade de direção de fluxo (Figura 28).

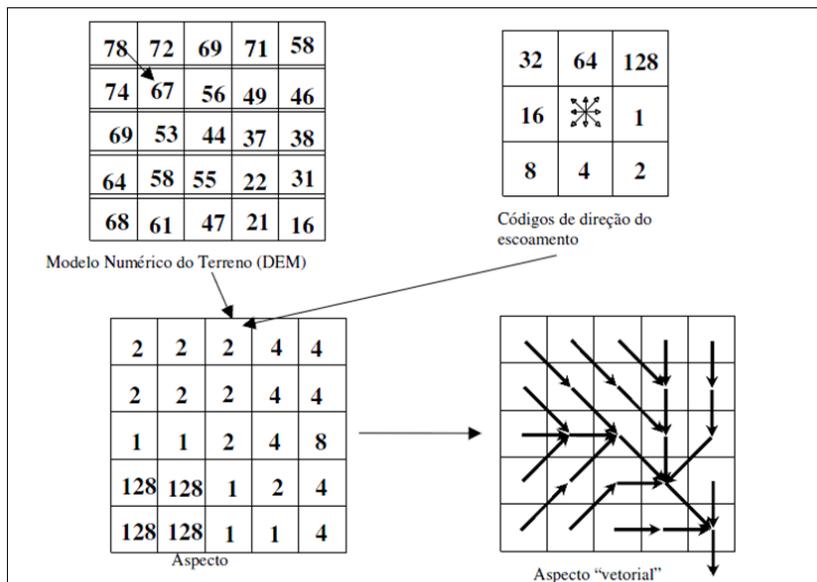


Figura 28 - Representação do fluxo acumulado da uma área obtido pelo ARC-GIS.

O índice F é inversamente proporcional à distância hidrológica para refletir o tempo de decréscimo do trajeto do P_T acumulado ao longo da trajetória percorrida.

O cálculo do índice F é baseado no modelo de elevação digital do terreno (DEM), que se trata de uma base de dados geográfica, incluindo rios, bacias hidrográficas e camadas auxiliares derivadas do modelo de elevação digital do terreno. O banco de dados do DEM foi processado para preencher todos os sumidouros espúrios, mantendo sumidouros que são ocorrência das paisagens naturais. O DEM é ainda corrigido no presente estudo para atribuição de direções de fluxo nas regiões planas, desde a superfície perfeitamente plana, que ocorre muito raramente de forma natural, em regiões planas. O DEM é ainda corrigido no presente estudo para a atribuição de direções de fluxo nas regiões planas. Superfícies perfeitamente planas são raras na natureza, então em regiões planas, que o DEM as considera espúrias, elas são decorrentes de alguns

dados de entrada de baixa qualidade, erros de interpolação, resoluções insuficientes e remoção de depressões inadequadas (cova).

Um método de correção hidrológica baseado na interpolação de função radial é aplicado para substituir cada região plana com uma superfície de interpolação (ZHANG; HUANG, 2009). Esse método pode utilizar a rede de fluxo digitalizado de grande escala, mapas topográficos e a elevação do terreno em torno de regiões planas. A amplitude de elevação das superfícies de interpolação é suficiente para definir as características de drenagem desejadas para as regiões plana. Assim, foram obtidos os mapas temáticos da declividade e da direção do fluxo a partir do DEM.

5.2.4.3 Forçante climática – Índice C

O índice C representa a variável climática responsável pelo fluxo de fósforo. Esse índice é determinado pela média de chuva anual na bacia. Os mapas de precipitação mensal foram obtidos através de curvas de nível observadas a partir dos pontos de coletas da ANA, da Epagri e do INMET. Primeiramente, foram gerados os mapas mensais e, posteriormente, foi feita a soma dos mapas pela álgebra de mapas do ARC-GIS. A precipitação está entre as variáveis meteorológicas mais significativas no transporte de fósforo sobre a superfície do solo, que ocorre durante as cheias que provocam o escoamento superficial (JOHNES, 1996; HARMEL *et al.*, 2006). Os eventos climáticos com alta intensidade de precipitação favorecem o transporte de sedimento com o movimento da água superficial, a qual transporta em maior quantidade o fósforo particulado para os corpos de água que são exportados pela bacia através dos rios e córregos (GEBLER *et al.*, 2012; JOHNES, 1996). Com estudos em parcelas de solo aplicadas com adubo solúvel, Gebler (2011) constatou que no terço final de cada chuva havia a diluição e o arraste da maior parte do fósforo disponível, produzindo curvas potenciais ou exponenciais decrescentes.

A distribuição da precipitação sobre toda a bacia foi estimada pela interpolação dos registros das estações meteorológicas instaladas no interior da bacia e no seu entorno, utilizando o método da krigagem. O método da krigagem ordinária foi utilizado por ser um método estocástico, exato e permitir melhor caracterização dos dados espaciais observados, que são expressos como semivariogramas (GOOVAERTS, 2000).

A área da BLF é de 59 km², motivo pelo qual a variabilidade de precipitação entre os extremos da bacia (montante e jusante) é pequena,

exigindo que fosse utilizado o mapa com a informação da elevação e do CN para que se pudesse obter a distribuição da precipitação na bacia através do CN.

5.2.4.4 Capacidade de exportação de nutrientes do solo – Índice P

O índice P (IP) quantifica o volume de fósforo total (P_T) que sai de uma parcela de terra com cobertura vegetal e que pode ser determinado por um coeficiente de exportação de P_T . Cobertura e uso da terra são os maiores fatores de controle da ocorrência de poluição difusa de nutrientes. A influência do tipo de cobertura do solo sobre a exportação de P_T tem sido extensivamente estudada. Por exemplo, Heathwaite e Dils (2000) relatam como a cobertura de solo com pastagem pode criar diferentes rotas de transporte de fósforo no solo ao serem ativadas a partir das condições de umidade antecedente, topografia, intensidade e duração da chuva, definindo as vias de transporte da carga de fósforo até alcançar os córregos.

Em áreas com alta concentração de animais, é comum aplicar dejetos no solo como fonte de nutriente para a planta, porém Berwanger *et al.* (2008), em seu estudo de cinco anos de aplicação de dejetos suíno em área com milho, aveia e nabo-forrageiro, constatou um acúmulo de fósforo no solo para camadas mais profundas, sendo liberado para os corpos de água durante os eventos de chuva quando há erosão do solo.

Geralmente, florestas e pastos naturais em bacias hidrográficas podem limitar a transferência de P para os córregos, enquanto áreas desenvolvidas e campos de cultivo estão associados com alta carga de transferência de P. Essa relação pode ser simplesmente caracterizada utilizando coeficiente de exportação que expressa a taxa em que o P_T é transportado pelos diferentes tipos de utilização da terra na bacia (JOHNES *et al.*, 1996). Normalmente, os coeficientes de exportação são derivados de dados de campo coletados em pesquisas anteriores com estudos de melhoramento e, por vezes, os coeficientes de exportação são estimados a partir de uma revisão de literatura (JOHNES *et al.*, 1996; CHANG *et al.*, 2001; PIETERSE *et al.*, 2003).

Os dados terrestres de cobertura do solo foram utilizados com base nos mapas temáticos disponíveis por Epagri (2000), com escala de 1:25.000, e Fatma (2008), com escala 1:50.000. Essa base de dados foi desenvolvida a partir de visitas a campo, imagens de satélite e reclassificação dos dados brutos em classes, o que tornou possível combinar esses planos de informações aos valores disponíveis de coeficientes de exportação na área de estudo. A cobertura do solo na

BLF (Figura 8a) foi classificada em área residencial, pastagem, reflorestamento, florestas e agricultura, capoeira e corpo de água.

O coeficiente de exportação de fósforo fornece a quantidade desse nutriente que é retirada pelos eventos chuvosos das áreas das sub-bacias, em direção à rede de drenagem, até alcançar os córregos e rios que drenam essas áreas. Para obter a fração de fósforo que cada sub-bacia contribui com a água superficial, foi utilizada a equação proposta por Giasson *et al.* (2002), a qual estima a fração de fósforo que poderá alcançar a linha de fluxo da água em um escoamento superficial, podendo ser calculada através da seguinte equação:

$$\mathbf{MDR = Sd * DR} \qquad \mathbf{Equação 14}$$

em que MDR é a taxa de transporte total; Sd é o fator de drenagem que varia entre 0,1, 0,2, 0,3 e 0,4 para solos excessivamente drenados, moderadamente drenados, bem drenados e mal drenados respectivamente; e DR é a taxa de transporte de nutrientes definida por HEATWOLE e SHANHOLTZ (1991).

A DR baseou-se no trabalho de Draper *et al.* (1979) e é calculada como segue:

$$\mathbf{DR = EXP (-k_1 * D * Sf)} \qquad \mathbf{Equação 15}$$

em que D é a distância que a água percorre até atingir a rede de drenagem (m); e Sf é o fator de declividade para cada sub-bacia. O Sf é calculado como proposto por Heatwole e Shanholtz (1991):

$$\mathbf{Sf = Sfmin + EXP (-k_2 * (Sg + S_0))} \qquad \mathbf{Equação 16}$$

em que Sfmin é o menor valor de Sf; Sg é o gradiente ao longo de D ($m * m^{-1}$); e K_1 , k_2 e S_0 são parâmetros próprios da equação obtidos por observações realizadas por Draper *et al.* (1979). Como em Heatwole e Shanholtz (1991), os valores de Sfmin são iguais a 0, e para os parâmetros k_1 e k_2 são, respectivamente, iguais a $0.0161 m * m^{-1}$ e 16,1. S_0 foi definido igual a 0,057, da mesma forma como foi adotado por Draper *et al.* (1979), obtendo boa representação para a taxa estimada de transporte em escala de bacias hidrográficas.

5.2.5 Modelo de Risco AMPPI

No final deste estudo é realizada uma comparação entre o modelo de risco desenvolvido no âmbito deste estudo e o modelo de risco de perda de P_T proposto por Heatwole e Shanhoetz (1991), denominado de AMPPI.

O índice do potencial de poluição de dejetos animal (AMPPI) permite uma classificação relativa da capacidade de um local particular de suportar uma agricultura com ocupação animal produzindo baixo impacto na qualidade da água (GIASSON *et al.*, 2002). AMPPI é um modelo de risco de perda de fósforo em bacias rurais onde a carga de dejetos é aplicada no solo. O AMPPI combina o MDR com a estimativa de carga de dejetos animal e foi adaptado a partir do índice de poluição de resíduo animal que originalmente foi desenvolvido por Heatwole e Shanhotz (1991). O AMPPI foi usado no reservatório da bacia de Cannosville (EUA) para obter um ranking relativo de risco de nutrientes em águas superficiais. Portanto, o AMPPI permite obter um ranking relativo da capacidade de um local particular de suportar a atividade agrícola e a pecuária, mas com baixo impacto na qualidade da água. O índice usa dados espaciais para estimar o potencial de transporte de fósforo para as águas superficiais, considerando uso do solo e características biofísicas das diferentes sub-bacias organizadas em um determinado território (áreas de terra na qual o escoamento superficial da água converge para um ponto comum). Sendo assim, o AMPPI estima o transporte potencial de algumas frações de fósforo oriundos da média anual de aplicação de dejetos animal em uma área próxima a um corpo receptor de água, sendo definido como:

$$\text{AMPPI} = L * A * \text{MDR} \quad \text{Equação 17}$$

em que AMPPI é o índice potencial de poluição de dejetos animal (peso. área⁻¹. tempo⁻¹); L é a taxa de aplicação ou carga de P_2O_5 (kg. m². ano⁻¹); A é o fator de avaliação na equação 17 (A varia entre 0 e 1); e MDR é a fração estimada de P no escoamento superficial das águas durante os eventos de precipitação, até alcançar os córregos e rios.

5.2.6 Aplicação do método Delphi

Depois de geradas as diferentes camadas de informação da vulnerabilidade da bacia, há a necessidade de homogeneizar as escalas adotadas e ponderar cada uma das camadas a fim de executar a análise multicritério. Para executar essa tarefa de forma não tendenciosa, foi utilizado o método Delphi. O passo inicial foi a elaboração de um questionário (Anexo 1) e aplicá-lo a uma equipe multidisciplinar. O questionário foi enviado aos especialistas de diferentes áreas (solos, hidrologia, recursos hídricos, geoprocessamento, meteorologia e agronomia). Especialistas de várias áreas (hidrologia, solo, meteorologia, sanitarismo, ambiente, geografia, biologia) foram convidados a emitir opiniões: sobre o grau de perigo (em escala de 0 a 10) associado às diversas classes preestabelecidas para cada fator, bem como para a ponderação das camadas de informação; se as classes preestabelecidas eram consideradas adequadas; se havia a possibilidade de sugestões.

5.2.7 Ordenamento dos fatores

Cada fator foi dividido em classes e em função do somatório das notas das classes de cada fator, do número de classes de cada fator, e da nota máxima que poderia ser atribuída às classes. Foi obtido um vetor para que se tornasse possível a comparação entre um fator e outro, e para averiguar qual a importância desse fator em relação aos demais. Para a obtenção do valor do fator padronizado, exposto na última coluna da Tabela 24, foi efetuado o seguinte cálculo:

$$PADR.FATOR = \frac{\Sigma NOTAS}{N^{\circ}CLASSES \times NOTA M\acute{A}X.} \quad \text{Equação 18}$$

Tabela 21 - Padronização dos fatores.

Fator	Σ Notas	N ^o classes	Nota máxima	Padr. fator
Uso e ocupação do solo	32	5	10	0,64
Tipo de solo	18	3	10	0,60
Declividade	31	5	10	0,62
Distância das propriedades aos rios	35	8	10	0,44
Densidade de animais	13	2	10	0,65
Precipitação	12	9	10	0,13

A partir dessa padronização, foi considerado o ordenamento dos fatores. Assim, em função das opiniões dos avaliadores para os devidos fatores e do número de classes em que os fatores foram divididos, foi estabelecido o *ranking* apresentado na Tabela 21:

Tabela 22 - Ordenamento dos fatores segundo opinião dos especialistas.

Fator	Ponderação dos especialistas	Ranking
Uso e ocupação do solo	0,23	1
Fósforo total	0,22	2
Densidade de animais (DA)	0,211	3
Declividade	0,1905	4
Distância das propriedades aos rios	0,143	5
Tipo de solo	0,1325	6
Fluxo acumulado	0,09	7
Precipitação	0,086	8
Elevação	0,08	9

Uma vez obtido o *ranking* dos principais fatores, a partir destes foram obtidos três novos fatores: número da curva (CN), fluxo acumulado e coeficiente de exportação de fósforo.

O CN é uma função de permeabilidade do solo a qual pode ser obtido a partir do plano de informação da declividade, do tipo de solo e do uso e ocupação do solo. Sendo assim, foi obtido o *ranking* do fluxo acumulado através da análise hierárquica desses três planos de informações utilizando o AHP.

O fluxo acumulado, assim como a declividade, é obtido a partir do Modelo Digital do Terreno (DEM), ao qual estão intrinsecamente associados e relacionados. Sendo assim, o fluxo ficou com um *ranking* imediatamente inferior ao da declividade.

O coeficiente de exportação de fósforo foi obtido a partir da declividade, do tipo de solo e do número de animais, e recebeu um novo *ranking* com a análise multicritério hierárquica entre esses parâmetros.

5.2.8 Padronização

Os parâmetros utilizados na análise da vulnerabilidade foram padronizados e, em seguida, processados de acordo com a maximização ou minimização dos critérios. Sendo assim, o primeiro passo é construir

a matriz de decisão padronizada, a qual permite a comparação entre todos os atributos (critérios).

5.2.8.1 Padronização do coeficiente de transporte

Para que o coeficiente de exportação permitisse ser relacionado com outras variáveis (solo, uso do solo, etc.), foi necessário que os valores obtidos fossem padronizados em uma escala comum a todas as variáveis. Assim, foi utilizada a Equação 19 de padronização, que transformou os valores em uma escala entre 0 e 1, em que zero indica menor risco de poluição do fósforo sobre as águas superficiais, e 1 o risco máximo.

$$F(x) = 1 / (1 + \text{EXP}(-a * (x - b))) \quad \text{Equação 19}$$

$$a = 0,06496; b = 40,08$$

$$r^2 = 0,9957$$

5.2.8.2 Padronização da distância das fontes de poluição

Para a padronização do mapa da distância das fontes poluidoras foi utilizada a Equação 20:

$$\text{LN}((1 + 5,85 * \text{EXP}(a * (\text{distância} - b)))) \quad \text{Equação 20}$$

$$a = -0,0396; b = 0,0310$$

$$r^2 = 0,9775$$

5.2.8.3 Padronização da declividade

O valor do risco da poluição difusa aos corpos de água foi ponderado pelo valor do risco apresentado pela declividade. Os valores de declividade foram transformados para uma escala de risco entre 0 e 1, de forma que as áreas com menor percentual apresentam menor risco, de acordo com a Equação 21.

$$\text{Declividade}_{(0-1)} = \ln [(1 + a * \text{EXP}(b * \text{declive}) - c * \text{EXP}(-d * \text{declive})] \quad \text{Equação 21}$$

$$a = 1,545; b = 0,00125; c = -1,501; d = -0,0479$$

$$r^2 = 0,9887$$

5.2.8.4 Padronização do uso do solo, fluxo acumulado, número da curva e tipo de solo

A utilização de um conjunto *fuzzy* é indicada sempre que se tiver que lidar com ambiguidade, abstração e ambivalência em modelos matemáticos ou conceituais de fenômenos empíricos (BURROUGH; MACDONNELL, 1998). A lógica *fuzzy* por manter a variabilidade espacial da informação após a transformação (padronização), isto é, não muda o domínio e mapeia o contradomínio num escore de vulnerabilidade ambiental, tem sido muito utilizada em ambientes de incerteza baseada em conhecimento inexato, incompleto ou que não seja totalmente confiável, apresentando-se muito próximo das características do pensamento humano (BONISCH *et al*, 2004). Sendo assim, para os planos de informação do uso do solo, fluxo acumulado, número da curva, tipo de solo e precipitação foi utilizada a lógica *fuzzy* disponível no *software* IDRISI. Na família de funções *fuzzy* disponibilizadas foram utilizadas as sigmoides monótonas crescentes e decrescentes de acordo com a relação que cada fator apresenta em relação à vulnerabilidade na bacia, ou seja, se é diretamente proporcional ou inversamente proporcional, conforme as formas de curvas apresentadas nas Figuras 29 e 30, onde é possível obter a padronização.

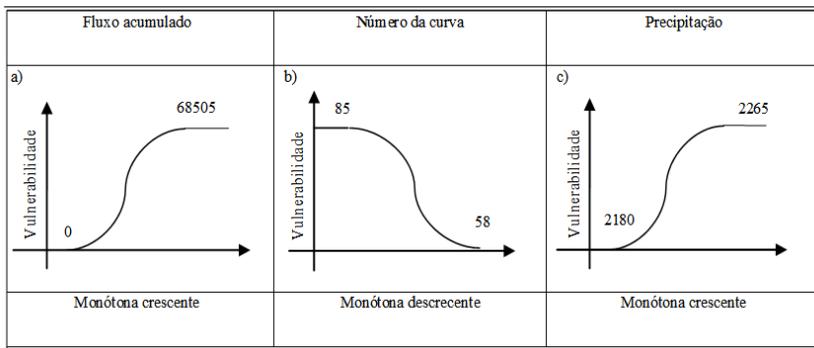


Figura 29 - Formas de curvas típicas de função sigmoide monótona crescente (a e c) e decrescente (b), utilizadas na padronização dos fatores fluxo acumulado (a), número da curva (b) e precipitação (c).

A função sigmoïdal usada é definida como:

$$\begin{aligned}
 &F(x) = 0 \text{ se } x \leq a \\
 &F(x) = 2 * ((x-a) / (b-a))^2 \text{ se } x \in [a,m] \\
 &F(x) = 1 - 2 * ((x-b) / (b-a))^2 \text{ se } x \in [m,b] \\
 &F(x) = 1 \text{ se } x \geq b
 \end{aligned}
 \tag{Equação 22}$$

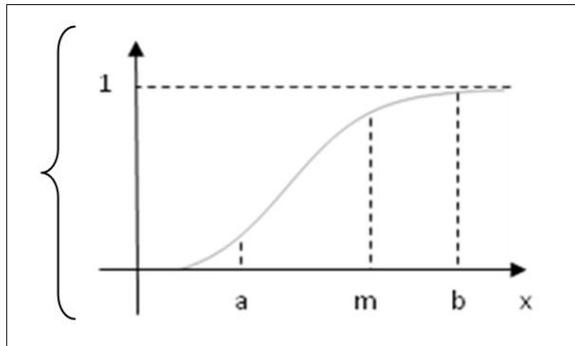


Figura 30 - Função sigmoïdal.

5.2.9 Análise multicritério

Após a padronização dos fatores entre seus máximos e mínimos dentro de uma escala de vulnerabilidade que varia em uma amplitude de 0 até 1, em que 0 é uma condição de baixa e 1 é de alta vulnerabilidade, foi possível combinar as diferentes camadas de informação através de operações algébricas de mapas no programa computacional Idrisi versão Taiga.

Esse próximo passo de análise ocorreu no Idrisi Taiga, utilizando o método da análise hierárquica (AHP), que foi empregado para a obtenção dos pesos pelo módulo *Weight* disponível dentro do comando de análise multicritério (*Decision Wizard*). Esse módulo questiona se no início será utilizada outra comparação preexistente, ou se será executada uma nova comparação – nesse caso, inseriu-se cada critério na análise.

5.2.10 Funcionamento numérico do AHP

A aplicação do método AHP pode ser dividida em duas fases: estruturação e avaliação. A primeira fase envolve a decomposição do problema em uma estrutura hierárquica que mostra as relações entre os

fatores, critérios e meta para se chegar a uma decisão. A segunda fase envolve a definição do tipo de problema a ser adotado, determinando assim as várias ações (ABREU *et al.*, 2000). A hierarquia geralmente é utilizada em situações que envolvem incerteza e devem ser construídas de forma que: a) incluam todos os elementos importantes para a avaliação, permitindo que, se necessário, eles possam ser modificados ao longo do processo; b) considerem o ambiente que cerca o problema; c) identifiquem as questões ou os atributos que contribuam para a solução; d) identifiquem os participantes envolvidos com o problema. O método, portanto, baseia-se na comparação de critérios e fatores, que são organizados em uma série de matrizes quadradas, em que o número na linha i e na coluna j dá a importância do critério C_i em relação à C_j , como se pode observar na forma matricial indicada na Figura 31. (KATAYAMA, *et al.*, 2005).

$$A = \begin{pmatrix} \underline{1} & \underline{a_{12}} & \underline{a_{13}} & \dots & \underline{a_{1j}} \\ 1/\underline{a_{12}} & \underline{1} & & \dots & \underline{a_{2j}} \\ 1/\underline{a_{13}} & 1/\underline{a_{23}} & \underline{1} & \dots & \underline{a_{2j}} \\ \dots & \dots & \dots & \underline{1} & \dots \\ 1/\underline{a_{1j}} & 1/\underline{a_{2j}} & 1/\underline{a_{3j}} & \dots & \underline{1} \end{pmatrix}$$

Figura 31 - Matriz representativa da combinação multicritério utilizada pelo AHP para definir os pesos.

Na matriz quadrática tem-se a_{ij} para $i = 1, 2, n$ (linhas) e $j = 1, 2, \dots, n$ (colunas) $A_{ij} = 1/a_{ji}$, para $i \neq j$ e $a_{ij} = 1$, para $i = j$.

Interpreta-se que os elementos a_{ij} da matriz indicam julgamento quantificado do par de critérios (C_i, C_j) e γ o valor da intensidade de importância. As seguintes condições devem ser atendidas:

Se $a_{ij} = \gamma$, então $a_{ji} = 1/\gamma$, sendo $\gamma \neq 0$;

Se C_i é julgado como de igual importância relativa a C_j , então $a_{ij} = 1$, $a_{ji} = 1$ e $a_{ii} = 1$, para todo i .

O objetivo geral é dividir em conjuntos de fatores, critérios e alternativas. Um conjunto de m alternativas representadas por A_i , sendo $i = 1, 2, \dots, m$ são avaliadas por respectivos p objetivos para $q = 1, 2, 3, \dots, p$. Os objetivos são medidos em termos de seus atributos (critérios). O conjunto de n critérios é representado por C_j , para $j = 1, 2, \dots, n$. Um subconjunto de critérios é associado com $q^{\text{iésimo}}$ fatores, e pode ser definido e representado por $C_k(q)$ para $k = 1, 2, \dots, l; l \leq n$.

A importância dos fatores é definida por um conjunto de pesos $W_q = (w_1, w_2, \dots, w_p)$. Os pesos têm as seguintes propriedades: $w_q \in [0, 1]$ e

$$\sum_{q=1}^p w_q = 1 \quad \text{Equação 23}$$

Os pesos necessários em cada nível podem ser obtidos utilizando-se o método de comparação entre os pares de Saaty (2001). Uma vez que a matriz dos níveis de pares associados é construída, os pesos podem ser obtidos por cálculo do vetor próprio resultante, associando-os aos pares de vetor máximo da matriz. Saaty (2001) demonstrou matematicamente que o vetor próprio resultante do maior valor próprio da matriz de comparação par a par traduz a prioridade dos critérios e preserva a preferência ordinal entre as alternativas. É importante ressaltar que o nível de importância de um elemento em relação a outro é sujeito ao julgamento de especialistas.

Depois de calcular o peso, em cada nível de hierarquia (ou seja, os fatores e critérios), o peso global de cada critério pode ser calculado por meio da sequência de multiplicações de matrizes de pesos relativos a cada nível da hierarquia. O peso global de um critério j (w_j^g) é o resultado da multiplicação do seu próprio peso com o peso do fator ao qual pertence, relacionado conforme esta equação:

$$w_j^g = w_q \times w_{j(q)} \quad \text{Equação 24}$$

Finalmente, a pontuação global R_i da i ésima alternativa é definida como o somatório do produto do peso de cada critério pelo desempenho da alternativa de cada critério.

$$R_i = \sum_{j=1}^n w_j^g x_{ij} \quad \text{Equação 25}$$

5.2.11 Média ponderada ordenada

OWA é uma família ou um procedimento de combinação multicritério introduzido por Yager (1988). Um operador de agregação $F: I^n \rightarrow I$ é chamado de operador de média ponderada ordenada de dimensão n se ele tem um vetor ponderado $W = \{w_1, w_2, \dots, w_n\}$, tal que $w_i \in [0, 1]$ e $\sum_{i=1}^n w_i = 1$ e:

$$F(a_1, a_2, \dots, a_n) = \sum_{i=1}^n w_j b_j \quad \text{Equação 26}$$

em que b_j é o maior j ésimio elemento de a_i .

Um passo fundamental dessa agregação é a reordenação dos argumentos x_i em ordem descendente, de modo que o peso w_i é associado com a posição do argumento ordenado. Diferentes operadores OWA são distinguidos por suas funções de ponderação que podem ser expressos por essas medidas que quantificam o grau no qual a agregação é melhor.

A agregação OWA é definida pela Equação 27 e não inclui nenhuma informação que resguarde a importância do critério. Portanto, outra família de OWA para a alternativa i pode ser definida (YAGER, 1988; BELL *et al.*, 1998) por esta fórmula:

$$OWA_i = \sum_{j=1}^n \left(\frac{u_j w_j}{\sum_{j=1}^n u_j w_j} \right) z_{ij} \quad \text{Equação 27}$$

em que $w = (w_1, \dots, w_j)$ é o conjunto ordenado de pesos, $u = (u_1, \dots, u_j)$ é o conjunto de critérios ponderados ordenados e $z_i = (z_{i1}, \dots, z_{ij})$ é a sequência obtida pelo reordenamento de atributos ou alternativas i para cada critério j .

Ele é importante para diferenciar entre dois tipos de ponderação (critérios ponderados e ordem ponderada) (MALCZEWSKI, 2006). O critério ponderado é utilizado para indicar a importância de cada critério. Portanto, todas as alternativas são utilizadas no mesmo peso no j ésimio critério. Por outro lado, pesos ordenados são associados com os valores dos critérios para cada alternativa. Assim, o i ésimio peso ordenado (descendente) é utilizado para a i ésimia alternativa de todos os critérios.

Diferentes aproximações têm sido propostas para gerar o ordenamento dos pesos. Recentemente, foi apresentada a base teórica para a utilização em ambiente GIS sobre a integração do AHP e OWA

para ser trabalhado dentro do ARCGIS (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2008). Pode-se observar que tanto o AHP e OWA não operam no mesmo nível, ou seja, são operadores lógicos distintos (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2008). AHP é usado para criar o modelo hierárquico, assim como avaliar e analisar cada alternativa, utilizando combinação linear ponderada (SAATY, 2001). Por outro lado, os operadores do OWA proporcionam uma estrutura para fazer uma série de agregações locais (SAATY, 2001). Portanto, a utilização de operadores OWA para calcular a pontuação local em cada nível da hierarquia AHP pode ser uma ferramenta poderosa no auxílio à tomada de decisão (YAGER; KELMAN, 1999). Essa extensão foi utilizada na análise do uso da terra (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2008) e na distribuição de geradores eólicos em propriedades agrícolas (AL-YAHYAI, *et al.*, 2012).

Dessa forma, foram realizadas duas análises diferentes, alterando a forma de combinação dos critérios (OWA), formando, portanto, as seguintes combinações entre critérios: ((i) pesos baseados no ordenamento dos critérios usando OWA risco máximo; (ii) pesos baseados no ordenamento dos critérios usando OWA compensação máxima.

Sequencialmente, de forma a facilitar a interpretação desses mapas de fragilidade e futuras comparações com os índices de qualidade da água, esses mapas de fragilidade foram divididos em categorias de vulnerabilidade (Tabela 26).

Tabela 23 - Classes de risco na bacia.

Classe	Risco
0 a 0,4	Baixo
0,4 a 0,7	Médio
0,7 a 1,0	Alto

5.2.12 Validação da modelagem de risco

Para validar o modelo de risco, foi feita a espacialização da carga de P_2O_5 e aplicado o modelo AMPPI na BLF. Esse modelo é usado em regiões rurais nos USA para analisar risco de perda difusa de fósforo em áreas rurais onde é aplicado dejetos animais no solo. Assim, foi possível realizar a comparação qualitativa entre o resultado obtido pelo modelo de risco desenvolvido no âmbito deste estudo e o modelo de risco de

perda de P_T proposto por Heatwole e Shanhoetz (1991) denominado de AMPPI.

5.2.13 Análise de risco

Na análise de risco às águas superficiais em bacias hidrográficas que está sendo sugerida neste estudo será utilizada a definição proposta por Rainer *et al.* (1991), que considera o risco como a probabilidade de perdas esperadas anualmente devido às ameaças e às condições de vulnerabilidade. Neste estudo entendem-se como ameaça as doses de fósforo aplicadas ao solo, e a vulnerabilidade seriam as condições fisiográficas, hidrológicas e ambientais para lidar com essa ameaça. Rainer *et al.* (1991) definem risco como o produto entre as ameaças e as vulnerabilidades conforme a equação abaixo:

$$\text{Risco} = \sum_{i=1}^n A_i * V_i \quad \text{Equação 28}$$

em que A_i é a ameaça e V_i é a vulnerabilidade.

A relação da Equação 28 com as condições da bacia está no entendimento que a ameaça refere-se às doses de fósforo advindas de dejetos animais e podem alcançar os corpos de água. A vulnerabilidade, por sua vez, está associada às condições fisiográficas, hidrológicas e ambientais que a bacia apresenta para permitir o transporte superficial do fósforo à rede de drenagem nos eventos chuvosos. Essa análise está sendo feita com base nas condições e características ambientais da bacia no ano de 2011.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Análise da vulnerabilidade na BLF

A combinação dos quatro fatores associados à capacidade de transporte difuso de P_T para a rede de drenagem, definidos neste estudo pelas camadas de informações espacializadas do uso do solo, distância das fontes de poluição de fósforo ao rio e coeficientes de exportação de P_T por sub-bacia, resultou no critério denominado de índice de transporte de fósforo (IP), representado na Figura 32A.

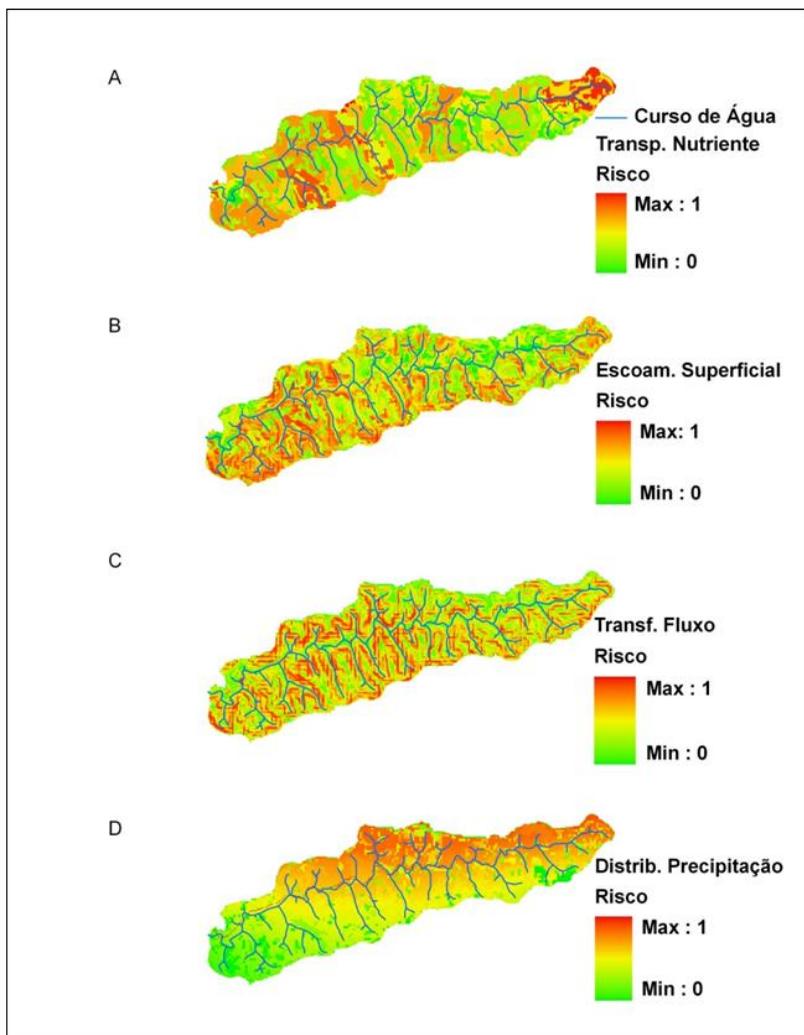


Figura 32 - Mapas temáticos da vulnerabilidade parcial da BLF para os índices de: A) Transporte de nutrientes (IP); B) Escoamento superficial (IS); C) Transferência de fluxo (IF); e D) Distribuição da precipitação (IC).

Esse mapa temático (IP) representa as áreas com maior vulnerabilidade ao transporte superficial de nutrientes na bacia (os tons vermelhos). É possível verificar (Figura 32A) que o índice IP indica maior vulnerabilidade quanto ao critério transporte de nutrientes para a sub-bacia mais a montante. Há vulnerabilidade também na região entre a região intermediária e a jusante. Por sua vez, os tons em verde indicam regiões menos frágeis à taxa de transporte.

O critério associado ao escoamento superficial (IS) (Figura 32B) é resultado da combinação dos fatores uso do solo, declividade e solo. Pela Figura 32B fica identificado que as regiões situadas a oeste e no terço inferior da bacia são as que se apresentaram mais vulneráveis (tons em vermelho).

O mapa de transferência de fluxo (Figura 32C), resultante da combinação do fluxo acumulado e da declividade, indica que as áreas mais vulneráveis ocorrem a partir da região central da bacia para jusante. A Figura 32D refere-se aos mapas temáticos da distribuição de precipitação, à elevação e ao número da curva, e verifica-se que as regiões mais elevadas na porção norte da bacia são as regiões mais vulneráveis quanto ao índice de precipitação (IC), demonstrando que, mesmo em uma pequena área, mas com uma diferença de altitude de aproximadamente 450 metros entre montante e jusante, e sob o efeito de chuvas orográficas, é possível perceber a diferença na distribuição espacial das precipitações na bacia, mesmo que essas diferenças sejam relativamente pequenas (Figura 32C).

A Figura 33 representa a vulnerabilidade total da bacia, a qual indica as áreas com maior e menor fragilidade ambiental quanto ao transporte superficial de nutrientes por escoamento superficial. Verifica-se que as sub-bacias 1, 7, 16 e 19 são as áreas que se apresentaram como as mais vulneráveis (tons vermelhos). As áreas situadas entre a região intermediária e a região a jusante da bacia foram as que se apresentaram mais vulneráveis, juntamente com as três bacias na porção superior (1, 7 e 13).

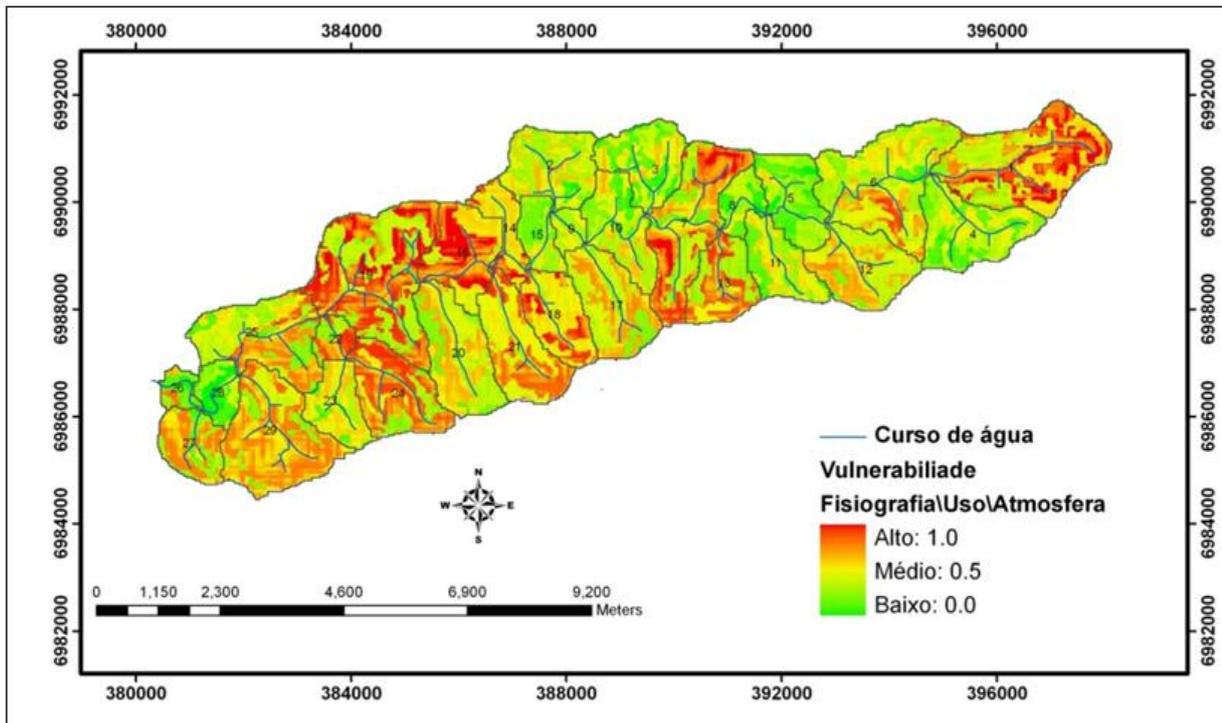


Figura 33 - Mapa temático da vulnerabilidade na BLF.

Equação do índice de vulnerabilidade da perda difusa de P_T na BLF

Uma vez obtida a ponderação, a padronização e os pesos, para os quatro critérios que definem a vulnerabilidade da bacia quanto à perda difusa de P_T na BLF, foi possível expressar a Equação 29, obtida pela combinação dos quatro critérios.

$$DF = 0,5548 * IP + 0,2848 * IS + 0,1016 * IF + 0,0588 IC$$

Equação 28

em que IPDF é o índice de perda difusa de fósforo para a bacia do Fragosos.

É possível observar que os pesos maiores estão atribuídos aos índices de transporte de fósforo e ao escoamento superficial. Esse resultado é pertinente ao *ranking* obtido na Tabela 25, que é a ordem obtida pela avaliação de especialistas na área, que atribuíram como os fatores de maior importância o uso do solo e as fontes de poluição como os mais importantes na produção da poluição difusa, e os de menor importância para a precipitação e elevação.

O IPDF permite avaliar a contribuição potencial que cada célula do modelo digital de elevação, como unidade da superfície de cada sub-bacia, incorpora na poluição difusa gerada a partir do uso do solo e das fontes de poluição distribuídas e espacializadas em toda a área da bacia hidrográfica.

5.3.2 Análise da ameaça na BLF

A camada de informação espacial da carga de fósforo animal aplicada na bacia é a representação espacializada da “ameaça” em função das diferentes doses de fósforo nas variadas sub-bacias aplicadas pela suinocultura (Figura 34A) e pelos demais animais distribuídos na bacia (Figura 34B). Essas doses de fósforo foram obtidas a partir do número de animais, que foram transformados em unidade animal (UA) e esta em doses de fósforo aplicadas em cada sub-bacia. A Figura 34C representa a ameaça total na BLF, que foi obtida pela soma algébrica entre as camadas de informação da carga de fósforo referente à suinocultura (Figura 34A) e aos demais animais (Figura 34B). A Figura 34C indica que a região central da bacia é a mais ameaçada, apresentando elevada carga de fósforo. A sub-bacia 18 apresenta-se como a mais ameaçada, sendo acompanhada em ordem decrescente pelas sub-bacias 4, 5, 6, 8 e 16.

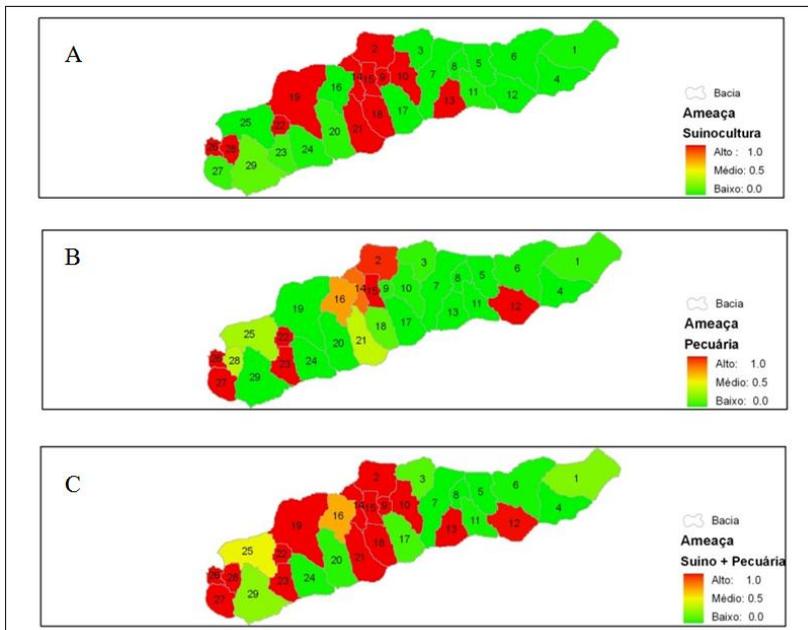


Figura 34 - Mapas temáticos da ameaça de fósforo aos corpos de água em 2011 da suinocultura (A), pecuária (B) e soma da suinocultura com a pecuária (C).

Como neste estudo está sendo dada ênfase à carga de fósforo animal, admitiu-se que a “ameaça” está associada à atividade da suinocultura, cujo maior percentual de dejetos é aplicado em área de pastagem. Quanto aos demais animais, por não se ter uma área preferencial de concentração dos dejetos, o dejetos foi aplicado nas demais áreas, com exceção da pastagem. Com isso, obtivemos a ameaça total atribuída ao total de suínos e demais atividades pecuárias (bovinos, ovinos, equinos, aves e avestruzes). Sendo assim, a ameaça foi obtida como a somatória desses animais, que foram transformados em unidade animal (UA) e esta em doses de fósforo aplicadas em cada sub-bacia.

5.3.3 Risco da perda difusa de P_T na BLF

O risco nas sub-bacias foi obtido utilizando-se o somatório do produto da ameaça com a vulnerabilidade (Equação 28).

A Figura 35 representa o risco parcial, considerando como ameaça somente a suinocultura, já que é uma atividade bastante explorada na região Oeste de Santa Catarina, às águas superficiais da BLF. As sub-bacias 13, 19 e 22 apresentaram-se com o maior grau de risco devido à atividade suinícola na BLF. Entretanto, a região central também se mostrou com risco acima da média (sub-bacias 14, 18 e 21).

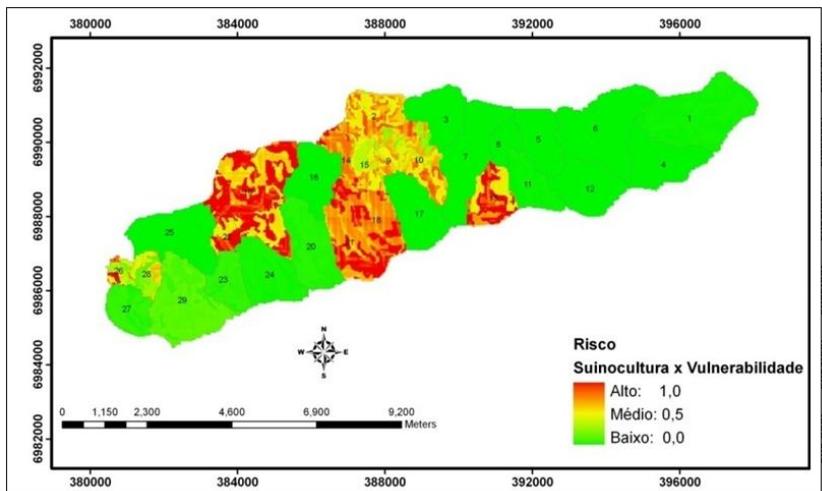


Figura 35 - Mapa temático do risco da suinocultura aos corpos de água na BLF para o ano de 2011, obtido pelo produto dos mapas temáticos da carga de fósforo dos suínos com a vulnerabilidade (risco = suinocultura x vulnerabilidade).

O risco da bacia é apresentado na Figura 36. Um maior número de áreas aparece em relação ao risco da suinocultura somente (Figura 36) e mantém as bacias 13, 14, 18, 19, 21 e 22 e podem-se incluir as sub-bacias 12, 23 e 27 como com risco elevado.

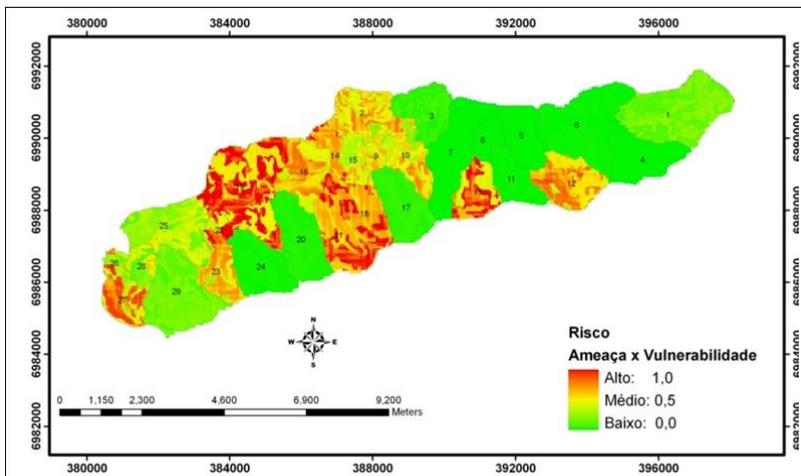


Figura 36 - Mapa temático do risco aos corpos de água na BLF para o ano de 2011 obtido pelo produto dos mapas temáticos da ameaça (carga de fósforo animal total) com a vulnerabilidade (risco = ameaça x vulnerabilidade).

5.3.3.1 Comparação entre o modelo de transporte IRCPV e o AMPPI

A diferença entre o modelo de risco IRCPV e o AMPPI é apresentada na Figura 37 C, que demonstra que para as sub-bacias 1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 17, 20, 24 e 29 apresentaram resultados bastante coerentes e seu risco foi considerado baixo em ambos os modelos (Figura 37 A e B). Para as bacias 3, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 19, 21, 23, 25, 17 e 28 o modelo IRCPV apresentou resultados de risco superior, e para as bacias 14, 18, 22 e 26 o modelo AMPPI apresentou indicativos de maior risco. Verifica-se, com isso, que o risco obtido pelo modelo IRCPV apresenta-se mais restritivo quando aos limites de carga de fósforo comparado ao AMPPI, distribuindo o risco máximo de forma suavizada. Por sua vez, o AMPPI apresenta valores mais expressivos quando as regiões apresentam alta declividade e alta carga de fósforo. Verifica-se na Figura 37C que os dois modelos mostraram sinais de poluição elevada nas bacias 14, 18, 22 e 26 e isso se confirma pelos maiores valores de doses de fósforo no solo que foram, respectivamente, de 716,11; 1.191,15; 503,44 e 715,54 $\text{kgP}\cdot\text{ano}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$.

O fato de o IRCPV considerar um número maior de bacias como área de risco pode estar associado ao maior número de fatores que são considerados na análise de vulnerabilidade da bacia, como

distância da rede de drenagem, uso do solo e precipitação, que fazem com que haja uma distribuição maior do risco na bacia e também uma discretização melhor da área comparativamente ao AMPPI, que considera praticamente solo, declividade e carga de fósforo no solo. Segundo Giasson *et al.* (2002), a estimativa de fósforo total em bacias não é um indicador de problemas ambientais, mas poderá ser um indicador quando essa variável é relacionada com variáveis como a área da sub-bacia ou o número de unidade animal (UA) na bacia.

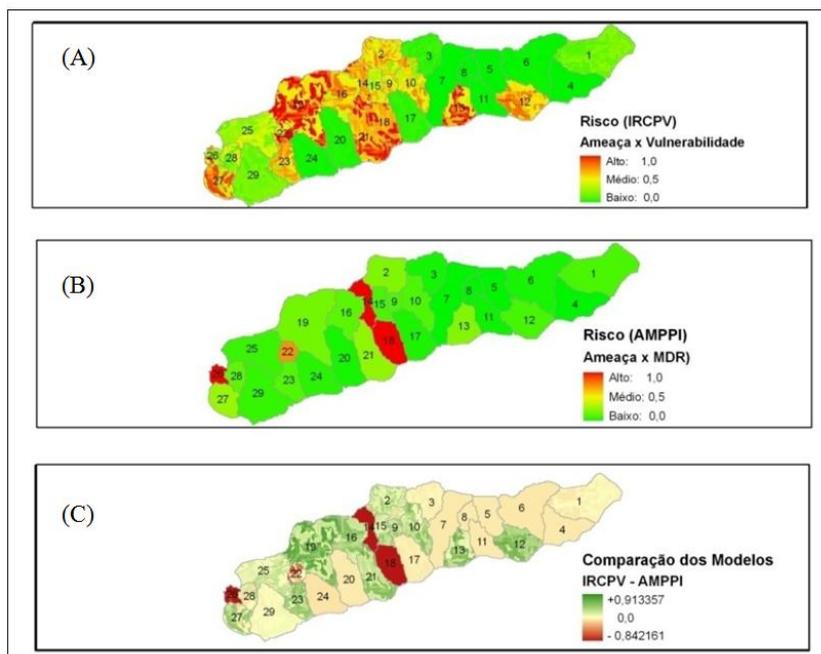


Figura 37 - (A) é o risco IRCPV, que é o resultado do produto entre a ameaça e a vulnerabilidade; (B) é o risco AMPPI, que é o resultado entre o produto da ameaça e a taxa de transporte; (C) é a diferença entre IRCPV e AMPPI.

5.3.4 Discussão

A análise espacial dos fatores que influenciam as águas superficiais na BLF demonstram que cerca de 45% da área total da bacia apresenta-se ameaçada (Figura 34C). Isso pode estar associado à alta densidade de animais, já que em algumas sub-bacias alcança valores de

até 10,51 suínos.ha⁻¹ (620 suínos.km⁻²), e a EPAGRI (2000) obteve uma média de 6,51 suínos.ha⁻¹.

Essa densidade elevada de animais na BLF reflete-se em doses anuais expressivas de fósforo aplicadas no solo para suínos (4,8 tP.ha⁻¹.ano⁻¹) e demais animais (1,9 tP.ha⁻¹.ano⁻¹), como pode ser observado na Tabela 1, que representam grandes possibilidades de estar alcançando os corpos de água, principalmente quando ocorrem enxurradas.

O fósforo, devido à adsorção específica, tem baixa mobilidade no solo (SPARKS, 1995; BERWANGER *et al.*, 2008), razão pela qual faz com que a ameaça ao meio aquático esteja associada à dinâmica superficial do fósforo no solo, pois alguns estudos (HEATHWAITE e DILS, 2000; TOOR *et al.*, 2003) demonstraram que o fenômeno da percolação do P no solo é de baixa intensidade comparada ao volume que é escoado superficialmente durante os eventos de precipitação, principalmente quando o solo é erodido durante esses eventos (BERWANGER *et al.*, 2008).

Embora, quase 45% das áreas estejam ameaçadas, somente 26% da área total apresenta risco potencial ao meio aquático (Figura 36), obtido pelo produto entre a ameaça e vulnerabilidade. Essas áreas de maior risco estão localizadas na região central da bacia e na sua foz, comprometendo mais significativamente a qualidade das águas superficiais a partir da área central da bacia para jusante.

As sub-bacias 14 e 18 são as mais críticas, com valores respectivos de carga de fósforo anuais de 716 e 1.191 kg.ha⁻¹. Isso representa uma taxa de transporte de 0,253 e 0,681 kgP.ha⁻¹, representando elevados índices de carga de fósforo por unidade de área (PA), pois, segundo estudos de Giasson *et al.* (2002), em bacias com ocupação animal nos USA, foram obtidos valores máximos de perdas de fósforo por sub-bacia de 0,039 kgP.ha⁻¹, enquanto Bertol *et al.* (2004) obtiveram, em áreas de cambissolo húmico, onde é aplicado dejetos animal por 10 anos consecutivos, valores de perda média anual de fósforo de 0,245 kg.ha⁻¹. Entretanto, considerando que nas bacias 14 e 18 foram aplicados 716 e 1.191 kgP.ha⁻¹ durante o ano de 2011, entende-se que há significativa retenção de fósforo na bacia.

Os dados evidenciam que as perdas de fósforo em áreas com aplicação superficial de dejetos animal podem trazer risco potencial aos corpos de água. A mobilidade do fósforo por percolação em solos agricultáveis é considerada insignificante (BERWANGER *et al.*, 2008), havendo a concentração desse nutriente nas áreas onde é aplicado de forma superficial, sendo transferido à rede de drenagem durante os eventos de precipitação. Isso demonstra a necessidade do

estabelecimento de práticas de manejo que privilegiem a cobertura do solo, pois isso minimizaria as perdas por escoamento superficial e favoreceria o fenômeno de percolação, que é de menor intensidade. Cereta *et al.* (2003), durante 4 anos de aplicação de dejetos de suíno em pastagem com doses de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, aplicadas em intervalo de 2 meses, obteve $1,49 \text{ kgP} \cdot \text{ha}^{-1}$ em camadas de solo de 10 cm.

5.4 CONCLUSÕES

O modelo de risco mostrou-se adequado para indicar áreas com potencial de risco quanto à perda de fósforo difuso devido à aplicação de dejetos animais no solo em bacias rurais com densidade significativa de animais. Entretanto, de maneira geral, ele sobrestima o risco comparado ao modelo AMPPI.

Para as áreas de baixo risco ocorreu uma equivalência bastante grande entre os dois modelos, representando praticamente as mesmas áreas.

Constatou-se que as bacias situadas na região central são as que apresentaram os maiores índices de risco à perda difusa de fósforo, pois em ambos os modelos isso se revela com bastante evidência. Portanto, nessas áreas deveria ocorrer um esforço maior para melhorar o manejo do solo e investir em práticas conservacionistas.

O modelo de perda de fósforo difuso poderá ser mais bem ajustado e atuar conjuntamente com modelos hidrológicos como o SWAT, por exemplo, desde que haja o monitoramento e a calibragem do modelo para as saídas das sub-bacias. Dessa forma, poderia ser atualizado anualmente de acordo com as alterações de uso e cobertura do solo e na carga animal, permitindo, assim, disponibilizar uma ferramenta mais precisa para os tomadores de decisão.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

A demanda hídrica rural em Santa Catarina, nas áreas com arroz irrigado, supera a capacidade da vazão mínima de referência regional (Q7,10).

A Bacia do Lajeado dos Fragosos apresenta carga média anual de sedimentos anual inferior aos limites máximos estabelecidos para a região.

A análise espacial da demanda hídrica na área rural permitiu demonstrar que essa ferramenta é útil para identificar regiões com produção intensiva de animais.

A perda difusa do fósforo é significativa degradando a qualidade da água e ultrapassando os padrões-limites hídricos legais, durante as vazões de cheias na Bacia Lajeado dos Fragosos, enquanto que o nitrogênio encontra-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

Mostrou-se que o modelo hidrológico é útil e eficiente para avaliar quantitativamente poluentes difusos como fósforo e nitrogênio total que são carregados para os corpos de água. Todavia, o modelo de risco é uma ferramenta mais adequada para identificar fontes de poluição de fósforo de origem animal em bacias com elevada concentração animal e dar melhor entendimento das áreas com maior fragilidade da bacia.

O modelo IRCPV mostrou-se uma ferramenta de análise qualitativa eficiente para identificar áreas com fontes de poluição difusa em bacias com elevada concentração de animais. Apontou a área central da bacia como a de maior risco a perda difusa de fósforo.

Com o modelo de risco verificou-se que a região central da BLF apresentou maior grau de vulnerabilidade e de risco a perda difusa de fósforo.

6.2 RECOMENDAÇÕES

O modelo de risco de perda difusa de fósforo oriundo de dejetos animais poderá ser mais bem ajustado e atuar conjuntamente com modelos hidrológicos, como o SWAT. Para isso, é necessário o monitoramento e a calibragem do modelo SWAT para as saídas de fósforo a partir das sub-bacias. Uma vez o modelo sendo atualizado anualmente, devem-se considerar as alterações de uso e cobertura do solo, bem como alterações na carga de dejetos animais. Isso permitirá o

ajuste dos modelos SWAT e de risco, os quais possuem características diferenciadas na avaliação qualitativa (modelo de risco) e quantitativa (SWAT) do fósforo.

A análise qualitativa é importante para orientar o gerenciamento, indicando áreas com problemas potenciais de poluição difusa, enquanto o uso do SWAT permite prognósticos de perdas de longo prazo e prioriza práticas de gestão baseado nesses resultados. Assim, o uso conjunto dessas ferramentas de análises potencializa o gerenciamento de zonas rurais e contribui para maior segurança na tomada de decisão.

Os resultados deste trabalho aqui apresentados ilustram a necessidade de investir em uma política de gestão da água para o estado de Santa Catarina. Nesse sentido, podem ser utilizadas estratégias de planejamento para monitoramento e análise de dados hidrometeorológicos, bem como a elaboração e adoção de planos e ações que revertam em mudança de comportamento da sociedade em relação ao uso da água.

Em função dos resultados obtidos sobre o risco da poluição difusa do fósforo na Bacia Lajeado dos Fragosos, os produtores rurais dessa bacia estão munidos de informações estratégicas para reivindicar junto aos Governos Estadual e Federal a implementação nessa Bacia de um programa que incentive a “troca da poluição difusa pelo cultivo da água boa” por meio de incentivos fiscais e de crédito agrícola. Os incentivos fiscais para redução da poluição difusa podem tornar-se uma boa estratégia para a melhoria da qualidade da água, já que os investimentos na redução dos impactos ambientais são elevados e, muitas vezes, irreversíveis. As propriedades rurais e a sociedade dessa Bacia podem solicitar a implantação de programas que incentivem o desenvolvimento de técnicas e novas pesquisas que revertam em práticas de redução das fontes difusas. Os incentivos às boas práticas das fontes difusas poderiam ser desenvolvidos na própria propriedade rural com o emprego de técnicas de conservação de solo, a criação de corredores ecológicos nos caminhos preferenciais definidos pela erosão hídrica e, em alguns casos, a construção de pequenos reservatórios de contenção da água da chuva como redutor do escoamento superficial. O crédito da poluição difusa poderia servir como alternativa de medida compensatória para reduzir o impacto ambiental.

Comunidades locais e tomadores de decisão necessitam pactuar estratégias de intervenção para reduzir o consumo de água e equalizar o manejo racional da quantidade e qualidade do que está sendo distribuído. Os problemas decorrentes da falta de planejamento e de incentivos às comunidades rurais poderão gerar conflitos que, não resolvidos, correm o risco de causar a crise da água.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C.; VAN GENUCHTEN, M. T H.; SCHULIN, R.; SCHLÄPPI, E. A sequential uncertainty domain inverse procedure for estimating subsurface flow and transport parameters. *Water Resour. Res.* 33, 1879-1892, 1997.

ABBASPOUR, K. C.; SRINIVASAN, R. SWAT-CUP4: SWAT. Calibration and uncertainty programs - a user manual, 2008.

ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the prealpine/alpine thur watershed using SWAT. *Journal of Hydology*, v. 33, n.2/4, 413-430, 2007.

ABBASPOUR, K.C.; SRINIVASAN, R. SWAT-CUP4: SWAT. Calibration and uncertainty programs - a user manual. 2009.

ABBASPOUR, K. C.; SRINIVASAN, R. SWAT-CUP4.3.1.2: SWAT Calibration and uncertainty programs – a user manual, 2011.

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora de Carne Suína. Relatório anual, 2009. Disponível em www.abipecs.org.br. Acesso em 03 de novembro de 2010.

ABREU, L. M.; GRANEMANN, S. R.; GARTNER, I.; BERNARDES, R. S. Escolha de um programa de controle da qualidade da água para consumo humano: Aplicação do método AHP. *Rev. Bras de Eng. Agr. Amb.*, v.4, n.2, p.257-262, 2000.

ALBERTS, E. E.; SHERMAN, G. E.; BURWELL, R. E. Seasonal runoff losses of nitrogen and phosphorus from Missouri valley loess watersheds. *J. Environ. Qual.* 7, 203-208, 1978.

ALEXANDRE, N. Z. Análise integrada da qualidade das águas da bacia do Rio Araranguá (SC). 288 p. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

AL-YAHYAI, S.; CHARABI, Y.; GASTLI, A.; AL-BADI, A. Wind farm land suitability indexing using multi-criteria analysis. *Renewable Energy*. v. 44, pp. 80-87, 2012.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21th Ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT 2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes*, v. 19, p. 563-572, 2005.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S. and WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. *Journal of the American Water Research Association*, 34(1), 73-89, 1998.

BACIC, I.L.Z.; ROSSITER, D.G.; MANNAERTS, C.M. Applicability of a distributed watershed pollution model in a data poor environment in Santa Catarina state, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32. p. 1699-1712, 2008.

BASSO, C. J. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. 125 p. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D; MIERZWA, J.C. Análise de risco aplicada ao abastecimento de água para consumo humano. In: PÁDUA V.L. (Coord.) *Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES, p. 327-360. 2009.

BEHRENDT, H; BACH, M; OPTZ, D.; PAGENKOPF, W.G; ACHOLZ, G.; WENDLAND, F. Nutrient emissions into River Basins of Germany on the basis of a harmonized procedure. UBA-Texte 82, Umweltbundesamt, Berlin. 2003.

BELL, D. E.; RAIFFA, H.; TVERSKY, A. Decision making descriptive, normative, and prescriptive interactions. Press syndicate of the University of Cambridge, 1988.

BELLI FILHO, P.; SILVA, G.P.; SANTO, C.L.; LISBOA, M.H.; CARMO, J.R. Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, V.12-n.3, jul/set, p.252-258, 2007.

BENAMAN J.; SHOEMAKER, C.A.; HAITH, D.A. Calibration and validation of soil and water assessment tool on an agricultural watershed in upstate New York. J. Hydro. Eng. 10:363-374, 2005.

BERTO, J.; MIRANDA, C. R. A sustentabilidade ambiental das propriedades suínicas da microregião do meio oeste catarinense: uma avaliação com base no balanço de nutrientes (N e P). Rev. Bras. Agroecologia, v.2, n.1, fev, 2007.

BERTOL, I.; JA. ALMEIDA. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. R. Bras. Ci. Solo, 24:657-668, 2000.

BERTOL, I.; GOBBI, E.; BARBOSA, F. T.; PAZ-FERREIRO, J.; GEBLER, L.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: Perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. R. Bras. Ci. Solo, 35:1421-1430, 2011.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. R. Bras. Ci. Solo, 28:485-494, 2004.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. R. Bras. Ci. Solo, 26, 545-552, 2002.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. Rev. Bras. Ci. Solo. 32:2525-2532, 2008.

BERWANGER, A. L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos. 105 p. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BHUYAN, S. J.; KOELLIKER, J. K.; MARZEN, L. J.; HARRINGTON JR, J. A. An integrated approach for water quality assessment of a Kansas watershed. *Environment modeling & software*, 18, 473-484, 2003.

BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F. A. e Conceição, G. Utilização do modelo hidrológico swat (soil and water assessment tool) para estudos na microbacia hidrográfica do Rio Araranguá/SC. *Taller Internacional Red Riegos CYTED*. Florianópolis, Brasil, 2008.

BLAINSKI, F.; SILVEIRA, F. A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L. H. P.; Vianna, L.F. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio araranguá. *Rev. Agropecuária Catarinense*, v. 24, p. 65-70, 2011.

BONISCH, S.; ASSAD, M. L. L; MONTEIRO, A. M. V.; CAMARA, G. Representação e propagação de incertezas em dados de solo II – Atributos numéricos. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*. N.28, p.33-47, 2004.

BORAH, D. K., G. YAGOW, A. SALEH, P. L. BARNES, W. ROSENTHAL, E. C. KRUG, AND L. M. HAUCK. Sediment and nutrient modeling for TMDL development and implementation. *Trans. ASABE* 49(4): 967-986, 2006.

BORAH, D. K.; BERA M. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of mathematical bases. *American society of agricultural engineers*. Vol. 46(6): 1553-1566, 2003.

BOROUSHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in arcgis. *Computers & Geosciences*. v.34, p. 399-410, 2008.

BOURAOUI, F; VACHAUD, G.; HAVERKAMP, R.; NORMAND, B. A. Distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds, *Journal of Hydrology*. 203:79-92, 1997.

BOYD, W.H. Agricultural waste management planning. *Journal of Soil and Water Conservation*. Soil and Water Conservation Society (Nutrient Management Special Supplement to the March-April 1994), p. 53-57, 1994.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Lei 9.433.1997, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em 23 jul. 2010.

BRASIL. Pesquisa nacional por amostra de domicílio. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Volume 25, Rio de Janeiro, 2004, 120p.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – Conama. Resolução n.º 357 de 17 de março de 2005. Publicação Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, n.87, p.44, 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção Pecuária Municipal 2010. Rio de Janeiro, v. 38, P.1-55, 2010. Disponível em: <
<HTTP://WWW.ibge.gov.br/home/estatística/economia/PPM/2009/ppm2009.pdf>>. Acesso em 20 de julho de 2012.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. Principles of geographical information systems. Oxford University Press, 1998.

BUSCHINELLI, C.C.A.; SILVA, A.S.; RODRIGUES, I.A.; MACHADO, R.E. Índice de Sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA): municípios da região do entorno do Rio Poxim, SE. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento EMBRAPA (Jaguaríuna), n 22, p 17-26, 2004.

CAMPOS, C. C.; BRAGA, H. J. e ALVES, R. Mudanças climáticas atuais e seus impactos no estado de Santa Catarina. *Rev. Agropec. Cat.*, v.19, n.3, 2006.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, 35:1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 38:729-735, 2003.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. v.1, 2003, 273 p., <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp>, 22/10/2010

CHANG, N. B.; CHEN, H. W.; JENG, K. Y.; NING, S. K.; LEE, C. S. Evaluation of non-point source loads in the reservoir watershed using the GIS/GPS/RS information technologies and numerical models. Water international 26, 239-251, 2001.

CHERRY, K. A.; SHEPERD, M.; WITHERS, P. J. A.; MOONEY, S. J. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: a review of methods. Science of the Total Environment 406, 1-23, 2008.

CHOUDHARY, L.D.; BAILLEY, L.D.; GRANT, C.A. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. Waste Management & Research, v. 14, p. 581-595, 1996.

COELHO, P.S.; DIOGO, P.A.; ALMEIDA, M.C. "Aferição de taxas de exportação de azoto total e fósforo total com origem em áreas agrícolas e florestais - avaliação de Cargas Poluentes de Origem Difusa". 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos Países de Língua Oficial Portuguesa, São Paulo, Brasil, Novembro, 2007.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 270 p. Tese (Doutorado) Instituto de pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CQFS - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: SBCS: NRS: UFRGS, 2004. 400 p.

CRESTANA, S.; POSADAS, A.N. Dinâmica da água e de solutos na região não-saturada do solo: Modelagem determinística e estocástica, In: Crestana, S.; Cruvinel, P.; Mascarenhas, S.; Biscegli, C.I.; Neto, L.M.; Colnado, L.A. (ed), Instrumentação agropecuária: Contribuições no limiar do novo século, São Carlos: EMBRAPA/CNPDIA, p.263-291, 1996.

DALCANALE, F. Simulação de cargas difusas em bacias rurais. 97 p. Dissertação (Mestrado) Escola Politécnica de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DARST, B.C.; MURPHY, L.S. Keeping agriculture viable: Industry's viewpoint. Journal of Soil and Water Conservation. Soil and Water Conservation Society (Nutrient Management Special Supplement to the March-April 1994), p. 8-14, 1994.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves. Boletim informativo de pesquisa - BIPERS n. 11, 1998.

DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 6, Cabo Verde - Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, p.135-146, novembro de 2003, CD-Rom.

DONIGIAN, A.S. JR; IMHOFF, J.C. From the stanford model to basins: 40 years of watershed modeling. asce task committee on evolution of hydrologic methods through computers. ASCE 150th Anniversary Celebration. November 3-7, 2002. Washington, DC

DONIGIAN, A.S. JR.; HUBER, W.C. Modeling of nonpoint source water quality in urban and nonurban areas (EPA/600/3-91/039). US EPA, Environmental Research Laboratory, Athens, 1991.

DORIOZ, J. M.; QUETIN, P.; LAZZAROTTO, J.; ORAND, A. Bilan Du phosphore dans um bassin versant Du lac léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. Revuedes Sciences de l'Eau, v.17, p.329-354, 2004.

DRAPER, D. W.; ROBINSON, J. B.; COOTE, D. R. Estimation and management of the contribution by manure from livestock in the Ontario Great Lakes basin to the phosphorus loading of the Great Lakes. In: Best Management Practices for Agriculture and Silviculture. R.C. Loehr et al. (eds). PP. 159-174, 1979. Ann Harbor Science Publisher, Ann Arbor, MI.

DUFLOTH, J.H., CORTINA, N.V., MIOR, L.C.M. Estudos Básicos Regionais de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 1 CD, 2005.
EASTMAN, J. R.; JIN, W.; KYEM, P. A. K.; TOLEDANO, J. Raster Procedures for multi-criteria, multi-objective decision. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v.61, n.5, p.539-547, 1995.

EBERHARDT, D. S. Consumo de água em lavoura de arroz irrigado sob diversos métodos de preparo do solo. Revista Agropecuária Catarinense, v.7, n.1, p. 51-53, 1994.

ECKHARDT, K. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. Journal of Hydrology. 352, 168-173, 2008.

EIGER, S.; ARANHA, C. H.; GOMES, M.C.A.; PEREZ, L. S. N.; BUENO NETO, A. S. Modelagem matemática de cargas difusas na bacia Guarapiranga, São Paulo. Anais do XIII simpósio brasileiro de recursos hídricos, Belo Horizonte/MG, 1999. ABRH.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Solos do estado de Santa Catarina - Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 721 p., 2004.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. 1999.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina -. Levantamento agropecuário catarinense – LAC, 2003.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Conheça a qualidade fertilizante do esterco de suínos. Chapecó: Epagri, Centro de Pesquisa para Pequenas Propriedades , 1997. Boletim Técnico 168p.

EPAGRI - EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA/CENTRO DE INFORMAÇÕES DOS RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA (EPAGRI/CIRAM). Zoneamento agroecológico e socioeconômico. Florianópolis: Epagri/Ciram, 1999. Disponível em: http://ciram.epagri.sc.gov.br/ciram_arquivos/arquivos/porta/agricultura/zoneAgroecologico/ZonAgroeco.pdf. Acessado em 10 mar. 2010.

EPAGRI - Inventário das terras e diagnóstico socioeconômico e ambiental sub-bacia do lajeado dos fragosos. 01 CD, 2000.

EPAGRI - Climatologia de chuvas de 1960 a 2004. Disponível em: http://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=141:climatologia-de-chuvas&catid=2:sem-categoria&Itemid=363. Acesso em 13 mai 2009.

EPAGRI - Mapa das unidades hidrográficas do estado de Santa Catarina. Disponível em http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/pré_download_hidrogafias.js. Acesso em: 20 mai2010.http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/pré_download_hidrograficas.jsp

EPAGRI - Mapoteca topográfica digital de Santa Catarina – 2004. Disponível: http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/pré_download_mapa_shp.jsp. Acessado em 18 set. 2011.

FAGGION, F.; OLIVEIRA, C. A.; CHISTOFIDIS, D. Uso eficiente da água: uma contribuição para o desenvolvimento sustentável da agropecuária. Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia, V.2, n.1, 2009. ISSN 1983-6325.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Fao statistical yearbook. 2013. Disponível: <http://WWW.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>. Acessado em 15 set. 2013.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Water monitoring. mapping existing global systems and initiatives. Stockholm, 21 august 2006.

FARIAS, M. S. S. Monitoramento da qualidade da água na bacia do rio cabelo. 178 p. Tese (Doutorado) Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, Campina Grande, 2006.

FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Mapeamento temático geral do estado de Santa Catarina. 1 CD. 2008.

FRAGOSO, M. M. A. Estudo hidrológico e de transporte de sedimentos em uma bacia do bioma cerrado: bacia do córrego capão comprido/Distrito Federal. 102 p. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FRANCISCO, M. J. Rio Araranguá – O Nilo catarinense. Relatório apresentado ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2002.

GARCIA, T.V.; BEIRITH, B. Quantificação da contaminação dos rios pela biomassa da suinocultura em Santa Catarina (Região Oeste), estudo da comprovação da poluição dos mananciais de abastecimento público. 1996. 49f. Monografia: (Especialização em Saúde Pública) - Universidade do Oeste de Santa Catarina, Chapecó, 1996.

GBUREK, W. J.; DRUNGIL, C. C.; SRINIVASAN, M. S.; NEEDELMAN, B. A.; WOODWARD, D. E. Variable-source-area controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. *Journal of soil and water conservation* 57(6): 534-543. 2002.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. L.; HEATHWAITE, A. L.; FOLMAR, G. J. Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. *J. Environ. Qual.* 29:130-144, 2000.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.2, n.27, p. 267-277, 1998.

GBUREK, W.J. E FOLMAR, G.F. Flow and chemical contributions to streamflow in an upland watershed: A baseflow survey. *J. hydrol.* 217, 1-18. 1999.

GEBLER, L. Avaliação do arraste superficial de duas formas de fósforo reativo sob diferentes tipos de cobertura vegetal e manejo em dois solos agrícolas. 130 p. Tese (Doutorado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

GEBLER, L.; LOUZADA, J. A. S.; BERTOL, I.; RAMOS, R. R.; MIQUELLUTI, D. J.; SCHRAMMEL, B. M. Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas gaúchas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.* V.16, n.7, p.769-776, 2012.

GENELETTI, D. An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management* 83, 228-235, 2007.

GENTRY, L. E.; DAVID; ROYER, T. V.; MITCHELL, C. A.; STARKS, K. M. Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 36:4048-415, 2007.

GIANSANTE, A. E.; TAVARES, L. G.; ALMEIDA, F. Metodologia de avaliação de cargas difusas para fins de planejamento ambiental: o caso da bacia Pirai - SP. *Anais do xvi simpósio brasileiro de recursos hídricos*, João Pessoa/PB, n 830, 2005.

GIASSON, E.; BRYANT, R.B.; DEGLORIA, S.D. Gis : Based spatial indices for identification of potencial phosphorus export at watershed scale. *Journal of Soil water Conservation.* v. 57, n.6, pp 373-381. 2002.

GIBSON, G. R.; CARLSON, R.; SIMPSON, J.; SMELTZER, E.; GERRITSON, J.; CHAPRA, S.; HEISKARY, S.; JONES, J. e KENNEDY. Nutrient criteria technical guidance manual: EPA-822-B-00-002. USEPA, Washington, DC. 152p. Disponível em <http://www.epa.gov/ost/criteria/nutrient/guidance/Rivers/index.html>. Acessado no dia 20/04/2013. 2000.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L. and DE CONTI, L. Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial e percolação durante sete anos em um solo com aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos In: SIGERA 2009, Florianópolis, Anais, 2009.

GITAU, M. W.; VEITH, T. L.; GBURECK, W. J. Farm-level optimization of BMP placement for cost-effective pollution reduction. Trans. ASAE 47(6): 1923-1931, 2004.

Giupponi, C.; Eiselt, B.; Guetti, P.F. A multicriteria approach for mapping risks of agricultural pollution for water resources: the Venice Lagoon Watershed case study. Journal of Environmental Management. V. 56, 259-269, 1999.

GOLLEHON, N. and CASWELL, M. Confined animal production poses manure management problems. agricultural outlook. economic research service, USDA, setembro, 2000. Acessado em 04/11/2010. Disponível em (<http://www.ers.usda.gov/publications/agoutlook/set2000/ao274f.pdf>).

GONÇALVES, E. F.; MOLLERI G.S. F. Estiagem. In: HERRMANN, M. L. Atlas de desastres naturais do estado de Santa Catarina. Florianópolis: IOESC, , p. 101-104, 2007.

GONÇALVES, F. A.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; CARVALHO, D. F.; CRUZ, E. S. Índices e espacialização da erosividade das chuvas para o Estado do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.269, 2006.

GOOVAERTS, P. 2000 Geostatistical approaches for incorporating elevation. Into the spatial interpolation of rainfall. Journal of Hydrology 228, 113-129.

GESCa - GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável – SDS. Regionalização de Vazões das Bacias Hidrográficas Estaduais do Estado de Santa Catarina. Volume 1. Florianópolis. 2006a.

GESCB - GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA.

Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável – SDS. Panorama dos Recursos Hídricos de Santa Catarina. 2006b. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/sirhsc/baixararquivo.jsNomeArquivo=PanoramadosRecursosHidricosdeSantaCatarina.pdf>, acesso em 15 jul. 2010.

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

GRIGG, N.S. *Water resources management: principles, regulations, and cases*. New York, McGraw-Hill Book, 1996, 540p.

GUPTA, P. V., SOROOSHIAN, S. E YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrol. Eng.* 4 (2), 135-143, 1999.

HALLBERG, G. R. Nitrates in ground water in Iowa. In: D'Itri FM, Wolfson LG (eds) *Rural ground water contamination*. Lewis, Chelses, Michigan. 1987.

HARMEL, D.; POTTER, K.; ELLIS, P.; RECKHOW, K.; GREEN, C.. Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the United States. *Journal of American Water Resources Association* 42 (5), 1163-1178, 2006.

HART, M. R.; QUINN, B. F. e NGUYEN, M. L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. *J. Environ. Qual.* 33, 1954-1972, 2004.

HEATHWAITE, A. L.; DILS, R. M. Characterising phosphorus loss in surface hydrological pathways. *The Science of the Total Environment*. 251/252, 523-538, 2000.

HEATWOLE, C. D. and SHNHOLTZ, V. O. Targeting animal waste pollution potential using a geographic information system. *Applied Engineering in Agriculture* 7 (6): 692-698, 1991.

HERRMANN, M. L. de P. . *Atlas de Desastres Naturais do Estado de Santa Catarina Florianópolis* : IOESC, 2006, 146 p.

HOLZ, C. Dejetos suínos: mutirão contra a poluição e a saída. Revista Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v. 17, n. 3, p. 40-43, nov. 2004.

HOUTIN, J.A.; COILLARD, D.; KARAM, A. Soil carbon, nitrogen and phosphorus contents in maize plots after 14 years of pig slurry applications. Journal of Agricultural Science, Cambridge, v. 129, p. 187-191, 1997.

HUDNELL, H. K. The state of US freshwater harmful algal blooms assessments, policy, and legislation. Toxicon 55:1024-1034, 2010. Doi: 10.1016/j.toxicon.2009.07.021

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - Banco de Dados Censo Demográfico, 2008. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso: em: 27 de julho de 2008

IBGE - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>, acesso em 15 jul. 2010.

JAYAKRISHNAN, R.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C. and ARNOLD, J.G. Advances in the Application of the SWAT model for water resources management. Hydrol. Process. 19, 749-762, 2005. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com).

JAYNES, D. B.; HATFIELD, J. L.; MEEK, D. W. Water quality in Walnut Creeck watershed: herbicides and nitrate in surface waters. J. Environ. Qual. 28, 45-59, 1999.

JENKS, G. F. "The Data Model Concept in Statistical Mapping", International Yearbook of Cartography 7: 186-190, 1967.

JOHNES, P. J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach. Journal of Hydrology 183, 323-349, 1996.

JOHNES, P.; MOSS, B., PHILLIPS, G., The determination of total nitrogen and total phosphorus concentration in freswaters from land use, stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biology* 36, 451-473, 1996.

KARIMIPOUR, F., DELAVAR, M. R., KINAIE, M.. Water quality manangement using GIS data mining. *Journal of Environmental Informatics* 5, 61-71, 2005.

KATAYAMA, K.; KOSHIISHI, T.; NARIHISA, H.; Reinforcement learning agents with primary knowledge designed by analytic hierarchy process. Okayama: Okayama University of science, 2005. Deisponível em: <<http://k2x.ice.ous.ac.jp/~katayama/paper/2005-SAC-ahp-agent.pdf>>. Acesso em 07 abr.2013.

KEENEY, R. L., RAIFFA, H., Decisions with Multiple Objectives – Preferences and Value Tradeoffs. Cambridge University press, Cambridge, 1993.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: Seminários técnicos de suinocultura. 7º Simpósio goiano de avicultura e simpósio de suinocultura, 2, 2005, Goiânia; Anais, Goiânia, GO, 2005.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm, 1928.

KORNEGAY, E. T; HARPER A. F. Environmental nutrition: nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. *The professional animal scientist*, 13:99-111, 1997.

KRYSAKOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D.; BECKER, A. “Development and test of a spatially distributed hydrological / water quality model for mesoscale watersheds”. *Ecological Modelling*, 106, pp. 261 – 289, 1998.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Caderno de Ciência & Tecnologia, Brasília*, v.22, n.3, 651-665, 2005.

LAIGNEAU, P. Cobrança pelos usos da água na França. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Alagoas. Anais, 2011.

LARENTIS, G. D.; COLLISCHONN W.; TUCCI, C.E. M. Simulação da qualidade de água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, Rs. Revista brasileira de recursos hídricos. V.13, N.3, 05-22, 2008.

LEGATES, D. R.; MCCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. Water Resources Res. 35(1):233-241.1999.

LEMUNYON, J. L., GILBERT, R., The concept and need for a phosphorus assessment tool. Journal of Production Agriculture 6 (44), 483-486, 1993.

LÉON, L. F.; SOULIS, E. D.; KOUWEN, N.; FARQUHAR, G. J.; Nonpoint source Pollution: a distributed water quality modeling approach. Water Resources, Vol. 35, n 4, pp. 997-1007, 2001.

L'HERROUX, L.; LE ROUX, S.; APPRIOU, P.; MARTINEZ, J. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). Environmental Pollution, 97:119-130, 1997.

LINDNER, E. A. Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina. 1 CD -ROM. Florianópolis: FIESC-IEL, 1999.

LOCH, C.; NEUMANN, P. S.; BERNARDY, R. J. Definição da unidade territorial na Regionalização da gestão ambiental em Santa Catarina. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO (IV COBRAC) Florianópolis: UFSC, 2000.

LOURENÇO, R.P.T.G. Determinação da poluição difusa afluenta a uma linha de água - validação das metodologias habitualmente utilizadas no cálculo das cargas de poluição difusa para bacias hidrográficas nacionais. 6th Water Congress. APRH - Portuguese Water Resources Association, Porto, Portugal, 18th - 22nd March, 2002.

LOVATTO, P.A.; HAUSCHILD, L.; LEHNEM, C.R.; CARVALHO, A. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha. *Ciência Rural*, 35:883-890, 2005.

MACLEOD C.; HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. *Scope Newsletter*, Devon-UK: IGER, n.51, junho, p.1-10, 2003.

MAGDELAINE, P.; CELINE, C. Evaluation des surcoûts générés par les contraintes réglementaires en volailles de chair. Conséquences sur la compétitivité de la filière. Sixièmes Journées de la Recherche Avicole, St Malo, 30 et 31 mars 2005. Saint Malo, France.: ITAVI/OFIVAL, 2005.

MALCZEWSKI, J. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*. V.8, p.270-277, 2006.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; FERRAZ, E.S.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z.; KRUSCHE, A.V.; MORAES, J.M.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.L.S.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CERRI, C.E. Hydrology and water quality in the Piracicaba River basin, Sao Paulo State, Brazil. In: *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. IAHS Special Publication. no 6, chapter 10, p.159-177. 2002.

MASINI, L. S. P. Cargas difusas de origem urbana: monitoramento da bacia do rio cabuçu de baixo, São Paulo, SP. *Anais do XIV simpósio brasileiro de recursos hídricos*, Aracaju/SE, n. 391, 2001. ABRH.

MATTIAS, J.L. Metais pesados em solos sob a aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

McGUIRE, K.J.; Dewalle D.R.; GBURECK, W.J. Evaluation of mean residence time in subsurface waters using oxygen-18 fluctuations during drought conditions in the mid-Appalachians. *J. Hydrol.* v.261, p.132-149, 2002.

MENDIONDO, E.M.; TUCCI, C.E.M. Escala hidrológicas. I a III. Revista brasileira de recursos hídricos, 2 (1): P. 59-122, 1997.

METCALFE, M. State legislation regulating animal manure management. review of agricultural economics. V.22, nº 2, fall / Winter, 2000. Acessado em 03/11/2010. Disponível em <http://www.aaea.org/fund/pubs/rae>.

MEYER, V.; SCHEUER, S.; HAASE, D. A multicriteria approach for flood risk mapping exemplified at the Mulde river , Germany. Natural Hazards 48, 17-39, 2009.

MIRANDA, C.R. Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura. 262 p. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

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

MORGAN R.P.C. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. Catena. V.44, p. 305–22, 2001.

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. Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers, v.50, n.3, p.885-900, 2007.

MOTTA, F. S.; ALVES, E. G. P.; BECKER, C. T. Informação climática para planejamento da necessidade de água para irrigação do arroz no Rio Grande do Sul. Lavoura Arrozeira. Porto Alegre, v. 43, n. 392, p. 3-6, 1990.

MUNAFO, M.; Cechi, G.; Baiocco, F.; Mancini, L. River pollution from nonpoint sources: a new simplified method of assessment. Journal of Environmental Management, v.77, 93-98, 2005.

MUSGRAVE, G. W. How much of the rain enters the soil? In: USDA. Water: the yearbook of agriculture. P.151-159, 1955.

MYNETT, A. E. Environmental Hydroinformatics: the way ahead
Proceedings of the Fifth International Conference on Hydroinformatics,
Cardiff, UK, Vol. 1, pp 31-36, IWA, London, 2002.

MYNETT, A. E. Hydroinformatics tools for ecohydraulics modeling -
keynote address, Proc 6th Int. Conf. on Hydroinformatics, Singapore,
June 2004.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through
conceptual models. Part 1: a discussion of principles. Journal of
Hydrology, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NASR, A.; BRUEN, M.; JORDAN, P.; MOLES, R.; KIELY, G.;
BYRNE, P. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for
modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. Water
Res 41(5):1065-1073, 2007.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R.
Soil and water assessment tool – Theoretical documentation: version
2005, Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural
Experiment Station, 2005. 494pp.

NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of phosphorus indices:
twenty years of science and development. J. Environ. Qual. 41. Doi:
10.2134/jeq2012.0342. 2012.

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

NOVOTNY, V. Difuse pollution from agriculture. Water Science and
Technology, Great Britain, v.39, n.3, p.1-13, 1999.

NRCS – NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE.
Chapter 8: Land Use and Treatment Classes. In: National Engineering
Handbook: Part 630, Hydrology. 2002. Disponível em:
<ftp://wcc.nrcs.usda.gov/downloads/hydrology_hydraulics/neh630/>.ac
esso em: 5 de abril de 2013.

OGDEN, F.L.; GARBRECHT, J.; DEBARRY, P.A.; JOHNSON, L.E. Gis and Distributed watershed models. II: Models, interfaces, and models. *J. hydrol. Eng.* 6(6), 515-523, 2001.

PALHARES, J. C. P.; MATTEI, R. M. XXX Congresso de AIDIS Interamericana. Monitoramento da Qualidade da Água de uma Microbacia na Época d maior Disposição dos Resíduos Animais como Fertilizantes. Rio de Janeiro, 2006.

PALHARES, J.C.P.; BARIONI, J.R.W.; JACOB, A.D.; PERDOMO, C.C. Impacto ambiental da concentração de suínos na microbacia hidrográfica do Rio Fragosos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 8p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 307).

PEKAROVA, P., KONICEK, A. AND MIKLANEK, P. Testing of AGNPS model application in Slovak microbasins. *Phys. Chem. Earth, PartB: Hydrol., Oceans Atmosphere*, 24:303-305, 1999.

PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.V.; KUNZ, A. Metodologia sugerida para estimar o volume e a carga de poluentes gerados em uma granja de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado técnico, 332).

PETERSON, J.R.; HAMLETT, J.M. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. *J Am Water Resour Assoc* 34(3):531-544, 1998.

PIETERSE, N. M.; BLEUTEN, W.; JORGENSEN, S. E. Contribution of point sources and difuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, 271, 213-225, 2003.

PINHEIRO, A.; DESCHAMPS, F.C. Transporte de ortofosfato e de nitrato na Microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. *Revista Brasileira Agrícola e Ambiental*, v.12, p.318-325, 2008.

PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SCHNABEL, R. R.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecol. Eng.* 14:325-335, 2000.

- PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SCHNABEL, R. R.; SHARPLEY, A. N.; ELWINGER, G. F. Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *J. Hydrol.* 220, 62-73, 1999.
- POTE, D. H.; REED B. A.; DANIEL T. C.; NICHOLS D. J; MOORE P. A.; JR., D.R. Edwards, and S. FORMICA. Water-quality effects of infiltration rate and manure application rate for soil receiving swine manure. *Journal Soil Water Conservation*, 56:32-37, 2001.
- PREMAZZI, G.; CARDOSO, A.C. Criteria for the Identification of Freshwaters Subject to Eutrophication, Joint Research Centre, Ispra, Italy, 2001.
- RADCLIFFE, D. E., FREER, J., SCHOUmans, O.,. Diffuse phosphorus models in the United States and Europe: their usages, scales, and uncertainties. *Journal of Environmental Quality* 38, p.1956-1967, 2009.
- RAINER, R. K.; SNYDER, C. A.; CARR, H. H. Risk Analysis for information technology. *Journal of management information systems*. 8, 1, 129-147, 1991.
- RASOLOMANANNA, S. D.; LESSARD, P.; VANROLLEGHEM, P. A. Single-objective vs. multi-objective autocalibration in modeling total suspended solids and phosphorus in a small agricultural watershed with swat. *Water Science Technology*. 643-652, 2012.
- RAST, W.; LEE, G. F. Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, v.109, p.502-578, 1983.
- REGGI, L. and SCICCHITANO, S. Financing public e services in Europe: A regional perspective. In: *Information Systems: Crossroads for organization. Management, Accounting and Engineering*. 19-26, 2012. Doi 10.1007/978-3-7908-2789-7.
- RIGHETTO, A. M. Hidrologia e recursos hídricos. São Carlos: EESC/USP, 1998. 840 p.

ROE, B.; IRWIN, E.G. E SHARP, J.S. Pigs ins Space: Modeling the Spatial Strcture of Hog Production in Traditinal and Nontraditional Production Regions. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (2), 259-278, May, 2002. Acessado em 20/10/2010. Disponível em <http://www.ingenta.com/journals/browsw/bpl/ajae>.

ROGERS, P.; LLAMAS, M.R.; MARTÍNEZ-CORTINA, L. (Ed.) *Water crisis: myth or reality?* London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, 2006. 331p.

ROSSO, J. C. Avaliação do Consumo de Água em Lavouras de Arroz Irrigado no Sistema Pré-Germinado nas Condições Climáticas do Sul Catarinense. 74 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2007.

SAATY, T. L. *Decision Making for leaders*. Vol.. II. AHP Series. 315 pp., RWS Publ., new ed., ISBN 0-9620317-8-X. 2001

SANTA CATARINA. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH. Resolução CERH n° 001/2008. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água de Santa Catarina.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. *Bacias hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral*. Florianópolis: Governo do Estado, 1997. 163 p.

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

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para estimativa da chuva com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos parte 1: classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.10, n.4, p.05-18, 2005.

SAUER, T.J.; SREEMATKANDALAM, K.C.; TIM, U.S.; JAMES, D.E. AND HATFIELD, J.L. Measurement and prediction of phosphorus transport from swine manure at the watershed scale. In: international Symposium on Animal, Agricultural and food processing wastes, 9, P542-545, Durham, 2003.

SCHILLING, K. E. Chemical transport from paired agricultural and restored prairie watersheds. *J. Environ Qual.* 31, 1184-1193, 2002.

SCHILLING, K.; WOLTER, C. F. A gis-based ground travel time to evaluate stream nitrate concentration reductions from land use change. *Environ. Geol.* 53, 433-443, 2007. DOI 10.1007/s00254-007-0659-0.

SCHILLING, K.; ZHANG, Y. K. Baseflow indices contribution to nitrate-nitrogen export from a large, agricultural watershed, USA. *J. Hydrology.* 295, 305-316, 2004.

SCHNABEL, R. R; URBAN, J. B.; GBUREK, W. J. Hydrologic controls on nitrate, CL, and sulfate concentrations. *J. Environ. Qual.* 22, 589-596, 1993.

SCS – SOIL CONSERVATION SERVICE. (Urban Hydrology of Small Watersheds. USDA, 1986. (Technical Release 55).

SEDUMA. Programa estadual de saneamento rural de Santa Catarina: projeto integrado de controle de poluição da suinocultura "Projeto Água Limpa". Florianópolis, 1989. 21p.

SEGANFREDO, M. A. A questão ambiental na utilização dejetos de suínos como fertilizante do solo. Concórdia, EMBRAPA-CNPISA, Circular técnica, N. 22, 2000. 35p.

SEGANFREDO, M. A. Estudo de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. II Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, p.167-169, Santa Maria - RS, 1998.

SEGANFREDO, M. A. Modelo simplificado de avaliação de risco ambiental na reciclagem dos dejetos de suínos como fertilizante do solo. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado técnico, 343).

SEGANFREDO, M.A. Gestão ambiental na suinocultura. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, 302 p.

SHAHANE, A.N.; MALOY, J.R. The water quality planning model. International conference on ecological modeling. Copenhagen-Denmark, 1978.

SHAMBLEN, R. G.; BINDER, D. M. The effect of watershed reservoir volume and rainfall on nitrate levels in surface drinking water supplies. *J. Soil Water Conserv.* 51, 547-461, 1996.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P. Effect of rainfall simulator and plot scale on n overland flow and phosphorus transport. *Journal of Environ. Qual.*, v. 32, p. 2172-79, 2003.

SHARPLEY, A. N.; SYERS, J. K. Phosphorus inputs into a stream draining and agricultural watershed: II. Amounts and relative significance of runoff types. *Water Air Soil Pollut.* 11, 417-428, 1979.

SHARPLEY, A. N. Modeling phosphorus movement from agriculture to surface water. In: Radcliffe, D.; Cabrera, M.L. (Ed). *Modeling Phosphorus in the environment*. Boca Raton, Fl, United States: CRC Press, p. 163-188, 2007.

SHARPLEY, A. N.; WELD, D. B.; BEEGLE, P. J. A.; KLEINMAN, W. J.; GBUREK, P. A.; MOORE, P. A. e MULLINS, G. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the U.S.J. *Soil Water Conserv.* 58, 137-152, 2003.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; HEATHWAITE, A. L.; GBUREK, W. J.; FOLMAR, G. J.; SCHMIDT, J. P. Phosphorus loss from an agricultural watershed as a function of storm size. *J. Environ. Qual.* 37, 362-368, 2008.

SHARPLEY, A.N; HAVORSON, D.A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A.(Ed) *Soil Proc. and Water Quality*. Madison. p.7-89, 1994.

SHOEMAKER, L.; DAI, T.; KOENIG, J. TMDL model evaluation and research needs. EPA/600/R-05/149, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2005.

SILVA, A. L. A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP. 153 p. Dissertação (Mestrado) Escola Politécnica de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas. São Carlos: Ed. UFPA, 2003. 138p.

SILVA, D.J. Desafios sociais da gestão integrada de bacias hidrográficas: Uma introdução ao conceito de governança da água. 74º Congr ss de L´ACFAS. Montréal, 2006.

SILVA, P. A.; BANA e COSTA, C; CORREIA, F. N. Avalia o multicritério das incidências ambientais de medidas de controle de cheias: O caso da Ribeira do Livramento. Lisboa – Portugal, 1996. Disponível em: [HTTP:WWW.aprh.pt/congressoagua98/files/com/106.pdf](http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/106.pdf)>, acesso em 10/11/2009.

SMITH, R. M. Comparing traditional methods for selecting class interval on choropleth maps. *Professional Geographer*, 38, 62-67, 1986.

SMITH, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems – a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10, 126-139.

SNEERINGER, S.E. Effects of Environmental Regulation on Economic Activity and Pollution in Commercial Agriculture. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, Vol. 9. 2009.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMA OES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto. Ministério das Cidades, 2010.

SOMLYODY, L.; VARIS, O. Freshwater under pressure. *International Review for Environmental Strategies*, v.6, n.2, p.181-204, 2006.
SPARKS, D. *Environmental soil chemistry*. San Diego, academic Press, 1995, 267p.

SPIES, A. The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change. 2003. 379 (Doctor). School of Natural and Rural Systems management, University of Queensland, Brisbane, Australia.

SPÖR, C. e ROSS, J.L.S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. *GEOUSP – Espaço e Tempo*, n 15, p. 39-49, 2004.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS, *Water Res. B.*, 30:453-462, 1994.

SULLIVAN, J.; VASAVADA, U. and SMITH, M. Environmental Regulation and Location of Hog Production. USDA, ERS, *Agricultural Outlook*, Sept, pp 19-23, 2000. (<http://www.ers.usda.gov/publications/agoutlook/Sep2000/ao274g.pdf>).
Acessado em 09/11/2010

TIEMEYER, B.; LENNARTZ, B.; SCHLICHTING, A.; VEGELIN, K. Risk assessment of the phosphorus export from a re-wetted peatland. *Phys. Che. Earth* 30, 550-560, 2005.

TOMAZ, P. BMPs - Best management practices, 2006, 158p.
Disponível na internet em 09/11/2010 em
www.pliniotomaz.com.br/downloads/livro01v02bmps.pdf

TOMER, M. D.; MEEK, D. W.; KRAMER, L. A.; *Agricultural practices influence flow regimes of headwater streams in western Iowa*. *J. Environ. Qual.* 34, 1547-1558, 2005.

TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C., MENUN-CADE, B.J. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v.35, n.10, p1317-1323, 2003.

TUCCI, C. E. M. Regionalização de vazões. Porto Alegre: Ed. Universidade: UFRGS, 2002. 256 p.

TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I., NETTO, O. M. C. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a visão mundial da água. Bahia análise & dados. Salvador, v. 13, n. Especial, p. 357-370, 2003.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos avançados. V. 22, n.63, p. 7-16, 2008.

ULLRICH, A.; VOLK, M. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Department of Computational Landscape Ecology, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, Germany, 2009.

UMEZAWA, P.K. Previsão de deflúvio (washload) em rios de áreas elevadas. 217 p. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1979.

UNESCO. Água para todos, água para a vida. Paris, 2003. 36 p.

UNESCO. World water assessment programme. The united nations world water development report 3: Water in a changing world. Paris, 2008. 318 p.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Foreign agriculture service. Livestock and poultry.: world markets and trade. Global import demand for meat and poultry forecast higher in 2009. 2009, 32p. disponível em: <http://www.fas.usda.gov//dlp/circular/2008/livestock_poultry_10-2009.pdf>. acesso em: 20 janeiro de 2012.

USEPA (United States Environment Protection Agency). States Compendium. Programs and Regulatory Activities related to Animal Feeding Operations, 2001.
<http://cfpub.epa.gov/npdes/afo/statecompend.cfm>. Acesso em 03/11/2010.

USEPA. Managing manure nutrients at concentrated animal feeding operation. EPA-821-B-04-006. USEPA, office of Water (4303T), Washington, DC, 2004. Disponível em <http://www.epa.gov/guide/cafo/> (acessado em 10/10/2012).

VAN GRIENSVEN, A.; BAUWENS, W. Multiobjective autocalibration for semi-distributed water quality models. *Water Resources Research*, v. 39, n.39. 12, p. 1348-1356. 2003.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R. 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.

VAN LIEW, M. W., ARNOLD, J. G.; GARBRECHT, J. D. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Tras.ASAE* 46(6): 1539-1551. 2003

VASCONCELOS, V. e PEREIRA, E. Qualidade biológica de águas superficiais. Estudo da Comunidade fitoplanctónica na albufeira do torrão (rio Tâmega), in *Anais do 6º Congresso da Água, Associação Portuguesa de recursos Hídricos, Porto (Portugal), 18 a 22 de Março de 2002.*

Vazquez-Amabile, Engel, B.A.; Flanagan, D.C. Modeling and risk analysis of nonpoint-source pollution caused by atrazine using SWAT. *American Society of Agricultural Engineers*. V.49(3), 667-678, 2006.

VEITH, T. L.; SHARPLEY, N. N.; WELD, J. L.; GBUREK, W. J. Comparison of measured and simulated P losses with indexed site vulnerability. *American Society of Agricultural Engineers*. V.48(2), 557-565, 2005.

VEITH, T. L.; WOLFE, M. L.; HEATWOLE, C. D. Cost-effective BMP placement: Optimization versus targeting. *Trans. ASAE*. 47(5), 1585-1594, 2004.

VENÂNCIO, A.; MARTINS F.L.; CHAMBEL P.; NEVES, R. Modelação hidrológica da bacia drenante da albufeira de Pracana. In: 5º. Congresso Ibérico, Gestão e Planeamento da Água. - Faro, p. 1-14, 4-8 Dezembro, 2006.

- VENOHR, M.; BEHRENDT, H.; KLUGE, W. The effects of different input data and their spatial resolution on the results obtained from a conceptual nutrient emissions model: the River Stor case study. *Hydrol. Proc.* 19, 3501-3515, 2005.
- VERVIER, P.; PINHEIRO, A.; FABRE.; PINAY, G.; FUSTEC, E. Phosphorus point-source and nitrate nonpoint source pollution along an agricultural river. *Water Research*, v.33, p.95-104, 1999.
- VIEIRA, V. F. Mapeamento do risco da poluição suínica em águas superficiais como subsídio ao ordenamento territorial. 136 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2006.
- VOINOV, A.; GADDIS, E. J. B. Lessons for successful participatory watershed modeling: a perspective from modeling practitioners. *Ecological Modelling* 216, 197-207, 2008.
- VON SPERLING, M. Estudos e modelagem de qualidade da água de rios. 588p. 2007.
- WANG, Y.; BASU, S.; YANG, C.W. Modelling two-phase flow in PEM fuel cell channels. *Journal of Power sources*. 179, 603-617. 2008.
- WEYDMANN, C.L. Análise comparada de políticas ambientais para a suinocultura. revista de política agrícola, Secretaria de Política Agrícola do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, jul/ago/set , p. 33-40, 2002. (http://www.agricultura.gov.br/spa/spa_03.htm).
- WEYDMANN, C.L. Externalidades e mudanças da regulamentação ambiental para a suinocultura norte-americana: é possível no caso brasileiro? *RER*, Rio de Janeiro, vol. 43, n° 02, p. 287-305, abril/junho 2005.
- WHITE, M. J.; STORM, D. E.; BUSTEED, P. R. SMOLEN, M. D.; ZHANG, H. FOX, G. A.. A qualitative phosphorus loss assessment tool for agricultural fields. *Environ. Mod. & Software*, 25, 1121-1129, 2010.
- WIGMOSTA, M, VAIL, LW, LETTENMAIER, DP. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water Resources Research*, 30:1665-1679, 1994.

WITHERS, P. J. A.; DAVIDSON, I. A.; FOY, R. H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. *Journal Environmental Quality*, 29:167-175, 2000.

WREGGE, M. S. Atlas Climático da Região Sul do Brasil. Embrapa Clima Temperado, 2011, 324p.

YAGER R. R.; KELMAN A. An extension of the analytical hierarchy process using OWA operators. *Journal of intelligent and Fuzzy Systems*. v. 7, p.401-417, 1999

YAGER, R. R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*. v.18, p. 183-190. 1988.

YANG, Y.S.; WANG, L. A review of modelling tools for implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. *Water Resour Manage*. 24:1819-1843, 2010.

ZENG, Y.; TRAUTH, K. M. 2005. Internet-based fuzzy multicriteria decision support system for planning integrated solid waste management. *Journal of Environmental Informatics* 6, 1-15.

ZHANG, H. and HUANG, G. H. Building channel networks for flat regions in digital elevation models. *Hydrological Processes* 23, 2879-2887, 2009.

ZHANG, H. and HUANG, G. H. Assesment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach. *Ecological Modelling* 222, 313-321, 2011

APÊNDICE A

Coordenadas dos pontos de coleta de solo em UTM na Bacia Lajeado dos Fragosos (BLF) com as respectivas classes de solos e símbolos adotados pela Embrapa para os solos de Santa Catarina em 2006.

NR_SNUM	SG_SIMB_OL	DS_COMP_SB	X (UTM)	Y(UTM)
236	TRe1	Nitossolo vermelho	392682,229580	6981708,687700
229	TBRa7	Nitossolo vermelho	401395,758749	6988228,842980
236	TRe1	Nitossolo vermelho	392915,273348	6985558,592270
239	Urbano	Urbano	398162,001213	6987991,132610
238	TRe3	Nitossolo vermelho	379719,734345	6977944,399680
96	Ce5	Cambissolo háplico	386916,389478	6982437,252290
98	Ce7	Cambissolo háplico	394645,947373	6987004,685360
236	TRe1	Nitossolo vermelho	388349,711506	6984517,851790
132	LRa4	Neossolo lítólico	386837,00	6991082,00
101	drenagem_dupla	AGUA	384632,157419	6979582, 816000

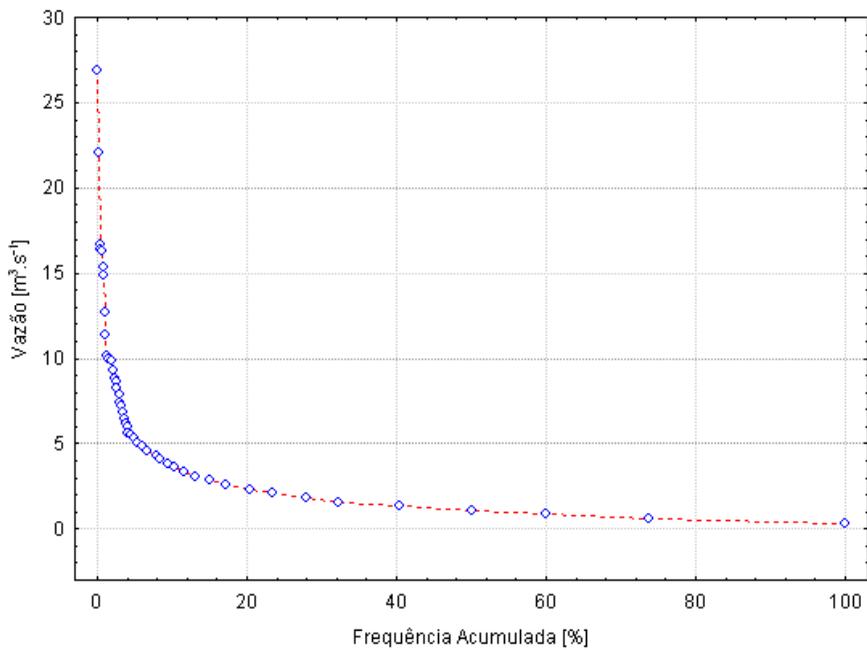
APÊNDICE B

Eventos de medição de concentração de sedimento (mg.L^{-1}) na vazão de base e de cheia nas três seções de medições (montante, central, jusante) com as respectivas vazões médias ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) na seção de jusante ocorridos na BLF entre o período de 2010 e 2011.

Evento	seção Montante	Seção Intermediária	Seção Jusante	Vazão da Bacia
09/11/2010	4,40		11,40	0,22
21/12/2010	159,00		160,60	1,02
26/01/2011	104,20		1907,40	1,44
17/02/2011	0,20		7,80	1,35
17/03/2011	0,00		0,60	0,10
27/03/2011		366,00	5,58	3,03
28/03/2011	164,20	1608,50	856,50	8,82
30/03/2011			597,50	24,34
31/03/2011		351,00	46,50	9,76
17/04/2011		610,50	300,50	3,03
18/04/2011	140,00	257,50	123,78	8,28
14/05/2011		121,50	76,50	3,03
15/05/2011			181,00	8,82
16/05/2011			15,50	1,35
16/05/2011			15,50	1,44
09/06/2011			7,75	0,80
22/06/2011	4,79	821,16	1132,00	8,71
27/06/2011		21,25	4,75	4,03
28/06/2011			4,75	2,76
30/06/2011			737,75	5,92
01/07/2011			298,50	14,28
13/07/2011			1,70	0,10
21/07/2011	4,14	256,75	237,38	10,63
09/08/2011		438,00	304,00	3,03
11/08/2011	8,56	4,91	16,50	1,26
19/08/2011		316,00	95,00	3,03
24/08/2011		12,00	21,50	2,89
07/09/2011			685,00	3,03
08/09/2011		223,97	988,83	15,81
13/09/2011	4,42	4,32	7,36	1,54
10/10/2011	7,57		48,51	0,87
13/10/2011		2131,88		30,79
08/11/2011	2,50		4,54	0,10
13/12/2011	2,04		11,00	0,15
24/01/2012	5,04		9,45	0,14
15/02/2012	4,21		5,49	0,39
06/03/2012	3,94		7,27	0,39

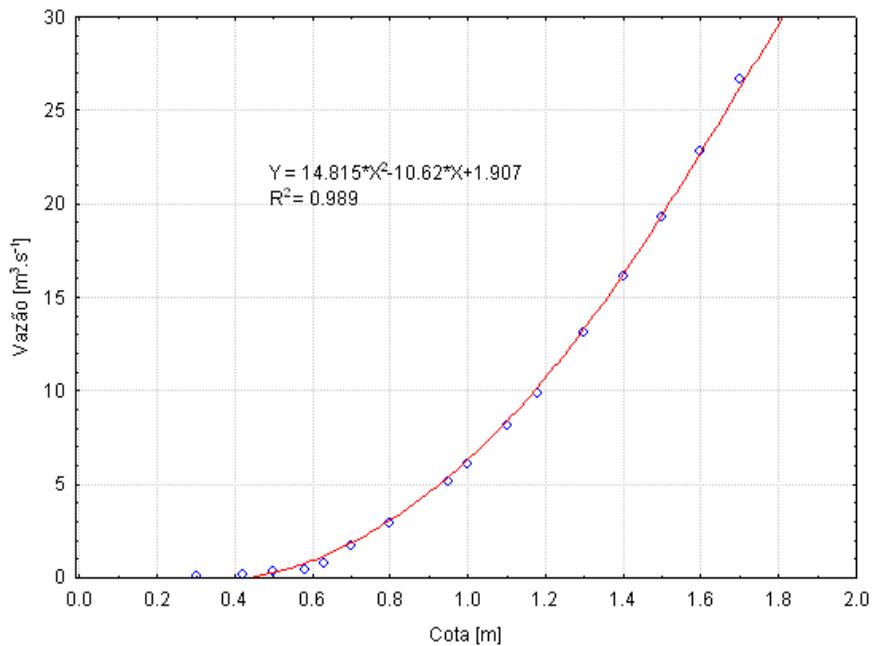
APÊNDICE C

Curva de permanência da descarga líquida ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) na Bacia Lajeado dos Fragosos.



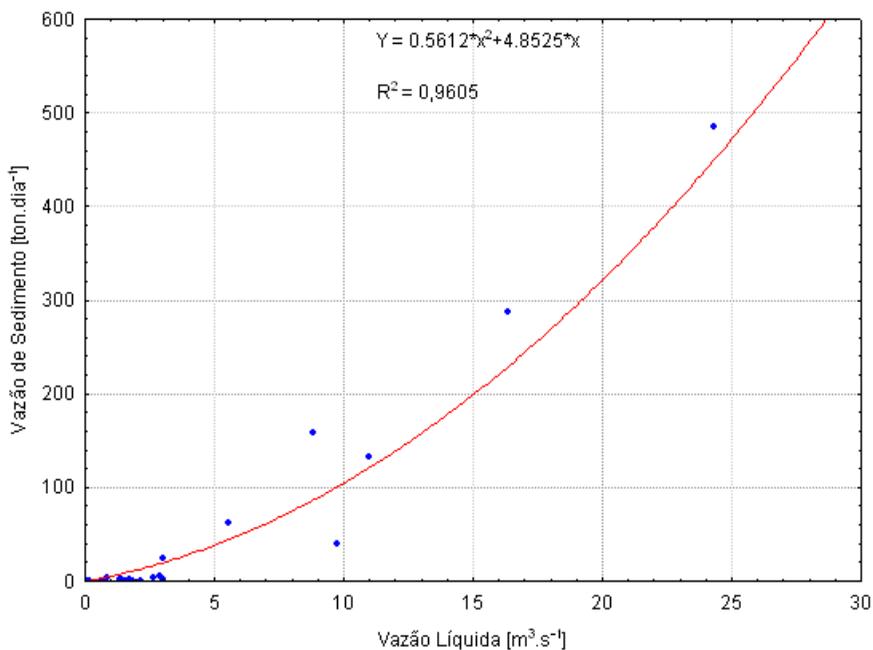
APÊNDICE D

Curva de regressão entre a descarga líquida ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e a cota (m) na seção de jusante na Bacia Lajeado dos Fragosos.



APÊNDICE E

Curva de regressão entre a carga de sedimentos (tonelada-dia⁻¹) em suspensão com a descarga líquida (m³·s⁻¹) para a Bacia Lajeado dos Fragosos.



APÊNDICE F**Simulação de chuva ocorrida em 02 de outubro 2011**

Estudos sobre o efeito das chuvas sobre a área com cobertura vegetal de pinus. Nesta simulação de chuva utilizou-se o princípio de funcionamento do simulador descrito por Meyer & Hamon (1979).

- a) O Simulador de chuva é acionado eletricamente por gerador, realizando movimentos oscilatórios à direita e esquerda sobre a caixa coletora.
- b) A caixa coletora com o disdrômetro (mede a distribuição e o tamanho das gotas).
- c) Dispositivos eletrônicos são utilizados para controle da intensidade, distribuição e tamanho das gotas.
- d) Momento em que ocorre o escoamento superficial.

