



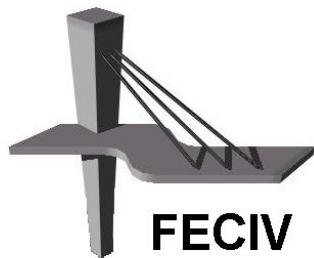
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

APORTE DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM (TRIÂNGULO MINEIRO) E PROPOSIÇÃO DE DIRETRIZES PARA PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

ALESSANDRA CAMPOS DOS SANTOS

UBERLÂNDIA, 16 DE MARÇO DE 2018



**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil**



Alessandra Campos dos Santos

**APORTE DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO
RIBEIRÃO BOM JARDIM (TRIÂNGULO MINEIRO) E
PROPOSIÇÃO DE DIRETRIZES PARA PROGRAMAS
DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho

Coorientadora: Profa. Dra. Nágela Aparecida de Melo

Uberlândia, 16 de março de 2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S237a Santos, Alessandra Campos dos, 1992-
2018 Aporte de nutrientes na sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim
(Triângulo Mineiro) e proposição de diretrizes para programas de
pagamento por serviços ambientais / Alessandra Campos dos Santos. -
2018.

197 f. : il.

Orientador: José Eduardo Alamy Filho.
Coorientadora: Nágela Aparecida de Melo.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1117>
Inclui bibliografia.

1. Engenharia civil - Teses. 2. Bom Jardim, Ribeirão (Uberlândia,
MG) - Teses. 3. Bacias hidrográficas - Teses. 4. Solos - Teor de minerais
- Teses. I. Alamy Filho, José Eduardo. II. Melo, Nágela Aparecida de,
1976- III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil. IV. Título.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL - PPGEC

ATA Nº: 207/2018

CANDIDATO: Alessandra Campos dos Santos

Nº. Matrícula: 11522ECV002

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho

TÍTULO: "Aporte de nutrientes na sub-bacia do Ribeirão Bom Jardim (MG) e proposição de diretrizes para programas de pagamento por serviços ambientais".

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

LINHA DE PESQUISA: Recursos Hídricos e Saneamento

PROJETO DE PESQUISA: Gestão de Reservatórios

DATA DA DEFESA: 16 de março de 2018.

LOCAL: Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y.

HORÁRIO INÍCIO/TÉRMINO: 09:00 - 12:20

Reuniu-se na **Sala de Reuniões Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y - Campus Santa Mônica** da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do PPGEC, assim composta: Professores Doutores: **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla – FECIV/UFU; Eduardo Mario Mendiondo – EESC/USP e José Eduardo Alamy Filho** orientador da candidata. Ressalta-se que o **Prof. Dr. Eduardo Mario Mendiondo** participou da defesa por meio de vídeo conferência desde a cidade de São Carlos (SP) e os demais membros da banca e a aluna participaram in loco.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho** apresentou a Comissão Examinadora e concedeu à discente a palavra para a exposição do trabalho. A seguir, o senhor presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais. Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou a candidata aprovada. Esta defesa de Dissertação de Mestrado Acadêmico é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre. O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU. Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos e foi lavrada a presente ata que após lida e aprovada foi assinada pela Banca Examinadora.

Professor Orientador: **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho – FECIV/UFU**

Membro externo: **Prof. Dr. Eduardo Mario Mendiondo – EESC/USP**

Membro interno: **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla – FECIV/UFU**

Uberlândia, 16 de março de 2018

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer meus pais, Soneide e Milton, pelo apoio, dedicação, paciência e por acreditarem em mim.

Agradeço também meu primo Alexandre, minha avó Onita e meu avô Milton, que já não estão mais presentes, mas que foram pessoas importantes na minha vida, na minha formação acadêmica e pessoal. Eles me inspiraram e continuam me inspirando a ser uma pessoa melhor, a correr atrás dos meus sonhos, enfrentar as dificuldades da vida e sempre aprender coisas novas.

Ao meu namorado Alan, pelo companheirismo, paciência e apoio durante esse período de mestrado.

Aos professores e técnicos do PPGEC, em especial ao meu orientador José Eduardo e coorientadora Nágela, pela ajuda e ensinamentos passados.

Aos amigos e colegas, que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro fornecido.

A natureza ainda vive

*“Como é bom caminhar pela mata,
sentir o seu cheiro doce,
banhar-me em uma cascata,
como se um índio eu fosse.*

*Como é bomvê-la para fotos posar,
mesmo doente, tão bela!
Beleza que ainda posso admirar,
quando a procuro da janela.*

*Não podemos matar seu canto,
nossa vida depende dela,
não transformemos cumplicidade em pranto.*

*Nossa vontade é livre,
salvemos nossa vida, enquanto
a natureza ainda vive.”*

- Alexandre Jairo Campos de Souza

Santos, A. C. Aporte de nutrientes na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (Triângulo Mineiro) e proposição de diretrizes para programas de Pagamento por Serviços Ambientais. 197 p. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2018.

RESUMO

A poluição e a degradação dos recursos hídricos, principalmente por atividades antrópicas, constitui-se um dos maiores desafios da gestão da água. O avanço da agricultura e da pecuária em áreas de vegetação natural pode comprometer o fornecimento de água em quantidade e de qualidade, já que essas atividades, normalmente, requerem o uso de fertilizantes e pesticidas. Assim, o presente trabalho tem como principal objetivo simular as cargas de nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo que são carreadas na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, para diferentes cenários de uso do solo, além de propor diretrizes conservacionistas para a implantação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). A referida sub-bacia está localizada entre os municípios de Uberlândia e Uberaba (Triângulo Mineiro, MG), e seus mananciais alimentam o reservatório de água do Bom Jardim, destinado para o abastecimento público da cidade de Uberlândia. As simulações hidrológicas e de nutrientes foram realizadas utilizando o modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), e comparadas com valores obtidos por meio de análises realizadas em campo. Além disso, foram calculados os índices de abatimento destes nutrientes para diferentes cenários de uso e ocupação do solo. E por fim, as diretrizes de implantação de programas de PSA foram propostas a partir da revisão da literatura de artigos, teses, dissertações, manuais e livros acerca do assunto. Os resultados gerados por meio das simulações no SWAT mostraram, de forma geral, que as áreas ocupadas por agricultura tendem a gerar uma quantidade maior de nutrientes, que são posteriormente carreados para os cursos d'água, principalmente através do escoamento superficial. As simulações também mostraram que a substituição de áreas de agricultura por mata diminui a geração e o aporte

de nutrientes na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. As descargas de nitrato e fósforo medidas em campo ficaram próximas aos valores simulados pelo SWAT, já as descargas de nitrito e nitrogênio amoniacal apresentaram-se bastante superiores àquelas simuladas. Quanto aos índices de abatimento de nutrientes, o nitrato mostrou-se como o mais sensível à modificações, indicando que uma dada substituição por floresta consegue retribuir em uma maior atenuação deste nutriente. As diretrizes propostas de implantação de programas de PSA na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram: definição do serviço ambiental; definição dos provedores e das áreas onde será implantado o programa; ações para que a provisão desse serviço seja garantida; formas de financiamento; valor médio de transação para o serviço ambiental preservado; contrato entre as partes; e sistema de monitoramento e fiscalização. Por se tratar de um estudo pioneiro em uma sub-bacia não instrumentada, não foi possível realizar o processo de calibração e validação dos resultados obtidos pelas simulações do modelo SWAT. Além disso, o pequeno número de campanhas (três) não permite uma caracterização completa da região estudada, assim, recomenda-se a continuação das análises de água e medição da vazão nos pontos de amostragem, com o objetivo de construir o traçado de uma curva-chave para a descarga dos nutrientes.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica - SWAT - recursos hídricos - ribeirão Bom Jardim - simulação hidrológica

Santos, A. C. Contribution of nutrients to the Bom Jardim river sub-basin (Triângulo Mineiro) and proposition of guidelines for Payment for Environmental Services programs. 197 p. MSc Dissertation, College of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2018.

ABSTRACT

Pollution and degradation of water resources, mainly by anthropic activities, is one of the major challenges of water management. The advancement of agriculture and livestock in natural vegetation areas can compromise the supply of water in quantity and quality, since these activities usually require the use of fertilizers and pesticides. The main objective of this work is to simulate the loads of ammoniacal nitrogen, nitrate, nitrite and phosphorus that are carried in the sub-basin of the Bom Jardim river, for different scenarios of land use, and also propose conservation guidelines for the implementation of Environmental Services Payment (PES) programs. This sub-basin is located between Uberlândia and Uberaba (Triângulo Mineiro, MG), and its watercourses feed the Bom Jardim water reservoir, destined for the public supply of the city of Uberlândia. The hydrological and nutrient simulations were performed using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT), and compared with values obtained through field analysis. In addition, the abatement indices of these nutrients were calculated for different scenarios of land use. Finally, the guidelines for the implementation of PES programs were proposed from a literature review of articles, theses, dissertations, manuals and books about the subject. The results generated by the SWAT simulations showed, in general, that the areas occupied by agriculture tend to generate a greater amount of nutrients, which are later carried to the watercourses, mainly through surface runoff. The simulations also showed that the substitution of areas of agriculture for forest reduces the generation and the contribution of nutrients in the sub-basin of the Bom Jardim river. The nitrate and phosphorus discharges measured in the field were close to the values simulated by the SWAT, on the other hand, the discharges of nitrite and ammoniacal nitrogen were much higher than those simulated. About the nutrient abatement

rates, nitrate was shown to be the most sensitive to modifications, indicating that a given substitution by forest can compensate in a greater attenuation of this nutrient. The proposed guidelines for the implementation of PES programs in the sub-basin of the Bom Jardim river were: definition of the environmental service; definition of the providers and the areas where the program will be implemented; actions so that the provision of this service is guaranteed; forms of financing; average transaction value for preserved environmental service; agreement between the parties; monitoring and inspection system. Because it was a pioneer study in a sub-basin with no data, it was not possible to perform the calibration and validation of the results obtained by the SWAT model simulations. In addition, the small number of campaigns (three) does not allow a complete characterization of the studied region, thus, it is recommended to continue the water analysis and flow measurement at the sampling points, in order to construct a curve for the discharge of nutrients.

Keywords: Watershed - SWAT - water resources - Bom Jardim river - hydrological simulation

SIGLAS

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADCP	- <i>Acoustic Doppler current profiler</i>
ANA	- Agência Nacional de Águas
ANION_EXCL	- Porosidade do solo
ARS	- <i>Agricultural Research Service</i>
BDMEP	- Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
CEEIBH	- Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CORN	-Milho
CLAY	- Porcentagem de argila
CNRH	- Conselho Nacional de Recursos Hídricos
DEWPT	- Média diária da temperatura no ponto de orvalho para o mês
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FRST	- Floresta mista
HYDGRP	- Grupo hidrológico
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	- Intensidade-Duração-Freqüência
INMET	- Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPD	- Inverso Ponderado da Distância
LABSAN	- Laboratório de Saneamento
LVAd	- Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico
LVAw	- Latossolo Vermelho Amarelo Ácrico
LVd	- Latossolo Vermelho Distrófico
LVw	- Latossolo Vermelho Ácrico
MDE	- Modelo Digital de Elevação
NBR	- Normas Brasileiras
NLAYERS	- Número de camadas

OLI	- <i>Operational Land Imager</i>
PAST	- Pastagem
PCPD	- Média mensal de dias de precipitação
PCPMM	- Média mensal da precipitação total
PCPSTD	- Desvio padrão da precipitação diária do mês
PCPSKW	- Coeficiente de assimetria para a precipitação diária no mês
PNRH	- Política Nacional de Recursos Hídricos
PSA	- Pagamento por Serviços Ambientais
PR_W1	- Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos para o mês
PR_W2	- Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos para o mês
RAINHHMX	- Precipitação máxima de 0,5 hora para o mês
RNGE	- Range-grasses
ROCK -	- Porcentagem de cascalho
RYbd	- Neossolo Flúvico Distrófico
SAND	- Porcentagem de areia
SCS	- <i>Soil Conservation Service</i>
SIG	- Sistema de Informação Geográfica
SILT	- Porcentagem de silte
SNGRH	- Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
SOLARAV	- Média diária de radiação solar para o mês
SOL_ALB	- Albedo do solo
SOL_AWC	- Capacidade de água disponível
SOL_BD	- Densidade aparente
SOL_CAL	- Teor de carbonato de cálcio
SOL_CBN	- Teor de carbono orgânico
SOL_EC	- Condutividade elétrica
SOL_K	- Condutividade hidráulica saturada
SOL_PH	- pH do solo
SOL_ZMX	- Profundidade máxima da raiz no solo
SOL_Z	- Profundidade de cada horizonte
SOYB	- Soja
SRTM	- <i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SUGC	- Cana-de-açúcar

SWAT	- <i>Soil and Water Assessment Tool</i>
TMPMX	- Média mensal da temperatura máxima diária
TMPMN	- Média mensal da temperatura mínima diária
TMPSTDMX	- Desvio padrão da temperatura máxima diária de cada mês
TMPSTDMN	- Desvio padrão da temperatura mínima diária de cada mês
TNC	- <i>The Nature Conservancy</i>
URH	- Unidade de Resposta Hidrológica
USLE_K	- Fator K da USLE
USDA	- <i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	- <i>United States Geological Survey</i>
WATR	- Água
WNDAV	- Média diária da velocidade do vento para o mês

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação dos principais dados de entrada e saída do modelo SWAT.....	35
Figura 2 – Localização da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	56
Figura 3 – Localização do reservatório, estação de captação e tratamento do Bom Jardim.....	57
Figura 4 – Pontos de outorgas superficiais na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	59
Figura 5 – Mapa das estações meteorológicas e pluviométricas e centroides da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	68
Figura 6 – Esquema dos dados climáticos para inserção no modelo SWAT.....	72
Figura 7 – Representação do ciclo hidrológico simulado pelo SWAT.....	79
Figura 8 – Principais componentes do ciclo do nitrogênio.....	82
Figura 9 – Principais componentes do ciclo do fósforo.....	83
Figura 10 – Possíveis direções do escoamento sobre o MDE - método D8.....	85
Figura 11 – Pontos de coleta na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	88
Figura 12 – Ponto 1.....	89
Figura 13 – Ponto 2.....	90
Figura 14 – Ponto 3.....	91
Figura 15 – Ponto 4.....	92
Figura 16 – Ponto 5.....	93
Figura 17 – Amostras de água para as análises laboratoriais de nitrogênio e fósforo.....	94
Figura 18 – Utilização do ADCP para medição de vazão no ponto 3.....	95
Figura 19 – Resumo das etapas metodológicas deste trabalho.....	98
Figura 20 – Mapa Altimétrico da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (2017).....	101
Figura 21 – Mapa Pedológico da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (2002).....	103
Figura 22 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (2016).....	105
Figura 23 – Hidrografia e sub-bacias de contribuição na área da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, delineadas pelo SWAT.....	106

Figura 24 – Dispersão entre evapotranspiração, percolação, escoamentos superficial e de base e precipitação, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1).....	109
Figura 25 – Sub-bacias do ribeirão Bom Jardim onde foram realizadas as substituições de áreas de agricultura por mata (cenários propostos).....	114
Figura 26 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da produção de nitrogênio orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição.....	115
Figura 27 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da produção de fósforo orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição.....	117
Figura 28 – Média anual da geração de nitrogênio orgânico nas sub-bacias onde ocorreram substituições de agricultura por mata, de acordo com os cenários de uso do solo.....	120
Figura 29 – Média anual da geração de fósforo orgânico nas sub-bacias onde ocorreram substituições de agricultura por mata, de acordo com os cenários de uso do solo.....	121
Figura 30 – Média mensal do aporte de nitrato na sub-bacia de contribuição 1.....	123
Figura 31 – Média mensal do aporte de nitrito na sub-bacia de contribuição 1.....	124
Figura 32 – Média mensal do aporte de nitrogênio amoniacal na sub-bacia de contribuição 1.....	125
Figura 33 – Média mensal do aporte de fósforo mineral na sub-bacia de contribuição 1.....	126
Figura 34 – Descargas médias mensais de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal que aportam na sub-bacia de contribuição 1, simuladas pelo modelo SWAT.....	129
Figura 35 – Descargas médias mensais de fósforo que aportam na sub-bacia de contribuição 1, simuladas pelo modelo SWAT.....	130
Figura 36 – Concentração de nitrogênio amoniacal presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes.....	132
Figura 37 – Concentração de nitrito presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes.....	133
Figura 38 – Concentração de nitrato presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes.....	134

Figura 39 – Concentração de fósforo total presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes.....	135
Figura 40 – Descarga de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total nos 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluente.....	137
Figura 41 – Comparaçao entre as descargas de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo simuladas pelo SWAT com os valores obtidos em medições de campo.....	138
Figura 42 – Índice de abatimento de nitrato que afluui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal).....	140
Figura 43 – Índice de abatimento de nitrito que afluui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal).....	141
Figura 44 – Índice de abatimento de nitrogênio amoniacal que afluui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal).....	142
Figura 45 – Índice de abatimento de fósforo mineral que afluui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal).....	143
Figura 46 – Propriedades rurais cadastradas no SICAR dentro dos limites da sub-bacia do Bom Jardim.....	147
Figura 47 – Fluxograma operacional simplificado de um PSA para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	158

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipos de solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.....	61
Tabela 2 – Principais características do satélite <i>Landsat-8</i> , instrumento OLI.....	62
Tabela 3 – Estações pluviométricas.....	66
Tabela 4 – Coeficientes de desagregação de chuvas brasileiras.....	71
Tabela 5 – Médias mensais dos processos hidrológicos de precipitação, evapotranspiração, percolação e escoamentos superficial e de base da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*).....	107
Tabela 6 – Matriz de correlações entre as variáveis hidrológicas para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*).....	110
Tabela 7 – Médias anuais da percolação e do escoamento superficial, por uso do solo, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*).....	110
Tabela 8 – Quantidade de nutrientes produzidos, por uso do solo, na sub-bacia do Bom Jardim e taxa de aplicação anual de fertilizante nas culturas (cenário 1*).....	113
Tabela 9 – Sub-bacia do ribeiro Bom Jardim: porcentagem de nutrientes que diminuiu em cada cenário, de acordo com o cenário 1.....	128
Tabela 10 – Valores máximos para água de classe 2.....	132
Tabela 11 – Vazão instantânea medida nos 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluentes.....	136
Tabela 12 – Valor do PSA de acordo com as variáveis ambientais.....	153

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Relação entre o tipo de cobertura e a proteção que ela traz ao solo.....	28
Quadro 2 – Vantagens e limitações do modelo SWAT.....	36
Quadro 3 – Parâmetros climáticos mensais gerados pela Macro e inseridos no Gerador Climático do SWAT.....	72
Quadro 4 – Parâmetros relativos ao tipo de solo exigidos pelo SWAT.....	73
Quadro 5 – Classes de uso e ocupação do solo de acordo com o SWAT.....	76
Quadro 6 – Grupos hidrológicos dos solos e suas características.....	81
Quadro 7 – Valoração do serviço ambiental em alguns programas brasileiros.....	155

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	21
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
2.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	24
2.2 A RELAÇÃO ENTRE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E OS IMPACTOS AMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	26
2.3 O USO DA MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG) NO ESTUDO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	30
2.4 MODELO <i>SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)</i>.....	33
2.4.1 Aplicações do modelo SWAT	37
2.5 VALORAÇÃO AMBIENTAL.....	43
2.5.1 Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).....	44
2.5.2 Exemplos de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).....	47
3. METODOLOGIA.....	55
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	55
3.2 BASE CARTOGRÁFICA: OBTENÇÃO DE IMAGENS E ELABORAÇÃO DOS MAPAS.....	60
3.2.1 Modelo Digital de Elevação (MDE) e Declividade.....	60
3.2.2 Mapa pedológico.....	61
3.2.3 Mapa de uso e ocupação do solo.....	61
3.3 DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO SWAT.....	63
3.3.1 Dados climáticos.....	63
3.3.2 Dados pedológicos.....	73
3.3.3 Dados de uso e ocupação do solo.....	75
3.4 DESCRIÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO SWAT.....	78
3.4.1 Escoamento superficial.....	79
3.4.2 Nutrientes: nitrogênio.....	82
3.4.3 Nutrientes: fósforo.....	83

3.5 DISCRETIZAÇÃO DE SUB-BACIAS E UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA (URH).....	84
3.6 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	85
3.7 COLETA DE ÁGUA PARA ANÁLISES LABORATORIAIS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO E MEDIÇÃO DE VAZÃO NO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	87
3.8 CÁLCULO DO ÍNDICE DE ABATIMENTO – OU DE ATENUAÇÃO – DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	96
3.9 DIRETRIZES DE IMPLANTAÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	97
3.10 ESQUEMA RESUMIDO DA METODOLOGIA.....	97
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	100
4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	100
4.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM UTILIZANDO O MODELO SWAT.....	106
4.3 SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO E APORTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM: CENÁRIO ATUAL E CENÁRIOS PROPOSTOS DE USO DO SOLO.....	112
4.4 QUANTIFICAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ÁGUA E MEDIÇÃO DA VAZÃO NO RIBEIRÃO BOM JARDIM E AFLUENTES.....	131
4.5 ÍNDICE DE ABATIMENTO – OU DE ATENUAÇÃO – DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	139
5. DIRETRIZES DE IMPLANTAÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM.....	144
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	159
REFERÊNCIAS.....	161
ANEXO A	
ANEXO B	
ANEXO C	

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos é realizada, normalmente, por meio de normas, leis, planos e diretrizes, com o objetivo de garantir o fornecimento de água em quantidade e qualidade para as presentes e futuras gerações. A bacia hidrográfica, ou bacia de drenagem, é a unidade de gestão da água, e é nela que são aplicadas todas as legislações referentes ao planejamento econômico e socioambiental dos recursos hídricos.

O avanço da agricultura no Brasil, intensificado, principalmente, a partir da década de 1970, fez com que várias áreas que antes eram vegetação natural dessem lugar para atividades agrícolas, causando grandes mudanças no cenário de uso e ocupação do solo. Quando não aliadas à práticas de manejo conservacionistas, as atividades agrícolas podem gerar grandes prejuízos para os recursos naturais, uma vez que esse uso do solo é responsável por grande parte dos nutrientes, pesticidas e sedimentos que são gerados e carreados em uma bacia hidrográfica. Isso acontece porque, geralmente, as áreas de cultivo requerem aplicações constantes de fertilizantes e correções do solo. Altas concentrações de compostos químicos orgânicos na água podem prejudicar o ecossistema e até mesmo a saúde das pessoas, como o fenômeno de eutrofização em reservatórios de armazenamento de água, processo onde ocorre o crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, devido a maior concentração de nutrientes, essencialmente o nitrogênio e o fósforo. Esse fenômeno compromete a biodiversidade aquática e o equilíbrio ecológico dos ecossistemas locais, além de prejudicar a qualidade da água para o consumo humano.

O uso de modelos hidrológicos surge como uma alternativa positiva na gestão dos recursos hídricos, facilitando a interpretação do comportamento dos processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica. Vários modelos hidrológicos foram e são desenvolvidos com o objetivo de auxiliar na preservação dos recursos hídricos. O desenvolvimento do Sistema de Informação Geográfica (SIG) alavancou ainda mais a utilização de modelos hidrológicos, visto que a integração entre esses dois instrumentos permite uma visualização espacial dos

resultados, proporcionando uma melhor interpretação e entendimento dos processos que acontecem em uma bacia hidrográfica.

A implementação de práticas conservacionistas, visando a melhoria no fornecimento de recursos naturais, também são aliadas à gestão dos recursos hídricos. Um exemplo são os programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), em que pessoas e/ou organizações garantem, de forma voluntária, a preservação e o fornecimento de algum recurso natural e, em troca, são retribuídas financeiramente.

Este trabalho tem como área de estudo a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Essa sub-bacia foi escolhida devido a sua importância socioambiental. O ribeirão Bom Jardim e seus afluentes abastecem um reservatório de armazenamento de água responsável por quase 50% da captação de água destinada ao abastecimento público da cidade de Uberlândia, Minas Gerais. Portanto, sua preservação é de grande importância, assim como a da sub-bacia, já que toda a sua área contribui com o escoamento de água que alimenta esse manancial e seus afluentes. A qualidade e a quantidade de água disponível para abastecer a população é consequência, principalmente, da conservação e do manejo adequado da sub-bacia. Além da captação para fins de abastecimento, o ribeirão Bom Jardim e seus afluentes também desempenham papel importante para os produtores rurais da região, pois sua água é utilizada para irrigação, dessedentação animal, paisagismo, entre outros, demonstrando ainda mais a importância do ribeirão para a sociedade ao seu redor.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo principal, quantificar as cargas de nutrientes que são produzidas e carreadas na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim, utilizando modelagem hidrológica e levando em consideração parâmetros como o tipo de solo, uso e ocupação do solo, declividade do terreno e os aspectos meteorológicos da região (precipitação, temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento), além de propor diretrizes conservacionistas a fim de melhorar a qualidade da água desse manancial.

Mais especificamente, propõem-se:

- Estimar as cargas de nutrientes (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total) para diferentes cenários de uso e ocupação do solo na sub-bacia, utilizando o modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT).
- Estimar os índices de abatimento das cargas de nutrientes para diferentes cenários de

uso e ocupação do solo.

- Quantificar as descargas dos nutrientes para o uso do solo atual da sub-bacia, utilizando o modelo SWAT e comparando com medições realizadas em campo.
- Propor diretrizes para implantação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) adequadas à região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, levando em consideração, também, os resultados obtidos nas simulações com o SWAT.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são discutidos alguns tópicos que foram de grande importância para o entendimento e desenvolvimento dos objetivos propostos nesse trabalho. São abordados os seguintes assuntos: a bacia hidrográfica como unidade de gestão dos recursos hídricos; o uso e a ocupação do solo e seus impactos em uma bacia; o uso da modelagem hidrológica e de Sistema de Informação Geográfica (SIG) no estudo de bacias hidrográficas, descrevendo também as principais características do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e, por fim, a implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como forma de preservação ambiental.

2.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A água é um elemento essencial para a sobrevivência dos seres vivos, para o desenvolvimento econômico e para o crescimento da agricultura e da indústria, principalmente devido ao crescente aumento da população e da urbanização. Muitas regiões do planeta sofrem com a escassez de água, seja pela falta ou pela poluição da mesma. Assim, a disponibilidade e o uso sustentável da água se tornam o centro das estratégias e políticas locais e nacionais nessas regiões. As políticas de gestão da água devem ser elaboradas de acordo com a realidade de cada lugar, propondo práticas que visam a preservação e a conservação desse recurso (GHORABA, 2015).

A gestão dos recursos hídricos abrange uma série de informações técnicas, jurídicas e institucionais provenientes de várias áreas do conhecimento. Além disso, são consideradas ideologias, aspectos éticos e formas de pensar características de uma comunidade ou de uma administração. Deve-se observar também, fenômenos como, crises econômicas, mudanças climáticas, atividades antrópicas, desastres naturais e antrópicos, entre outros (ARAÚJO et al., 2015).

As mudanças climáticas, provenientes principalmente do desenvolvimento acelerado das indústrias e do padrão de vida das pessoas, são um dos principais desafios da atualidade, pois apresentam forte impacto na quantidade de água disponível nos corpos d'água, podendo levar a escassez hídrica em alguns períodos do ano. Outro problema é a contaminação e poluição causadas por práticas inadequadas da agricultura, indústria, mineração e do despejo inadequado de esgoto doméstico. O uso excessivo da água é outra dificuldade enfrentada na gestão. A agricultura e as práticas industriais intensivas são responsáveis por um alto consumo de água em todo o mundo. Todos esses aspectos fazem parte da gestão dos recursos hídricos (CASTRO, 2012).

A complexidade dos problemas relacionados ao uso da água ganhou importância no Brasil na década de 1970, quando, em 1976, o governo do estado de São Paulo e o Ministério das Minas e Energia firmaram um acordo visando a melhoria das condições da bacia hidrográfica de Cubatão e do Alto Tietê. Graças a esse acordo, originou-se o Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH), em 1978. Em seguida, foram criados comitês em diversas bacias brasileiras, como a do Paraíba do Sul e a do São Francisco. Esses comitês tinham atribuições consultivas, e foram de grande importância para a evolução da gestão de bacias hidrográficas (PORTO, R.; PORTO, M., 2008).

A Lei Federal nº 9.433, criada em 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Essa política tem como principal objetivo garantir a disponibilidade de água, conforme os padrões de qualidade, para a população brasileira e para as futuras gerações, além de garantir a utilização racional dos recursos hídricos (ANA, 2014).

Estudos realizados por Veiga e Magrini (2013) analisaram a PNRH, responsável pela gestão dos recursos hídricos no Brasil, e enfatizaram o papel dos comitês de bacias e das agências de bacias. Os referidos autores reportaram que aspectos do modelo de gestão brasileiro seguem tendências internacionais e este tem sofrido melhorias em certas regiões hidrográficas do país. Porém, os estudos mostram que muitos dos instrumentos de gestão ainda estão em estágios iniciais, o que demanda esforços consideráveis.

Os Comitês de Bacia Hidrográfica do Brasil têm como área de atuação as bacias hidrográficas, ou seja, os planos, as leis e as diretrizes são regulamentadas no âmbito da

bacia, e não à nível municipal ou estadual. Dentre as funções dos comitês estão a aprovação do Plano de Recursos Hídricos da bacia e o acompanhamento de sua execução. Estes também têm a competência de arbitrar os conflitos relacionados aos usos dos recursos hídricos dentro dos seus limites de atuação (BRASIL, 1997).

A lei Federal nº 9.433 de 1997 defini a bacia hidrográfica como sendo a unidade de gestão da água, ou seja, o território onde serão implementados os planos, programas e diretrizes referentes à Política de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). A área de uma bacia hidrográfica é definida de acordo com a topografia da superfície, ou seja, uma bacia é separada das demais através de um divisor de águas, que geralmente é a crista das elevações do terreno.

Delimitar as áreas por bacias hidrográficas é de suma relevância para os estudos e pesquisas ambientais. Assim, torna-se possível detectar os problemas que a bacia apresenta, como as fontes de poluição difusa, os processos de degradação do meio ambiente (erosão do solo, por exemplo), o comprometimento das atividades realizadas na bacia, entre outros (SILVA; BRESSIANI; CRESTANA, 2014).

O gerenciamento de bacias hidrográficas demanda dados detalhados sobre a topografia, a rede de drenagem, a divisão de água, o comprimento do canal principal, as configurações geomorfológicas e geológicas da região, o uso e manejo do solo, dentre outros. Todas essas informações desempenham papel importante na caracterização da bacia, auxiliando na gestão da água (SREEDEVI et al., 2013).

A gestão dos recursos hídricos deve abranger toda a área da bacia hidrográfica, pois toda ela contribui para alimentar os rios, córregos, lagos, lagoas e aquíferos. A forma com que o homem maneja essa área pode afetar diretamente os recursos hídricos. Assim, os diferentes usos do solo são aspectos relevantes a serem considerados na gestão da água. A associação entre o uso do solo e seus impactos no ambiente são discutidos no tópico seguinte.

2.2 A RELAÇÃO ENTRE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E OS IMPACTOS AMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os recursos ambientais estão interligados entre si, tal que, mudanças sucedidas em um meio podem interferir em outros. Assim, percebe-se que os recursos hídricos não são um sistema

isolado, pois possuem relações com outros componentes do meio ambiente. Dessa maneira, as ações realizadas pelo homem podem afetar esse recurso (MOTA, 2008).

A partir do século XX, os estudos relacionados ao uso do solo foram impulsionados no Brasil. Contribuiu para esse fato a institucionalização do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 1936, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em 1961, e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), em 1972. O avanço tecnológico na observação da Terra, a busca por conhecimento e a preocupação ambiental tornaram-se assuntos relacionados, visto que diferentes usos do solo geram consequências no ambiente (IBGE, 2013).

Um estudo do IBGE a respeito das mudanças na cobertura e uso do solo mostrou que entre os anos de 2010 e 2012, 3,5% do território brasileiro sofreu alguma mudança. O principal processo apontado foi a expansão agrícola, responsável por 66% das alterações em pastagens naturais e campestres mistas e 68% das alterações em áreas de florestas e florestas mistas (IBGE, 2015).

As modificações feitas nas características do solo e na cobertura vegetal podem interferir diretamente na qualidade dos recursos hídricos, na biodiversidade e no ambiente como um todo. Tais mudanças levam à problemas com poluição, assoreamento, erosão e déficit hídrico. O manejo adequado dos solos, caracterizado pela utilização de práticas sustentáveis, é parte importante na gestão da água. Deve-se considerar alguns aspectos, como o tipo de solo, o tipo de cobertura vegetal, sua declividade, os tipos de uso do terreno, entre outros (MOTA, 2008).

Souza et al. (2005) mostraram como o tipo de cobertura pode auxiliar na proteção do solo, representado pelo Quadro 1.

Quadro 1 – Relação entre o tipo de cobertura e a proteção que ela traz ao solo

Tipo de cobertura	Grau de proteção
Florestas e matas naturais, florestas cultivadas com biodiversidade.	Muito alto
Formações arbustivas naturais com estrato herbáceo denso, formações arbustivas densas (mata secundária, cerrado denso), mata homogênea de <i>Pinus</i> densa, pastagens cultivadas com baixo pisoteio de gado, cultivo de ciclo longo adensado.	Alto
Culturas de ciclo longo em curvas de nível/terraceamento com forrageiras entre ruas, pastagens com baixo pisoteio, silvicultura de eucaliptos com sub-bosque de nativas.	Médio
Culturas de ciclo longo de baixa densidade, culturas de ciclo curto com cultivo em curvas de nível/terraceamento.	Baixo
Áreas desmatadas e queimadas recentemente, solos expostos por arado/gradeação, solos expostos ao longo de caminhos e estradas, terraplenagem, culturas de ciclo curto sem práticas conservacionistas.	Muito baixo a nulo

Fonte: Souza et. al (2005)

Nota-se, com base no Quadro 1, que as áreas que possuem o solo coberto por florestas ou matas naturais apresentam um grau de proteção muito alto. Essa proteção pode ser contra a erosão, por exemplo. O solo coberto por vegetação mais densa consegue amortecer as gotas de água, diminuindo o risco de carreamento de partículas de solo. As áreas desmatadas ou sem cobertura vegetal, podem não dispor dessa proteção, tornando-se susceptíveis à degradação e, consequentemente, gerando a degradação dos recursos hídricos. Um exemplo é o assoreamento e a poluição dos corpos d'água, provenientes do carreamento de partículas de solo e de poluentes oriundos de processos erosivos.

A poluição da água dos rios de uma bacia hidrográfica possui forte relação com o aumento das práticas antrópicas, como a urbanização, a agricultura, as indústrias e o lançamento de esgoto não tratado, ou indevidamente tratado (HUANG et al., 2014).

A poluição gerada por fontes agropastoris (relativa à agricultura e ao pastoreio) é comum no que se diz respeito à poluição dos recursos hídricos. Destacam-se os agrotóxicos, os fertilizantes e os excrementos de animais. Estes compostos alcançam os recursos hídricos por diferentes formas, sendo, principalmente, por meio da circulação do ar (aplicação aérea), pelo escoamento superficial da água da chuva, pela infiltração no solo e percolação no lençol freático, quando inseridos diretamente no corpo d'água visando o combate à alguma praga ou por derramamentos ocasionados por acidentes no transporte de cargas. A aplicação de fertilizantes no solo é uma prática comum nos sistemas de cultivo, que visa suprir as

necessidades do solo por nutrientes, melhorando assim, sua produtividade. Porém, o uso excessivo de fertilizantes pode acarretar no carreamento de nutrientes para os corpos d'água (MOTA, 2005).

O nitrogênio é um exemplo de nutriente aplicado ao solo com fins de fertilização. As três principais formas de nitrogênio encontrados em solos minerais são: nitrogênio orgânico associado a húmus, formas minerais de nitrogênio mantidas por coloides do solo, e formas minerais de nitrogênio em solução. Além da fertilização, o nitrogênio pode ser inserido no solo por meio de estrumes ou resíduos e fixação por bactérias simbióticas ou não simbióticas. Outra forma de inserção de nitrogênio no solo é a partir da chuva. A descarga de relâmpagos converte o N₂ atmosférico em ácido nítrico, que pode então ser transferido para o solo através da precipitação. Assim, regiões mais propensas a relâmpagos terão mais adição de nitrogênio no solo. Sua remoção pode ser através de lixiviação, volatilização, desnitrificação, erosão, e pelas plantas (NEITSCH et al., 2011).

Em meio aquático, o nitrogênio pode ser identificado na forma de nitrogênio molecular (N₂), nitrogênio orgânico, amônia livre (NH₃) e amônia ionizada (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). O nitrogênio molecular está, incessantemente, suscetível a perdas para a atmosfera. O nitrogênio orgânico se apresenta na forma de compostos sintéticos, proteínas, peptídeos, ácidos nucléicos e ureia. O amônio, estado ionizado do nitrogênio amoniacal, é a forma reduzida do nitrogênio. O nitrito é uma forma instável, resultante da oxidação intermediária do nitrogênio. E o nitrato constitui o último estado de oxidação do nitrogênio (VON SPERLING, 2005).

O excesso de nitrato em corpos d'água pode gerar eutrofização, provocando impactos no ecossistema aquático. Além de poder causar sérios problemas para a saúde do homem, como câncer e metahemoglobinemia (CAMARGO; ALONSO, 2006).

O fósforo também consiste em uma forma de poluição dos recursos hídricos. Esse nutriente geralmente é adicionado ao solo por meio da aplicação de adubos, estrumes e resíduos. Sua remoção pode ser por meio da absorção das plantas e pela erosão. A solubilidade do fósforo é limitada na maioria dos ambientes. O fósforo combina com outros íons para formar um número de compostos insolúveis que precipitam fora da solução. Essas características

contribuem para uma acumulação de fósforo perto da superfície do solo, que está prontamente disponível para o transporte no escoamento superficial (NEITSCH et al., 2011).

O transporte de nutrientes das áreas de terra para os corpos d'água é um resultado normal dos processos erosivos. Porém, cargas excessivas de nutrientes nos corpos hídricos podem causar eutrofização e tornar a água imprópria para o consumo humano (NEITSCH et al., 2011). A principal ligação entre o uso do solo para agricultura e a poluição da água das sub-bacias pode ser explicada devido à grande quantidade de fertilizantes e agrotóxicos que são aplicados nessas áreas (HUANG et al., 2015).

As áreas que são fontes de poluição em uma determinada bacia hidrográfica dependem de um conjunto de fatores, como a topografia, o tipo de solo, o uso do solo e as práticas de manejo. Apenas uma pequena porção da bacia hidrográfica é capaz de colaborar com uma quantidade elevada de sedimentos e nutrientes, podendo representar a principal fonte poluidora de uma bacia (LAMBA et al., 2016; MEHAFFEY et al., 2005). As sub-bacias localizadas em áreas de agricultura podem contribuir para a poluição da água, mesmo quando nessa região a floresta é dominante (MEHAFFEY et al., 2005). Muitas vezes, a quantidade de nutrientes se mostram diretamente ligadas com o uso do solo para a agricultura (WHITE et al., 2009).

As fontes não-pontuais de poluição, principalmente em áreas de agricultura, representam um problema que vem ameaçando a qualidade da água das bacias hidrográficas. O desenvolvimento de estratégias para prevenir as perdas de nutrientes depende de sua quantificação e do seu transporte através da bacia até os cursos d'água. Os modelos hidrológicos desempenham um papel relevante nesse sentido, servindo como um importante auxílio nas estratégias de gerenciamento dos recursos hídricos (VOLK; BOSCH, 2017). A modelagem hidrológica aliada às técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) é o assunto discutido no próximo tópico.

2.3 O USO DA MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG) NO ESTUDO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A gestão dos recursos hídricos surge como uma política que visa garantir água de qualidade a todos, e ainda, a preservação do ambiente. A administração da água demanda várias informações, como medições dos parâmetros climáticos, por exemplo, e de outras variáveis

que influenciam na sua dinâmica. A coleta de dados, é, na maioria das vezes, uma tarefa bastante trabalhosa, com alto custo e ainda sofre com falta de equipe devidamente capacitada (SOUZA; SANTOS; KOBIYAMA, 2009).

O desenvolvimento e gerenciamento dos recursos hídricos requerem uma compreensão a respeito dos processos básicos de hidrologia e da capacidade de simulação de processos físicos e hidrológicos na escala de uma bacia hidrográfica. As mudanças climáticas, o abastecimento de água, as inundações em larga escala e os impactos ambientais devido ao manejo do solo estão entre os principais fatores que motivaram o desenvolvimento da modelagem hidrológica de grandes áreas. Esses fatores influenciam diretamente na vida dos seres humanos, sendo assim, a utilização de modelos que fornecem uma representação simplificada da realidade torna-se uma boa alternativa (ARNOLD et al., 1998).

Com o crescente aprimoramento dos *softwares* de Sistema de Informação Geográfica (SIG), modelos hidrológicos estão sendo desenvolvidos e aplicados com maior fundamento físico, visto que, a utilização de um SIG permite a reprodução dos parâmetros dos modelos de forma distribuída (VEITH et al., 2010).

Os dados de SIG são de dois tipos principais: de localização e de atributo. Os dados de localização especificam a posição espacial de um objeto ou fenômeno, enquanto os dados de atributo descrevem suas características. A localização de uma estação meteorológica, por exemplo, pode ser especificada em um sistema de coordenadas espaciais, como longitude e latitude, enquanto que os atributos descrevem suas características, como os dados de precipitação e radiação solar. Ambos os componentes, localização e atributos, são geralmente unidos em um único modelo de dados. Os mais comuns são denominados vetor e *raster*. O *raster* tem sua origem nas imagens de Sensoriamento Remoto e em suas células ou *pixels*, onde uma camada dessas células representa uma variável, como uma classe de elevação ou cobertura do solo, por exemplo. O vetor codifica o mundo como pontos, linhas e áreas, e armazena uma série de variáveis associadas a essas formas geométricas (MANSON, 2015).

A implantação de um modelo hidrológico necessita, na maioria das vezes, da obtenção de dados para o desenvolvimento dos parâmetros de entrada do modelo, como dados climáticos, topográficos, pedológicos e de manejo do solo (HE, 2003). Geralmente, os dados de SIG

também são entradas básicas para os modelos hidrológicos, como por exemplo, um Modelo Digital de Elevação (MDE). Esses dados estão cada vez mais acessíveis, porém nem sempre apresentam uma boa precisão (SHEN et al., 2013). A natureza e a exatidão dessas informações são as principais responsáveis por garantir a confiabilidade dos resultados obtidos com as simulações (HE, 2003).

As ferramentas de SIG são adequadas para o gerenciamento eficiente de grandes e complexos banco de dados. O SIG é capaz de fornecer uma representação digital das características de uma bacia hidrográfica utilizada em modelos hidrológicos, adicionando confiança na precisão da modelagem e proporcionando uma abordagem mais prática para as condições da bacia (BHYUAN et al., 2003).

Nas últimas décadas, os modelos numéricos hidrológicos e de qualidade da água tornaram-se ferramentas essenciais para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em todo o mundo. Os modelos melhoraram a compreensão dos sistemas hidrológicos de uma determinada área por meio de representações matemáticas do fluxo de água e seus constituintes, além de ajudar a avaliar os efeitos de diferentes mudanças, como as alterações climáticas e as modificações no uso e ocupação do solo (MEIYAPPAN et al., 2014; ZAHABIYOUN et al., 2013).

A modelagem hidrológica tem sido aplicada, principalmente, para estimar a disponibilidade hídrica, para a previsão de fluxos de água e para avaliação da resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica devido a mudanças no uso e ocupação do solo. A obtenção de um modelo hidrológico que tenha a capacidade de estimar o regime hídrico de uma bacia hidrográfica, com boa precisão, de forma rápida, econômica e segura, é de grande importância para o planejamento e gestão dos recursos hídricos (PEREIRA et al., 2016).

Um modelo hidrológico deve refletir precisamente as mudanças no uso e manejo do solo e os efeitos causados no fluxo hídrico (FUKUNAGA et al., 2015). Contudo, é sabido que quanto mais próximo da realidade, mais complexo será o modelo, além de requerer uma maior demanda por dados (BEVEN, 1993).

Quando se utiliza técnicas de modelagem, recomenda-se que os modelos sejam descritos de forma transparente, e que a validação, calibração, sensibilidade e análise de incertezas constituam aspectos realizados como parte do processo de modelagem. Uma vez que a

calibração é condicional (ou seja, condicionada à estrutura do modelo, aos dados de entrada do modelo, dados de calibração, pressupostos do analista, etc.) e não determinada de forma única, a análise de incertezas constitui parte importante para avaliar a resistência de um modelo calibrado (ABBASPOUR, 2015).

Existem vários trabalhos realizados em bacias hidrográficas brasileiras utilizando ferramentas de SIG e modelos hidrológicos, como Andrade, Mello e Beskow (2012), Ribeiro, Bressiani e Rotunno Filho (2015), Viola et al. (2009), Lessa et al. (2013), Silva, Bressiani e Crestana (2014), entre outros.

A modelagem é uma alternativa bastante interessante na obtenção de informações sobre o funcionamento de uma bacia hidrográfica. Mas, para atingir resultados favoráveis, o usuário deve-se atentar à escolha do modelo, optando por aquele que atenda aos objetivos da pesquisa, respeitando os recursos, dados e equipe disponível. Existem vários programas que possibilitam a previsão de efeitos das ações do uso e da ocupação dos solos sobre os recursos hídricos (SOUZA; SANTOS; KOBIYAMA, 2009).

O modelo utilizado neste trabalho foi o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Ele foi escolhido, primeiramente, por se tratar de um *software* de uso livre, e devido a sua capacidade de modelar diferentes cenários de uso do solo por longos períodos de tempo. Além de ser um modelo hidrológico bastante utilizado em estudos de bacias hidrográficas no Brasil e no mundo, o que proporciona uma grande quantidade de material disponível para consulta. Seu uso e suas principais características são descritas no tópico seguinte.

2.4 MODELO *SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL* (SWAT)

O SWAT, sigla para *Soil and Water Assessment Tool*, é um modelo para estudos hidrológicos de bacias desenvolvido com o apoio do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) e o Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) dos Estados Unidos. A primeira versão do SWAT foi desenvolvida no início dos anos de 1990, sendo lançada como SWAT 94.2. O modelo foi criado com o objetivo de prever como as práticas de manejo do solo podem causar impactos na água e no solo, considerando o tipo e uso de solo, o manejo e outras variáveis durante longos períodos de tempo (ARNOLD et al., 2012; ZHOU; LI, 2015).

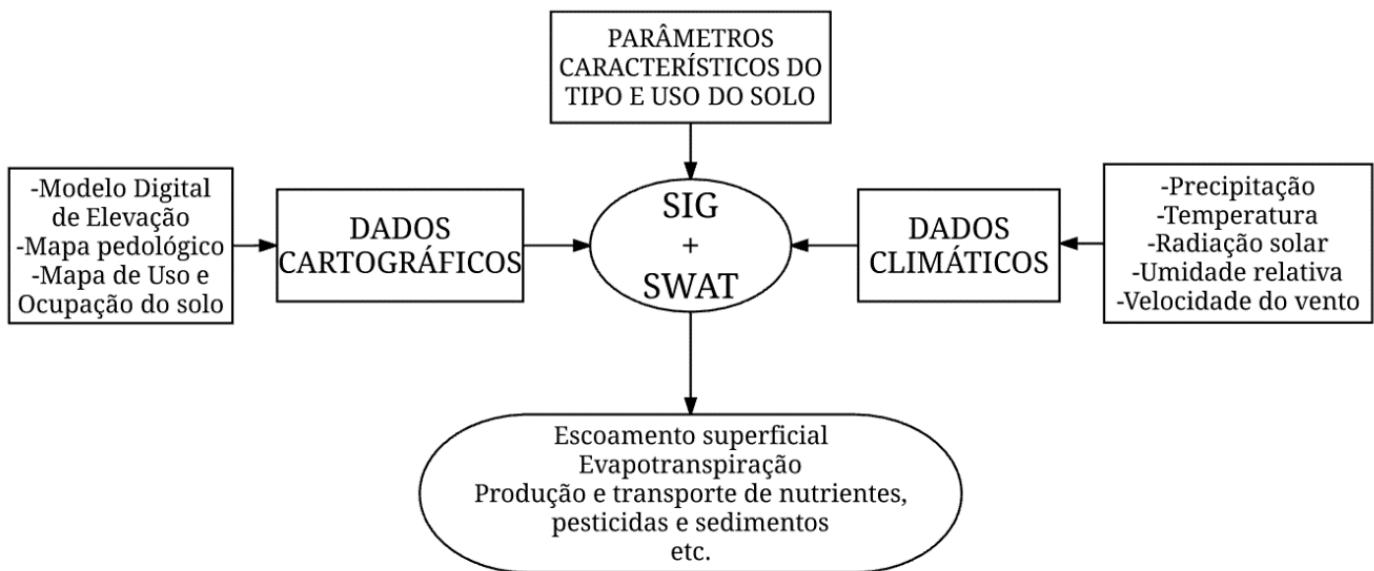
O modelo possui várias versões, dependendo do programa de Sistema de Informação Geográfica (SIG) que o usuário utiliza. O site do SWAT (2017) disponibiliza diferentes versões para *download* gratuito:

- ArcSWAT: extensão para ser utilizada com o *software* de SIG ArcGIS ou ArcView.
- SWAT-MODFLOW: extensão para ser utilizada com o *software* MODFLOW.
- QSWAT: extensão para ser utilizada com o *software* de SIG QGIS.
- MWSWAT: extensão para ser utilizada com o *software* de SIG MapWindow.

O SWAT representa uma larga escala espacial de heterogeneidade, pois divide a bacia hidrográfica em sub-bacias, com base no tipo e uso do solo. Em seguida, estas são subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológica (URHs), que são aglomerados de terra dentro de uma sub-bacia compostas por um único tipo, uso e manejo de solo e única declividade. As URHs representam as porcentagens da área da sub-bacia, porém não são identificadas espacialmente, ou seja, essas áreas podem estar localizadas em diferentes locais dentro da sub-bacia. Alternativamente, a bacia hidrográfica pode ser subdividida apenas em sub-bacias hidrográficas, que são caracterizadas pelo uso e manejo dominante do solo e pelo tipo de solo (ARNOLD et al., 2012; ZHOU; LI, 2015).

As informações de entrada para cada sub-bacia são organizadas em categorias: dados climáticos (precipitação diária, temperatura máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa), dados cartográficos (mapa pedológicos, mapa de uso e ocupação do solo e mapa da topografia), podendo também ser inseridos dados de lagoas ou zonas úmidas, lençóis freáticos, do canal principal, do manejo agrícola, entre outros. O modelo, dependendo do objetivo da pesquisa, poderá gerar resultados a respeito dos processos hidrológicos da bacia, das cargas de nutrientes, sedimentos, bactérias, etc. (ZHOU; LI, 2015; LAM; SCHMALZ; FOHRER, 2010), conforme esquema apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Representação dos principais dados de entrada e saída do modelo SWAT



Fonte: Zhou; Li (2015)

O balanço hídrico é a força motriz de todos os processos realizados no SWAT. Ele afeta o crescimento das plantas, a movimentação dos sedimentos, dos nutrientes, dos pesticidas e dos patógenos e bactérias. O balanço hídrico é impulsionado pela precipitação, temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. Assim, o SWAT simula todos os componentes do ciclo hidrológico, para prever com precisão o fluxo da água, a movimentação dos pesticidas, sedimentos, nutrientes e bactérias (ARNOLD et al., 2012).

A água que entra no solo pode seguir diferentes caminhos, podendo ser absorvida pelas plantas, pode percolar no perfil do solo até alcançar um aquífero, ou pode se mover lateralmente no perfil e contribuir para o escoamento dos canais. De todos esses caminhos, a absorção pelas plantas é a que mais remove a água que entra no solo. A interceptação no dossel também interfere na infiltração, no escoamento superficial e na evapotranspiração. A medida que a chuva cai, a interceptação reduz a energia erosiva das gotas d'água, além de prender parte da chuva. Essa interferência do dossel vai depender da densidade da cobertura vegetal e da morfologia dessa vegetação (NEITSCH et al., 2011). Visto isso, é de suma importância que o usuário do modelo insira dados confiáveis e de qualidade acerca das características e do tipo de vegetação existentes no local estudado.

O SWAT é um modelo abrangente, pois integra a superfície terrestre e os processos ambientais do canal. Assim, a simulação é dividida em duas partes. A primeira consiste na

fase terrestre do ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas que são carreados para cada sub-bacia. A segunda parte é a fase de circulação de água, sedimentos, nutrientes, etc., por meio da rede de canais da bacia hidrográfica. O conteúdo da água no solo, o escoamento superficial, os ciclos de nutrientes, as práticas de cultura, são todos simulados em cada Unidade de Resposta Hidrológica, ou seja, para cada combinação de tipo de solo, uso do solo e declividade diferentes, e depois, são agregadas para cada sub-bacia (LAM; SCHMALZ; FOHRER, 2010).

Visto como é o funcionamento do SWAT, é possível listar algumas vantagens e limitações que o modelo apresenta, segundo alguns autores, como mostra o Quadro 2.

Quadro 2 – Vantagens e limitações do modelo SWAT

Vantagens	Limitações
<i>Software</i> de domínio público.	Demanda por uma grande quantidade de dados de diferentes parâmetros para executar o modelo.
Versátil, pois integra vários processos ambientais.	Muitos parâmetros precisam ser modificados na calibração do modelo, para que não seja gerado resultados e avaliações imprecisas.
Realiza simulações de grandes áreas, em escala de bacia hidrográfica.	Para o usuário que trabalha com uma grande quantidade de UHRs, as análises de sensibilidade e de calibração do modelo exigem tempo.
Capaz de realizar simulações contínuas por um longo período, em um passo de tempo diário, mensal ou anual.	O SWAT não simula policulturas (culturas diversas numa determinada área de plantio), apenas monoculturas.
É uma ferramenta de auxílio no gerenciamento de bacias hidrográficas.	
Realiza simulações hidrológicas, de sedimentos, bactérias, patógenos, nutrientes e pesticidas.	
Integra a superfície terrestre e os processos ambientais do canal.	
O usuário consegue editar as práticas de manejo do solo, como aplicação de fertilizante, irrigação, plantio, colheita, etc.	Representação não espacial da URH dentro de cada sub-bacia.

Fonte: Gassman et al. (2007); Glavan; Pintar (2012)

Como apontado no Quadro 2, o SWAT apresenta uma diversidade de vantagens, mas como todo modelo ele também possui suas limitações. Desse modo, o modelo escolhido para ser utilizado em uma pesquisa deve ser o que melhor atende às necessidades do usuário.

A seguir são apresentados alguns exemplos de aplicações do modelo SWAT na simulação de processos hidrológicos, nutrientes e sedimentos em bacias hidrográficas.

2.4.1 Aplicações do modelo SWAT

Carvalho-Santos et al. (2016) analisaram e mapearam a prestação de serviços ecossistêmicos sob dois cenários distintos de reflorestamento, na escala de bacia hidrográfica. A área de estudo foi a bacia do rio Vez, com 252 km², localizada nas montanhas de Soajo e Peneda, na região noroeste de Portugal. O primeiro cenário proposto era formado por eucaliptos e pinheiros, espécies perenes amplamente utilizadas para celulose e madeira, e o segundo era formado por carvalho europeu, representando florestas decíduas de espécies nativas da região. Em ambos, as áreas de milho (18,7%), baixa densidade urbana (4%) e áreas naturais de vegetação escassa (13,8%) permaneceram constantes, e as áreas de reflorestamento propostas representaram 63,5% do total. O modelo hidrológico SWAT foi utilizado para modelar os serviços ecossistêmicos, que consistiam em: fornecimento de água, qualidade da água, atenuação de danos causados pela água (representado pelos processos erosivos e regulação de inundações), produção de biomassa e regulação do clima (representado pelo armazenamento de carbono).

Este mesmo estudo mostrou que, no cenário atual, a sub-bacia localizada no alto da montanha é a que fornece mais serviços ecossistêmicos, devido aos altos valores de precipitação na montanha, associados ao baixo uso da água pela vegetação arbórea dominante. O cenário de carvalho europeu apresentou bom desempenho, explicado pelo fato deste ser uma árvore que entra em estado de dormência no inverno, diminuindo a perda de água por interceptação e por transpiração, permitindo que a água infiltre no solo ou escoe para os corpos d'água. O cenário de eucaliptos e pinheiros se mostrou o menos favorável para o serviço de fornecimento de água, pois estas são espécies que possuem alta taxa de crescimento, demandando uma alta quantidade de água, mas por outro lado, essas espécies seriam adequadas na regulação de inundações. O controle da erosão mostrou-se mais eficiente no cenário de eucaliptos e pinheiros, já que esse tipo de vegetação apresentou maior proteção do solo em estações chuvosas. A produção de biomassa e o armazenamento de carbono foram ligeiramente mais elevados na cobertura atual da bacia. Os resultados gerais apontaram o carvalho como cenário mais favorável para a conservação da biodiversidade da bacia, e o eucalipto e o pinheiro como os menos favoráveis. Estes últimos são árvores

exóticas, e normalmente apresentam níveis baixos de biodiversidade quando comparados com árvores nativas. O SWAT provou ser uma importante ferramenta na modelagem e no mapeamento dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Vez, contribuindo para melhorar a gestão do solo.

O estudo de Carvalho-Santos et al. (2016) mostrou que para cada objetivo pode haver alternativas diferentes, por exemplo, se o objetivo for o aumento da disponibilidade de água e armazenamento de água no solo, a opção mais recomendável para o uso do solo são as vegetações nativas. O eucalipto, espécie bastante utilizada para fins comerciais, possui crescimento rápido, logo demanda por uma quantidade maior de água, além de diminuir a biodiversidade da região, por se tratar de uma árvore exótica. Assim, esta não é a melhor opção para o objetivo de aumentar os níveis de água em uma determinada bacia. Por outro lado, o eucalipto favorece o controle de processos erosivos, por meio da interceptação da água da chuva em suas folhas. Por meio desse exemplo, fica claro que a implantação de uma determinada vegetação não irá, necessariamente, promover todos os benefícios ambientais. Por isso, é recomendável estabelecer qual a principal meta a se alcançar no gerenciamento de uma determinada bacia hidrográfica, para que as melhores práticas de gestão sejam implementadas.

Bonumá (2011) avaliou os processos hidrológicos, a produção de sedimentos e a transferência de fósforo na bacia hidrográfica do Arroio Lino, que possui uma área de 4,8 km², localizada no estado do Rio Grande do Sul, no Brasil. Trata-se de uma bacia rural, possuindo 30% de sua área ocupada pela agricultura, tendo o tabaco como o principal cultivo (90%). Mais da metade da bacia é coberta por floresta nativa (54,1%), e o restante é dividido em área urbana, estradas, pasto e floresta exótica. Foi utilizado o modelo hidrológico SWAT para realizar as simulações hidrológicas, de sedimentos e de fósforo, durante um período de 30 anos. Foram avaliados 3 cenários de uso e manejo do solo: cultivo convencional, cultivo conservacionista e cultivo com plantio direto com redução de 50% de aplicação de fertilizantes. O uso do plantio direto como forma de cultivo não afetou tanto a produção de água na bacia, mas teve grande impacto na produção de sedimentos. Os resultados sugerem que a diminuição na intensidade do plantio resulta em um aumento dos níveis de água subterrânea, e uma redução do escoamento superficial e nos processos de erosão. As cargas de fósforo também obtiveram um decréscimo. Esses resultados indicaram que práticas de cultivo conservacionistas deveriam ser implementadas para minimizar os impactos

ambientais causados por diferentes usos do solo. As simulações realizadas pelo SWAT se mostraram satisfatórias para o estudo.

O estudo de Bonumá (2011) possibilitou o entendimento de que mesmo quando uma bacia hidrográfica é ocupada, em sua maioria, por vegetação natural, ela ainda pode contribuir para a geração de sedimentos e nutrientes, como apontou as simulações realizadas pelo SWAT. Assim, mesmo quando há uma pequena área de cultivo, é recomendado a implantação de práticas de gestão conservacionistas, a fim de minimizar os impactos que podem ser gerados no solo e nos corpos hídricos.

Shen et al. (2013) realizaram um estudo com o objetivo de quantificar as cargas de nitrogênio, fósforo e sedimento provenientes de diferentes usos do solo, na bacia hidrográfica do Yangtze, localizada na região do reservatório de Três Gargantas, na China. A referida bacia tem uma área de 58.000 km², possuindo como paisagem dominante as montanhas, que cobrem 74% do total dessa área. Os principais tipos de solo nesta região são os solos roxos (47,8%), os calcários (34,1%) e os solos amarelos (16,3%). Os principais usos do solo são as florestas, áreas de cultivo não irrigado, gramados, arrozais, pomares, áreas residenciais, áreas industriais e terras sem uso. A agricultura é a principal atividade econômica desse local, correspondendo a 18% da área. Utilizou-se o modelo SWAT para simular a transferência dos nutrientes e dos sedimentos oriundos de fontes difusas de poluição por um período de simulação de 10 anos. Eles chegaram aos seguintes resultados: produção de sedimentos variando entre 8,4 a 27,2 t/ha, nitrogênio total variando entre 11,8 a 60,3 kg/ha e fósforo total variando entre 1,2 e 5,5 kg/ha, dependendo do uso do solo. Entre estes usos, as áreas de cultivo não irrigado e os campos de arroz foram os que mais influenciaram nos resultados. Isso porque o uso de fertilizantes vem aumentando, para suportar o crescimento populacional da China. Outra explicação é que essas áreas correspondentes à agricultura estão localizadas, geralmente, em áreas de declive, fato este que propicia os processos erosivos, e consequente carreamento de nutrientes e sedimentos. Os resultados das simulações se mostraram satisfatórios, indicando a necessidade de esforços nas práticas conservacionistas de uso e manejo do solo. Porém, estes resultados devem ser explorados com cautela, e por se tratar de uma bacia muito grande, também é recomendável a realização de estudos adicionais, para conhecer o alcance real dos parâmetros analisados. Uma das principais limitações apresentadas pelos autores deste

estudo foi a escassez de dados medidos de qualidade da água, problema recorrente nos países em desenvolvimento.

As limitações encontradas por Shen et al. (2013) referentes a escassez de dados também é habitual nos estudos brasileiros. A realização de simulações em bacias muito grandes pode agravar ainda mais esse problema. Contudo, se a bacia estudada possuir uma área relativamente média à pequena, uma alternativa é a implantação de pontos de coleta de dados pelos próprios pesquisadores. Muitas vezes os órgãos responsáveis pela medição e disponibilização de parâmetros qualitativos, como nutrientes e sedimentos, e quantitativos, como a vazão, não dispõem de pontos na bacia objeto de estudo. A coleta e análise desses parâmetros pelos pesquisadores pode agregar mais confiabilidade no modelo hidrológico e em suas simulações, mesmo que somente em termos de comparação de resultados.

Jinsoo e Soyoung (2015) examinaram os potenciais efeitos do crescimento urbano sobre os recursos hídricos, na bacia hidrográfica do rio Gyungan, com área de 505,5 km², localizada na província de Gyeonggi, na Coreia do Sul. Esta bacia está localizada em uma área muito importante da Coréia do Sul, fornecendo água potável para mais de 20 milhões de pessoas em Seul e seus arredores. Mais de 70% da área da bacia é coberta por floresta, e cerca de 17% por agricultura, destacando-se os cultivos de arroz. Para as simulações, foram estabelecidos dois cenários, um com foco na conservação, onde as áreas seriam protegidas e o desenvolvimento urbano seria restrito, e um segundo cenário com foco no desenvolvimento. Eles utilizaram o modelo SLEUTH para prever o crescimento urbano para o ano de 2060 e o modelo SWAT para simular as vazões futuras, nos anos de 2020, 2040 e 2060, para os dois cenários propostos. As vazões simuladas foram comparadas com os valores observados, correspondentes aos períodos de 2000 e 2009. As simulações provenientes do cenário de desenvolvimento apresentaram um crescimento urbano mais acelerado, se comparado ao modelo de conservação. O cenário de conservação teve um crescimento urbano de 2,1% em 2060, quando comparado com 2010. Já o cenário de desenvolvimento teve um crescimento de 54,5%, nesse mesmo período. Por meio das simulações do SWAT, ficou comprovado que as mudanças nos fluxos de água sazonais e anuais são significativamente afetadas pelo crescimento urbano futuro. O estudo mostrou uma redução de 6% na vazão no período seco, para o cenário de desenvolvimento. Os resultados obtidos serviram para fornecer uma visão mais profunda da disponibilidade de recursos hídricos futuro, podendo auxiliar no planejamento urbano sustentável.

O estudo de Jinsoo e Soyoung (2015) é importante para mostrar que, aliado a outras ferramentas, o SWAT pode ser utilizado como instrumento para avaliar como o crescimento urbano pode afetar a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos de uma determinada região. Por ter a capacidade de simular grandes áreas, o SWAT pode ser usado em estudos de bacias com grandes centros urbanos, e não apenas em bacias exclusivamente rurais.

Liu et al. (2016) estudaram a bacia do rio Xiangxi, localizada na região do reservatório das Três Gargantas, na China, com uma área de 2.995 km². A bacia é formada por três importantes rios tributários, Nanyang, Gufu e Gaolan. O objetivo do estudo foi de estimar a distribuição das cargas de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) e identificar as áreas críticas que são fontes de poluição difusa na bacia. O SWAT foi usado para realizar as simulações dos nutrientes, com dados pedológicos, de uso e ocupação do solo e climáticos como principais entradas do modelo. As áreas críticas de poluição difusa foram identificadas por meio da utilização de vários fatores: as cargas dos nutrientes, a densidade populacional e os requisitos de qualidade da água. O estudo mostrou que as sub-bacias gravemente poluídas por nitrogênio total abrangiam 18,8% do total da área da bacia, representando 46% das cargas totais produzidas. Da mesma forma, as sub-bacias gravemente poluídas por fósforo total cobriam 17,5% da área da bacia, o que corresponde a 43% das cargas totais produzidas. As cargas de nutrientes foram distribuídas, principalmente, ao longo do rio Gufu e a jusante do rio Gaolan.

Este mesmo estudo também identificou as áreas críticas que são fontes de poluição difusa na bacia. Estas ocupam 19,7% do total da bacia, representando 53% das cargas de nitrogênio total, 54% das cargas de fósforo total e 36% da população total. As sub-bacias gravemente poluídas eram equivalentes às áreas críticas fontes de poluição difusa apenas pelas cargas de nutrientes, pois com a integração dos fatores de densidade populacional e de qualidade da água, essas áreas divergiam-se. Isso mostrou que somente as cargas de nutrientes não podem determinar com precisão as localidades dessas áreas críticas, sendo recomendado a integração com outros fatores socioeconômicos. Os autores realizaram as simulações com o modelo SWAT calibrado e não calibrado. Eles notaram que os resultados sem calibração tanto para a distribuição das cargas de nutrientes quanto para as áreas críticas não mostraram diferenças óbvias com os resultados calibrados. A calibração teve pouco efeito na identificação das áreas críticas, além de demandar muito tempo.

Um ponto relevante mencionado por Liu et al. (2016) foi sobre a calibração ou não do modelo SWAT. A literatura a respeito de modelos e simulações hidrológicas recomenda tanto a calibração quanto a validação dos resultados obtidos. Essa é uma forma de garantir que os resultados simulados sejam próximos da realidade. Porém, por falta de dados medidos, nem sempre a calibração é possível. Mas quando se tem dados confiáveis, de qualidade e em quantidade, é possível que as simulações cheguem a bons resultados, mesmo sem calibração, como apresentado no estudo de Liu et al. (2016).

Bressiani et al. (2015) realizaram uma pesquisa onde foi possível identificar quantos estudos já foram realizados em bacias hidrográficas brasileiras utilizando o modelo SWAT, no período entre 1999 e 2013. Os autores levaram em consideração artigos, teses, dissertações e monografias escritas em português e em inglês, e chegaram a um total de 113 trabalhos publicados. Observou-se que a maior parte dos trabalhos foram realizados nas regiões Sudeste, Sul e Nordeste, nas áreas cobertas pelo bioma Mata Atlântica. O estudo também mostrou que 83% das publicações tinham como principal objetivo a realização de simulações de fluxo da água (48%) e de sedimentos (35%). Apenas 9% dos trabalhos realizaram simulações com nutrientes. Os referidos autores também observaram que muitos dos trabalhos apresentaram dificuldades na implementação do SWAT, principalmente devido à falta e/ou difícil acesso aos dados que são exigidos para alimentar o modelo.

Dados de má qualidade ou a sua indisponibilidade, é um problema recorrente na realização de pesquisas brasileiras. Ao contrário dos Estados Unidos e outros países do Hemisfério Norte, que já possuem o banco de dados completo e pronto para inserção no SWAT, o Brasil ainda sofre com a falta e a dificuldade em adquiri-los. Muitas vezes o usuário precisa utilizar dados de outra área, devido à ausência de informação da região estudada ou pela grande quantidade de falhas nessas informações. Isso acontece, por exemplo, com as séries históricas dos dados meteorológicos ou climáticos.

O estudo de Bressiani et al. (2015) foi importante no desenvolvimento desse trabalho no sentido de conhecer as publicações brasileiras que utilizaram o SWAT e suas principais características. É uma leitura recomendável tanto para os que já são usuários do modelo, quanto para os iniciantes, pois fornece muitas informações a respeito das simulações hidrológicas realizadas em bacias brasileiras.

Visto isso, o SWAT se mostra um modelo hidrológico interessante no estudo de bacias hidrográficas, podendo fornecer resultados diários de nutrientes, sedimento, vazão, escoamento, bactérias e patógenos, além de cobrir grandes áreas de simulação.

Como apresentado nos tópicos anteriores, o avanço da tecnologia possibilitou o uso de ferramentas computacionais para auxiliar na gestão dos recursos hídricos. Tais ferramentas, como os modelos de simulação hidrológica, possuem um papel importante nesse sentido. Porém, também foi visto que, o uso inadequado do solo pode acarretar em impactos negativos sobre os corpos d'água. Assim, é preciso conciliar o emprego da tecnologia com as práticas adequadas de uso e manejo do solo, visando uma maior conservação dos recursos naturais. Para que isso aconteça, é preciso compreender, primeiramente, o valor que os recursos naturais possuem e todos os serviços que eles prestam ao homem e ao ambiente. Este é o assunto do próximo tópico.

2.5 VALORAÇÃO AMBIENTAL

O crescente aumento da demanda por recursos naturais gerou um cenário de degradação dos ecossistemas, passando a ser um assunto em destaque e alvo de discussões, principalmente nos países mais desenvolvidos. Fez-se útil aceitar que os ecossistemas naturais proveem uma série de valiosos serviços ambientais, os quais, devido a uma deficiente gestão ou a carência de incentivos econômicos para serem preservados, vem sendo degradados (PAGIOLA; PLATIS, 2003).

Para Bensusan (2008), os serviços prestados, ao homem, pela natureza são conhecidos como serviços ambientais e, embora não possuam um preço pré-definido, são extremamente valiosos e caros. Ainda, são considerados serviços ambientais os serviços desempenhados pelo meio ambiente que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida (BRASIL, 2009).

Millenium Ecosystem Assessment (2005) classifica os serviços derivados dos ecossistemas naturais em quatro conjuntos principais: provisão (alimentos, água potável, madeiras e fibras), regulação (clima, doenças e ciclo da água), suporte (ciclagem de nutrientes, formação do solo) e cultural (estético, espiritual, educativo e recreativo).

É possível atribuir diferentes valores aos bens e serviços ambientais: valor de uso direto, valor de uso indireto, valor de opção e valor de não uso ou valor de existência. O valor de uso direto deriva do uso direto da exploração dos recursos naturais, enquanto que o valor de uso indireto engloba as funções ecossistêmicas, como proteção da bacia hidrográfica, ciclagem de nutrientes, manutenção da biodiversidade, entre outros. O valor de opção decorre da opção de usar direta ou indiretamente o recurso natural no futuro. Por fim, o valor de existência advém de questões morais, culturais, éticas ou altruístas, ou seja, é o valor que as pessoas atribuem aos recursos ambientais sem que estejam ligados a alguns de seus usos (SEROA DA MOTA, 1997).

Inicialmente, a gestão do patrimônio ambiental (provedor de serviços ambientais) baseou-se nos princípios do usuário-pagador e do poluidor-pagador, ou seja, em caso de uso ou dano, respectivamente, acontece o pagamento pelo bem ambiental. No entanto, tem se delineado no cenário de discussões um novo princípio que, segundo alguns autores tem demonstrado ter maior eficácia no controle da poluição, é o chamado princípio do protetor-recebedor (CLAASEN et al., 2001).

A ideia principal do princípio do protetor-recebedor é que o agente que protege o bem ambiental, sendo um agente público ou privado, em benefício da coletividade deve receber uma compensação financeira como forma de incentivar a proteção dos serviços ambientais (SILVA; JOVIANO, 2012). Para Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996), o emprego de instrumentos que oferecem algum incentivo econômico nas políticas ambientais é mais vantajoso em relação aos de comando e controle, já que o “custo social de controle ambiental é menor”.

Um exemplo de instrumento que segue as ideias do princípio do protetor-recebedor é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), discutido no próximo tópico.

2.5.1 Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

Fundamentado no princípio do protetor-recebedor, surge, então, o instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). A essência de funcionamento dos programas de PSA é que o agente que adotou a conduta ambientalmente positiva deve ser remunerado de alguma forma (seja diretamente ou indiretamente) por meio de algum incentivo fiscal (HUPFFER; WEYERMÜLLER; WACLAWOWSKY, 2011).

Wunder et al. (2009) detalham ainda mais este conceito, definindo PSA como uma transação voluntária, na qual um serviço ambiental bem definido ou um uso da terra que possa assegurar este serviço é comprado por, pelo menos, um comprador de, pelo menos, um provedor sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço.

Assim, geralmente, estão presentes neste fluxo três atores sociais básicos: os provedores que recebem a compensação financeira; os recebedores que pagam pelos serviços e os mediadores (interlocutores) que são órgãos governamentais ou não, dispostos a atuar na relação entre provedor-recebedor (MORAES, 2012).

Apesar da variedade de programas, Wunder et al. (2009) afirmam que quase todos os PSA existentes compreendem serviços ambientais associados a uma das quatro categorias distintas representadas pela:

- Retenção ou captação de carbono: exemplos desta categoria são a captura de carbono por vegetação em crescimento ou a condição de retenção de carbono no solo e na vegetação. O benefício pelo qual se paga seria o efeito potencial de mitigação das mudanças climáticas causadas por emissões antropogênicas;
- Conservação da biodiversidade: inclui a regulação e estrutura do ecossistema, diversidade genética e de espécies, sendo remunerado o valor de opção (uso futuro) e o valor de existência (conhecimento da existência e importância);
- Conservação de serviços hídricos: abrange ações de purificação da água, regulação de fluxo e sedimentação, onde se paga pela qualidade e quantidade de água;
- Conservação de beleza cênica: aplicado a paisagens naturais e, em alguns casos, a patrimônios culturais. Paga-se pela recreação e opções para turismo.

Segundo Gusmão (2005), o PSA é um forte instrumento na consecução do desenvolvimento sustentável. Micol, Andrade e Borner (2008) corroboram com esta colocação ao indicarem que, além de um instrumento econômico, o PSA constitui-se como mecanismo de política ambiental ao incentivar práticas conservacionistas, sem impedir práticas produtivas. Ainda, além de ser uma ferramenta econômica de gestão ambiental que promove a conservação por meio de incentivos financeiros, o PSA também pode promover a inclusão social (FAGANELLO, 2007) e ser importante na geração de renda dos potenciais provedores de serviços (ZILBERMAN; LIPPER; MCCARTHY, 2006).

Contudo, apesar dos benefícios sociais, é notório destacar que o PSA não pode ser encarado como um mecanismo de redução de pobreza (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005) e a atribuição desse objetivo ao PSA pode comprometer a eficácia em atingir seu objetivo principal (WUNDER et al., 2009).

Não há uma receita única para se conceber um sistema de PSA e sempre é preciso adaptar a estratégia de intervenção às realidades locais (MINAM, 2010). Contudo, alguns autores apontam para condições e componentes que um programa de PSA deve obedecer.

King, Letsaolo e Rapholo (2003) destacam alguns passos e condições básicos que devem ser tomados para a implantação e o funcionamento de um PSA:

- Definir de forma clara quais os serviços ecossistêmicos que devem ser fornecidos pelo instrumento elaborado;
- Estabelecer que um serviço é benéfico e determinar quais as práticas que fornecem o serviço;
- Verificar a existência de uma disposição a pagar pelo benefício gerado;
- Projetar e implantar o sistema de pagamentos e instituições de apoio;
- Estruturar um sistema de monitoramento para verificar a eficiência social, econômica e ambiental do PSA;
- Os direitos de propriedade devem ser bem definidos para se poder ter uma definição precisa de quem está oferecendo e quem está recebendo os serviços;
- Os bens e serviços devem ser “precificados” corretamente para que não ocorram falhas na alocação dos recursos;
- Os custos de participação e de transação devem ser os mais baixos possíveis para permitir o acesso do maior número de participantes e para dar viabilidade econômica ao processo.

Santos et al. (2012) focam em nove componentes considerados essenciais no que diz respeito a um regime jurídico robusto de PSA. São eles: arranjo institucional; tipos de serviços ambientais abrangidos; fontes de recursos; beneficiários; categorias fundiárias elegíveis para os programas; requisitos de acesso ao recebimento de benefício; remuneração e critério de cálculo; sistemas de verificação de prestação do serviço; e salvaguardas socioambientais.

Existem diversas iniciativas de implementação de programas de PSA no Brasil e no mundo, entre as quais, pode-se citar o Projeto Conservador das Águas de Extrema, o Programa Produtor de Água da ANA, o Programa Buriti de proteção e recuperação das nascentes da bacia do rio Uberabinha, o Projeto Oásis da Fundação Grupo Boticário e os programas de PSA da Costa Rica, que são detalhados no tópico seguinte.

2.5.2 Exemplos de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

O Projeto Conservador das Águas, implantado pela prefeitura de Extrema (MG), em parceria com a *The Nature Conservancy* (TNC), foi a primeira iniciativa municipal brasileira desse gênero (RIBEIRO et al., 2007). O projeto foi criado por meio da Lei Municipal nº 2.100 de 21 de dezembro de 2005, autorizando o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais que implementarem práticas de melhoria da qualidade e quantidade da água no município. A participação dos proprietários rurais no projeto é de no mínimo 4 anos (EXTREMA, 2005).

O município de Extrema está localizado no extremo sul do estado de Minas Gerais, a 408 km de Belo Horizonte e a 100 km de São Paulo. Possui uma população de 28.599 habitantes, estimada em 2010, cobre uma área de 244,586 km², e tem como bioma predominante a Mata Atlântica (IBGE, 2017d).

O Conservador das Águas de Extrema é um projeto que realiza suas ações por sub-bacias. No início do projeto, foi determinado que a sub-bacia que possuísse a menor cobertura florestal seria a escolhida para ser a pioneira na implementação de práticas de PSA. Além de apresentar baixa cobertura florestal, a sub-bacia deveria estar localizada a montante do ponto de captação de água do município para a jusante. Os projetos do Conservador das Águas são realizados individualmente para cada propriedade rural. No projeto é indicado a situação atual e a situação futura planejada para a propriedade. O acordo entre o proprietário rural e a Prefeitura de Extrema inclui:

- Emprego de práticas visando a conservação dos solos e a diminuição dos processos erosivos e de sedimentação;
- Implementação de saneamento ambiental rural, incluindo o abastecimento de água, tratamento de efluentes e disposição adequada de resíduos sólidos;

- Implementação e manutenção da cobertura vegetal das áreas de preservação permanente (APP) (PREFEITURA MUNICIPAL DE EXTREMA, 2017).

A Secretaria de Meio Ambiente de Extrema possui uma supervisão responsável pelo Projeto Conservador das Águas e pelas práticas de Educação Ambiental no município, realizando obras de restauração florestal, conservação do solo e saneamento ambiental rural. O Conselho Municipal de Desenvolvimento Ambiental (CODEMA) é o órgão responsável por analisar os projetos de PSA das propriedades rurais. Os proprietários rurais que fazem parte do Conservador das Águas recebem 100 UFEX (Unidade Fiscal de Extrema) por hectare, que representa o valor de referência. Em 2016 esse valor foi estimado em R\$ 262,00/hectare/ano. Esse valor é pago por meio das verbas do orçamento da Prefeitura Municipal de Extrema e também mediante acordos com outras entidades governamentais e da sociedade civil (PREFEITURA MUNICIPAL DE EXTREMA, 2017).

Outro projeto de PSA que se destaca em nível nacional é o Programa Produtor de Água desenvolvido pela ANA. Este programa consiste em incentivar os produtores rurais à realizarem práticas conservacionistas em suas terras em prol da conservação do solo e da água. É um programa de adesão voluntária, onde os produtores são remunerados de acordo com os benefícios gerados em suas propriedades. As práticas conservacionistas adotadas pelos produtores rurais aderidos no programa visam a redução da erosão e do assoreamento de mananciais, gerando uma melhoria na qualidade e na disponibilidade de água nas bacias hidrográficas (ANA, 2016). O programa deve contar com uma equipe técnica especializada, para promover a implementação, o monitoramento, as vistorias e a assistência técnica necessária para o seu funcionamento (ANA, 2008).

As práticas e os manejos conservacionistas, realizados pelos proprietários inseridos no programa, podem ser divididas em práticas vegetativas, como:

- Manutenção de áreas florestadas;
- Reflorestamento;
- Plantio adensado e em nível;
- Plantio direto;
- Recuperação de pastagens;
- Implantação de sistemas agrosilvopastorais (ANA, 2008).

E em práticas mecânicas, como:

- Implementação de bacias de infiltração;
- Readequação de estradas;
- Terraceamento;
- Recuperação das Áreas de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal (ANA, 2008).

Os pagamentos pelos benefícios gerados a partir dessas práticas conservacionistas são estabelecidos por meio de duas metodologias. A primeira consiste no “Custo de oportunidade”, que representa as condições do mercado, por meio do valor de arrendamento da área objeto de interesse. A segunda metodologia é referente à “Avaliação de performance”, que avalia qual foi o impacto positivo derivado da prática conservacionista adotada, podendo ser estimado por meio do Percentual de Abatimento da Erosão (PAE). A remuneração dos proprietários rurais acontece após o cumprimento dos objetivos e metas estabelecidos anteriormente (ANA, 2008).

A remuneração financeira aos provedores de serviços ambientais é baseada no Valor de Referência (VRE), que consiste no custo de oportunidade de utilização de um hectare da área escolhida para implantação do programa. Esse valor é estimado com base em estudos feitos na região, onde é realizado um levantamento econômico da principal, ou principais, atividades agropecuárias desenvolvidas nessa área. Esse valor é expresso em R\$/hectare/ano (BRASIL, 2013).

O Programa Produtor de Água da ANA conta com as seguintes fontes de financiamento:

- Orçamento da União, Estados e Municípios;
- Fundos Estaduais de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente;
- Fundo Nacional do Meio Ambiente, Amazônico e da Mata Atlântica;
- ONGs;
- Empresas de saneamento e geração de energia;
- Recursos provenientes da cobrança pelo uso da água;
- Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (Protocolo de Kyoto);
- Compensação financeira por parte dos usuários beneficiados (ANA, 2008).

Passos para implementação do Programa Produtor de Água:

- Definição da área onde será implantado o programa. Dentro de uma bacia hidrográfica, serão selecionadas áreas prioritárias (sub-bacias), que são, geralmente, aquelas com altos níveis de degradação e alta potencialidade para produção de água. A seleção da área é realizada mediante estudos ou por meio do Plano de Recursos Hídricos, quando este existir.
- Identificação dos atores envolvidos no programa: os produtores rurais que proverão o serviço ambiental; os beneficiários; os órgãos, organizações e instituições interessadas em participar.
- Criação da Unidade de Gestão do Projeto (UGP), por meio de um arranjo institucional entre os órgãos, organizações e instituições que aderirem ao programa. O objetivo da UGP é de fiscalizar e gerir o programa, definindo claramente o papel de cada um, além das formas de financiamento.
- Avaliação dos danos ambientais por meio de imagens de satélite ou estudos de campo da área. Deve-se realizar um estudo com as principais características da região, como áreas sujeitas à erosão e as áreas desmatadas. Tais especificações devem ser feitas para cada propriedade rural, com o objetivo de quantificar o valor para a recuperação dessas áreas.
- Definida a sub-bacia, a UGP deve realizar ações de mobilização entre todos os atores que fazem parte do programa, com vistas a proporcionar conhecimento a respeito dos serviços ambientais e das práticas conservacionistas, além da realização de trabalhos de extensão rural e assistência técnica.
- Os programas serão selecionados por meio de edital, o qual terá todas as regras do programa e orientações para o proprietário rural. As propostas que apresentarem maiores benefícios para a bacia serão escolhidas.
- Elaboração do Projeto Individual da Propriedade (PIP), que constitui de um documento contendo um diagnóstico para cada propriedade rural. Nele são descritos os projetos e práticas conservacionistas recomendadas para cada propriedade.
- Após a seleção dos projetos que irão constituir o programa Produtor de Água, é realizado um contrato com o proprietário provedor do serviço ambiental. No contrato consta os objetivos e metas a serem cumpridas para que a remuneração seja

concedida. Inicia-se então a execução das obras, como o plantio de mudas e a construção de cercas.

- Após a realização das obras necessárias, a UGP realizará vistorias nas propriedades, a fim de fiscalizar se o que foi firmado no contrato está sendo cumprido. Em caso positivo, será realizado o pagamento dos incentivos, sempre que as metas forem alcançadas (ANA, 2008).

Outro programa de PSA é o chamado Programa Buriti de proteção e recuperação das nascentes da bacia do rio Uberabinha. A referida bacia se estende pelos municípios mineiros de Uberlândia, Uberaba e Tupaciguara. O responsável por este programa de PSA é o Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE), empresa concessionária responsável por estes serviços. O objetivo principal do programa é proteger, recuperar as nascentes e fazer o plantio de matas ciliares ao longo da bacia. O Programa Buriti também conta com a participação do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). O programa foi regulamentado por meio da Lei Municipal nº 10.066 de 15 de dezembro de 2008 e alterada pela Lei nº 11.806 de 2014 (DMAE, 2017).

O DMAE realiza esse projeto para cumprir as exigências da Lei Estadual nº 12.503, de 30 de maio de 1997, que diz que as empresas concessionárias de serviços de abastecimento de água e de geração de energia elétrica devem investir um valor mínimo de 0,5% do total da receita apurada na proteção e na preservação ambiental da bacia hidrográfica em que estas realizam suas atividades (MINAS GERAIS, 1997).

O Programa Buriti tem como público alvo, os proprietários rurais localizados à montante das estações de captação de água de Sucupira e do Bom Jardim, que são os sistemas responsáveis pelo abastecimento público da cidade de Uberlândia. Já são cerca de 123 propriedades cadastradas no programa (DMAE, 2015). Desde sua implementação, o programa já realizou o plantio de 216.848 mudas de árvores, a implantação de 442 hectares de terraceamento, 13,5 quilômetros de estradas readequadas, mais de 384 mil metros de cercas construídas para a proteção das áreas recuperadas, além de proteger 4.817 hectares de Área de Proteção Permanente (APP). Os planos do DMAE são de ampliar o programa para o rio Araguari, visto que está sendo construída uma Estação de Captação de Água naquela região (DMAE, 2017).

O Projeto Oásis é outra iniciativa brasileira de PSA da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza em parceria com outras instituições, como a *Mitsubishi Corporation Foundation for the Americas*. O objetivo principal desse projeto é de recompensar financeiramente aqueles proprietários rurais que realizam práticas conservacionistas a fim de preservar os recursos naturais, além de incentivar a restauração de áreas degradadas e atuar como um incremento na renda dos proprietários aderidos ao projeto (FGBPN, 2017).

O projeto teve início em São Paulo, em 2006. Em 2009 chegou à Apucarana, no Paraná, contando com o apoio da Secretaria de Meio Ambiente e Turismo (SEMATUR). Em 2011, o município de São Bento do Sul, Santa Catarina, integrou o projeto. E em 2012 o Projeto Oásis iniciou uma parceria com o Ministério Público de Minas Gerais e a Associação Mineira de Defesa Ambiental (Amda) no município mineiro de Brumadinho. Além destes, outros municípios brasileiros estão em fase de desenvolvimento para integrar no projeto, são eles, Bonito (MS), Palmas (TO), São José dos Campos (SP) e Curitiba (PR) (FGBPN, 2017).

As etapas a serem seguidas para implantação do Projeto Oásis são as seguintes:

- Definição da área de atuação e áreas prioritárias;
- Caracterização dos provedores dos serviços;
- Fontes de financiamento;
- Arranjo institucional;
- Estar de acordo com os pré-requisitos para participação;
- Marco legal;
- Divulgação, lançamento de edital e cadastramento inicial;
- Cálculo do valor a ser pago;
- Contrato entre as partes, definindo as obrigações e deveres de cada um;
- Monitoramento das propriedades (FGBPN, 2011).

A Costa Rica, localizada na América Central, foi pioneira na implementação de programas de PSA entre os países em desenvolvimento. Os projetos acontecem em nível nacional, graças a promulgação da Lei nº 7.575 de 1996, também conhecida como Lei Florestal. A lei considera 4 serviços prestados pela natureza: mitigação das emissões de gases do efeito estufa; serviços hidrológicos; preservação da biodiversidade e provisão de beleza cênica. A referida lei também criou o Fundo Nacional de Financiamento Florestal (FONAFIFO), que

é o principal intermediário responsável pela administração dos programas de PSA no país (PAGIOLA, 2008).

As principais formas de financiamento dos programas de PSA da Costa Rica são:

- Impostos provenientes do abastecimento de água e da venda de combustíveis fósseis;
- Acordos com empresas privadas ou empresas semi-públicas, como as de geração de energia;
- Vendas internacionais de crédito de carbono e crédito de proteção da biodiversidade;
- Bancos internacionais e agências bilaterais, por meio de empréstimos (PORRAS et al., 2013).

Do ano de 2001 até 2006, os programas de PSA costarriquenses contaram com auxílios internacionais, por meio de empréstimos vindos do Banco Mundial (*World Bank Group*) e por subsídios do Fundo Mundial para o Ambiente (*Global Environment Facility*). Apesar disso, a maior parte do financiamento dos programas são provenientes do fundo governamental, por meio da arrecadação de 3,5% da receita dos impostos sobre a venda de combustíveis fósseis (PAGIOLA, 2008).

A quantidade a ser paga aos proprietários das terras em troca da provisão dos serviços ambientais depende de alguns fatores. Primeiro, as decisões administrativas e o orçamento disponível. Segundo, o valor estimado do serviço ambiental que é fornecido por meio da preservação das florestas. E terceiro, o custo de oportunidade para os proprietários. Observa-se que a maioria dos programas de PSA em países em desenvolvimento pagam um preço fixo por hectare. Dessa forma, todos os serviços ambientais são reunidos e medidos como “hectare multiplicado por um valor que representa uma estimativa da utilização do solo naquela região”. Uma forma mais correta de estimar esse valor, mas também mais trabalhosa, seria avaliar os reais fluxos desses serviços ambientais (PORRAS et al., 2013).

Desde a sua implementação, em 1997, até 2012, os programas de PSA da Costa Rica possuíam cerca de 860 mil hectares de florestas protegidas, 60 mil hectares de áreas reflorestadas, 30 mil hectares de florestas com manejo sustentável, além de 10 mil hectares de áreas sob regeneração natural. Até o ano de 2010, cerca de 52% do território costarriquense estava sob algum tipo de cobertura vegetal (PORRAS et al., 2013).

Os exemplos citados mostram o potencial que um programa de PSA bem executado têm sobre a preservação e conservação dos recursos naturais. Esse tipo de programa pode ser usado como ferramenta de auxílio no gerenciamento dos recursos hídricos, respeitando a realidade e a demanda de cada região.

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

Constam, neste capítulo, informações sobre a área de estudo, os métodos, os equipamentos e os programas utilizados no desenvolvimento desse trabalho.

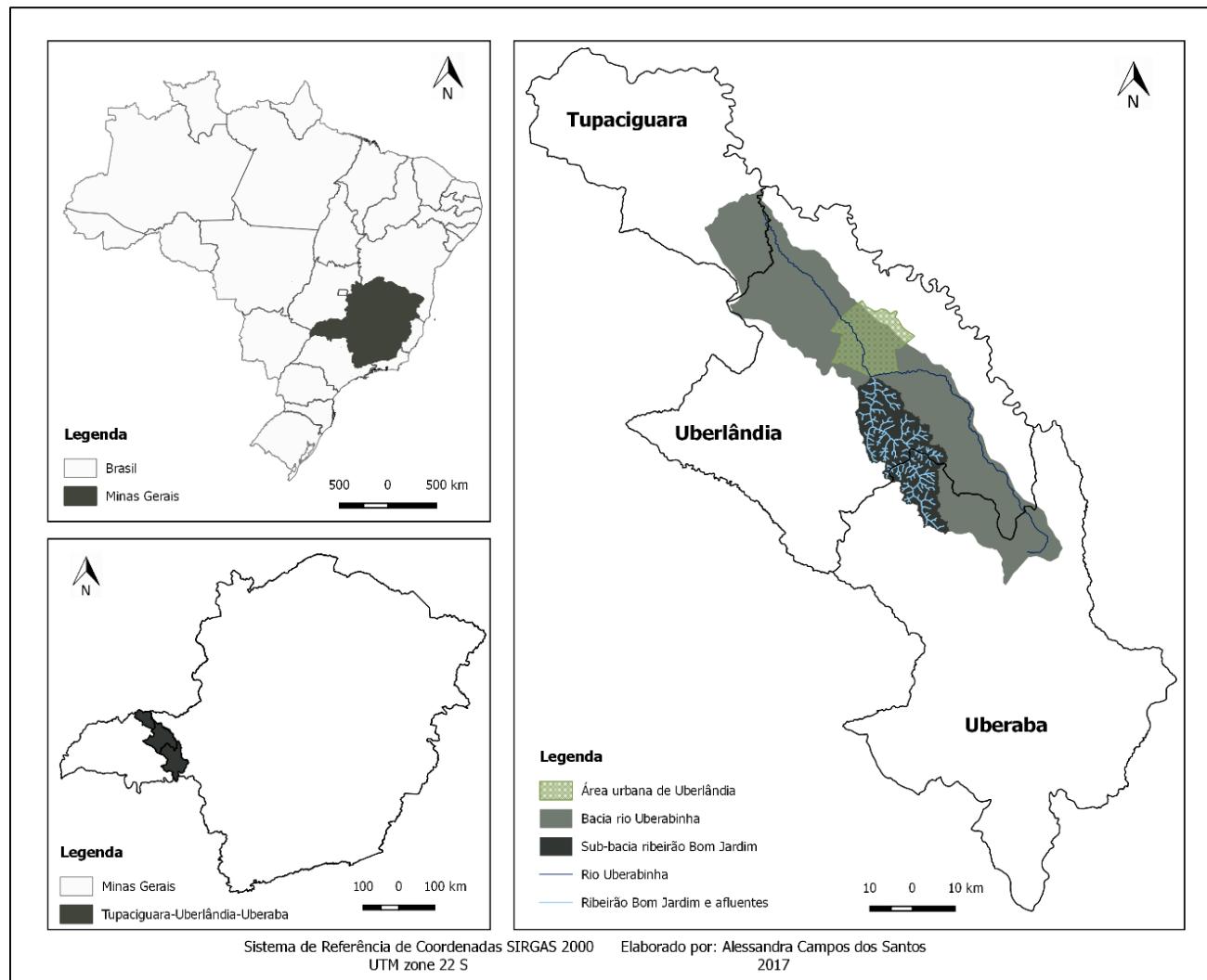
3.1 ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho tem como área de estudo a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, situada entre as coordenadas 18° 58' 00" e 19° 20' 30" de latitude Sul e 48° 04' 00" e 48° 18' 00" de longitude Oeste. Esta abrange parte do território dos municípios de Uberlândia, ao norte, e Uberaba, ao sul, localizados na mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, no estado brasileiro de Minas Gerais (Figura 2).

A sub-bacia do ribeirão Bom Jardim possui uma área de drenagem de aproximadamente 398,54 km², com um perímetro de 108,848 quilômetros. O referido ribeirão tem sua nascente em Uberaba, próxima à rodovia BR 050 que liga os dois municípios. Ele percorre cerca de 40 quilômetros até a sua foz no rio Uberabinha, próximo à área urbana de Uberlândia (BRITO, 2002). A sub-bacia do ribeirão Bom Jardim está inserida dentro da bacia do rio Uberabinha, que por sua vez faz parte da bacia do rio Araguari, pertencente à região hidrográfica da bacia do rio Paraná.

A região analisada apresenta clima tropical com duas estações bem definidas, uma seca e outra úmida. A estação seca se estende, geralmente, de março a outubro, e a estação úmida, geralmente, de novembro a fevereiro (FELTRAN FILHO, 1997). Dezembro e janeiro são os meses que apresentam as maiores precipitações, por outro lado, junho e julho são os meses mais secos do ano (ROSA et al., 1991).

Figura 2 – Localização da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: IBGE (2017a); Topodata (2017)

A região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim possui como principal bioma o Cerrado. Mas desde a década de 1970, grande parte dessas áreas de vegetação natural estão sendo substituídas por plantações, principalmente de grãos, como o milho e a soja, algodão, além de pastagens. A expansão da cana-de-açúcar também atinge essas áreas, normalmente em forma de monoculturas (RESENDE; ROSOLEN, 2013).

Segundo informações concedidas pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE), o ribeirão Bom Jardim é responsável por quase 50% do abastecimento de água atual da cidade de Uberlândia. O sistema Sucupira, com estação de captação de água localizada no rio Uberabinha é encarregado pela outra parte do abastecimento. O reservatório do Bom Jardim localiza-se no setor sul da cidade, próximo ao limite urbano, como mostra a Figura 3.

Figura 3 – Localização do reservatório, estação de captação e tratamento do Bom Jardim



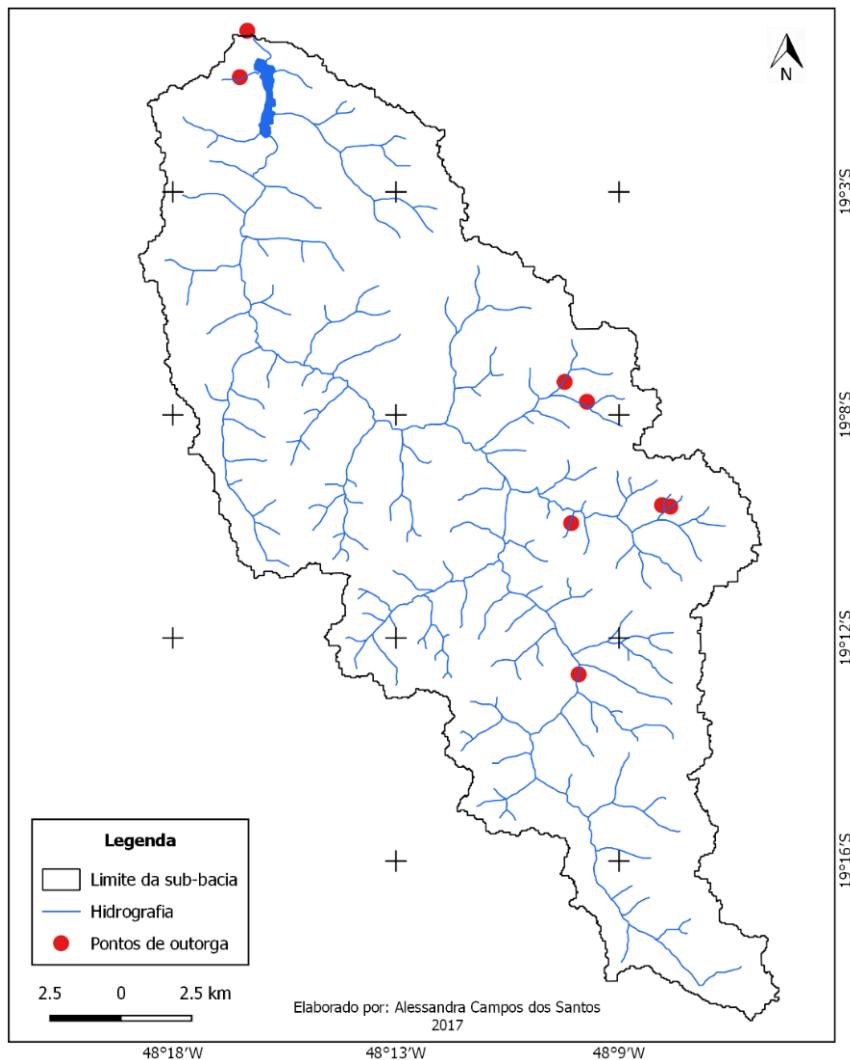
Fonte: Google Earth (2017)

Em relação ao sistema Bom Jardim, mostrado na Figura 3, a água destinada ao abastecimento público sai do reservatório por meio de um canal de adução, ilustrado pela linha vermelha, e percorre cerca de 1,4 quilômetros até chegar à Estação de Captação de Água do Bom Jardim, localizada na Chácaras Ibirapuã. Após a captação, a água segue cerca de 6 quilômetros, caminho também ilustrado pela linha vermelha, até a Estação de Tratamento de Água (ETA) Bom Jardim, localizada na Av. Nicomedes Alves dos Santos nº 2.383 no bairro Jardim Karaíba. Na ETA é realizado o tratamento convencional da água, que consiste nas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, fluoretação, cloração e ajuste de pH. Após o tratamento a água é encaminhada para o reservatório da ETA, passando pela elevatória, pelo reservatório de distribuição e em seguida destinada a rede de distribuição (DMAE, 2017).

Além do abastecimento público de Uberlândia, a água do ribeirão Bom Jardim é utilizada para fins de irrigação, dessedentação de animais, lazer, paisagismo, entre outros usos. Segundo dados da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (Semad), a outorga para abastecimento é de 5,184 hm³ por mês. Já o somatório das outorgas para os outros usos varia entre 0,11517692 e 0,1239378 hm³ por mês, sendo os maiores valores para os meses de estiagem (SEMAD, 2017a).

A distribuição espacial dos pontos de outorgas superficiais localizados na sub-bacia está representada na Figura 4.

Figura 4 – Pontos de outorgas superficiais na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: SEMAD (2017a); Topodata (2017)

Observando a Figura 4, o ponto no extremo norte da sub-bacia representa a captação de água no reservatório do Bom Jardim. Já as outras outorgas são destinadas para irrigação, dessedentação animal, recirculação de água, consumo agroindustrial e aquicultura (SEMAD, 2017a).

As demandas de outorgas superficiais na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim não foram consideradas na estimativa da vazão realizada pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), uma vez que, a outorga de valor mais expressivo, a de abastecimento, encontra-se no ponto de exutório da referida sub-bacia, não influenciando nos valores estimados à montante deste ponto.

3.2 BASE CARTOGRÁFICA: OBTENÇÃO DE IMAGENS E ELABORAÇÃO DOS MAPAS

Por se tratar de um trabalho que envolve técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG), o primeiro passo foi a criação de um banco de dados cartográficos para a região estudada. Esse banco de dados consiste em informações sobre o relevo, o tipo de solo e o uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

3.2.1 Modelo Digital de Elevação (MDE) e Declividade

Valeriano (2008) definiu o Modelo Digital de Elevação (MDE) como sendo um arquivo contendo dados de altimetria, isto é, uma estrutura de linhas e colunas que possui um valor de elevação para cada célula (*pixel*), ou seja, para cada par de coordenadas há um único valor escalar. Esse valor pode representar a declividade, a orientação de vertente, a curvatura do terreno, entre outros.

O MDE é uma representação tridimensional do relevo fundamental a quase todas as análises de dados espaciais em SIG. Nesse trabalho, ele foi utilizado como um dos dados de entrada do modelo hidrológico SWAT, fornecendo as informações necessárias à respeito da topografia da região.

Os dados topográficos foram obtidos gratuitamente no site do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil, o Topodata. O projeto Topodata fornece, dentre outros dados, a altitude, declividade e orientação, de todo o território brasileiro, desde agosto de 2008. Essas informações são elaboradas a partir dos dados obtidos do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) da agência científica *United States Geological Survey* (USGS) (INPE, 2017).

No site do Topodata, fez-se o *download* dos dados de altitude das cartas topográficas de Uberlândia (MG) e Uberaba (MG), denominadas:

- 18S495;
- 18S48_;
- 19S495;
- 19S48_.

Por meio do *software* de SIG QGIS 2.16.1, fez-se a edição das quatro imagens de modo a formar um mosaico. Fez-se um recorte da imagem, escolhendo a área de interesse (sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim). O resultado foi um MDE da área estudada, com uma resolução espacial de 90 metros.

Para a declividade, foram usados os valores encontrados no estudo de Brito (2001), onde ele caracteriza o relevo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim da seguinte forma:

- Plano (0 a 3%), representando 42,63% do total da área da sub-bacia;
- Suave ondulado (3 a 8%), representando 46,59% do total da área da sub-bacia;
- Ondulado (8 a 20%), representando 10,60% do total da área da sub-bacia;
- Forte ondulado (20 a 40%), representando 0,18% do total da área da sub-bacia.

3.2.2 Mapa pedológico

As informações pedológicas da região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram obtidas a partir do estudo realizado por Brito (2002).

A Tabela 1 apresenta os tipos de solo que constituem a sub-bacia e suas respectivas áreas.

Tabela 1 – Tipos de solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim

Nomenclatura	Símbolo	Área(km ²)	Área (%)
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico	LVAd	196,9519	49,3901
Latossolo Vermelho Amarelo Ácrico	LVAw	40,7320	10,2145
Latossolo Vermelho Distrófico	LVd	22,1658	5,5586
Latossolo Vermelho Ácrico	LVw	53,4568	13,4055
Neossolo Flúvico Distrófico	RYbd	85,4616	21,4314
Total		398,7681	100

Fonte: Brito (2002)

A imagem referente ao tipo de solo foi vetorizada e georreferenciada, utilizando o *software* de SIG QGIS 2.16.1. O resultado foi a obtenção de um mapa pedológico da região.

3.2.3 Mapa de uso e ocupação do solo

As informações relativas ao uso e a ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram adquiridas por meio de imagens de satélite, disponibilizadas pelo Instituto Nacional

de Pesquisas Espaciais (INPE, 2016). Utilizou-se a imagem do satélite *Landsat-8*, instrumento *Operational Land Imager* (OLI), Órbita/Ponto 221/073, referente ao dia 5 de julho de 2016.

As características do satélite *Landsat-8* são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2 – Principais características do satélite *Landsat-8*, instrumento OLI

	Bandas	Comprimento de onda (μm)	Resolução espacial (m)
Multiespectral	Banda 1 - Costeira/Aerossol	0,43 - 0,45	30
	Banda 2 - Azul	0,45 - 0,51	30
	Banda 3 - Verde	0,53 - 0,59	30
	Banda 4 - Vermelha	0,64 - 0,67	30
	Banda 5 - Infravermelho próximo	0,85 - 0,88	30
	Banda 6 - SWIR 1	1,57 - 1,65	30
	Banda 7 - SWIR 2	2,11 - 2,29	30
Pancromática	Banda 8 - Pancromática	0,50 - 0,68	15
Multiespectral	Banda 9 - Cirrus	1,36 - 1,38	30
Termal	Banda 10 - TIRS 1	10,60 - 11,19	100
	Banda 11 - TIRS 2	11,50 - 12,51	100

Fonte: USGS (2016)

A classificação da imagem foi feita por meio de uma composição colorida (red-green-blue) nas bandas 4-3-2, pois esse arranjo resulta nas cores verdadeiras da imagem. As classes escolhidas para a fotointerpretação foram:

- Água;
- Campos hidromórficos;
- Mata;
- Pastagem;
- Agricultura.

A mata corresponde às áreas onde há a predominância de arbustos e árvores de médio a grande porte, como áreas de mata ciliar, cerrado e reflorestamento. Os campos hidromórficos representam as áreas ao longo dos corpos d'água, onde há a presença de vegetação, além de apresentar solos úmidos na maior parte do tempo. A pastagem é representada pelas áreas destinadas ao pastoreio.

Por se tratar de uma sub-bacia hidrográfica rural, a classe urbana e/ou área construída foi desprezada, por não apresentar representatividade, já que as construções existentes são apenas algumas propriedades rurais espalhadas ao longo da sub-bacia.

Empregaram-se técnicas de classificação digital de imagens do tipo fotointerpretação, com o objetivo de digitalizar as feições identificadas na imagem, por meio do *software* de SIG QGIS 2.16.1. O resultado foi um mapa temático da região estudada.

3.3 DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO SWAT

Nesse item estão relatados todos os dados que foram utilizados para a realização das simulações de nitrogênio e fósforo no modelo hidrológico SWAT. São descritas informações relativas à origem, manipulação e organização dos dados climáticos, pedológicos e de uso e ocupação do solo da região da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim.

3.3.1 Dados climáticos

Os parâmetros climáticos constituem os principais dados de entrada para o uso do modelo SWAT. São esses dados que guiam todos os processos simulados em uma bacia hidrográfica.

Os parâmetros diários do clima usados pelo SWAT foram:

- Precipitação (mm);
- Temperatura máxima e mínima (°C);
- Radiação solar (MJ/m²/dia);
- Velocidade do vento (m/s);
- Umidade relativa (fração).

Utilizaram-se dados de séries históricas de duas estações localizadas próximas à sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, visto que não existe estação meteorológica instalada dentro dos limites desta sub-bacia. A primeira é a estação meteorológica Uberlândia-A507, código 86776, localizada a 875 metros de altitude, latitude -18,92° e longitude -48,25°. A estação está situada no campus Santa Mônica da Universidade Federal de Uberlândia, na cidade de Uberlândia (MG). Esta estação possui dados desde o ano de 1981, mas só em 14 de dezembro de 2002 esses dados começaram a ser coletados de forma automática. Os dados climáticos obtidos nesta estação meteorológica foram disponibilizados pelo Laboratório de

Climatologia e Recursos Hídricos do Instituto de Geografia da Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

A segunda estação meteorológica escolhida foi a de Uberaba, código 83577, localizada a uma altitude de 737 metros, latitude -19,73° e longitude -47,95. Os dados desta estação de Uberaba foram adquiridos pelo Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Estas duas estações meteorológicas foram escolhidas por serem as mais próximas da área da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, uma ao norte (Uberlândia) e a outra ao sul (Uberaba).

É indicado o uso de dados climáticos com a maior qualidade e quantidade possível, a fim de não prejudicar a credibilidade dos resultados das simulações realizadas pelo modelo (SILVA; BRESSIANI; CRESTANA, 2014).

Os dados utilizados foram referentes ao período de 01 de janeiro de 1981 a 31 de dezembro de 2016, totalizando 35 anos contínuos, para ambas as estações meteorológicas. Esse período foi escolhido devido à continuidade dos dados, uma vez que existem muitas falhas nos anos anteriores.

As estações meteorológicas de Uberlândia e Uberaba não dispunham de informações de radiação solar, por se tratarem de estações convencionais. Contudo, foram disponibilizados dados de insolação. Assim, calculou-se a radiação solar necessária para alimentar o modelo hidrológico através da insolação.

Quando não medida, a radiação solar pode ser calculada usando a fórmula de Angstrom (1924), que relaciona a radiação solar com a radiação extraterrestre e a insolação, representada pela Equação 1.

$$R_s = R_a * \left(a_s + b_s * \frac{I}{N} \right) \quad (1)$$

Na qual:

R_s = radiação solar (MJ/m²/dia);

R_a = radiação solar extraterrestre (MJ/m²/dia);

a_s e b_s = constantes empíricas de Angstrom;

I = insolação (h);

N = duração do dia (h).

Onde não há dados de radiação solar e nenhuma calibração dos parâmetros a_s e b_s , recomenda-se a utilização dos valores 0,25 para a_s e 0,50 para b_s (FAO, 2009).

A radiação extraterrestre é determinada através da Equação 2.

$$R_a = \frac{24 * 60}{\pi} * G_{sc} * d_r * (\omega_s * \sin(\varphi) * \sin(\delta) + \cos(\varphi) * \cos(\delta) * \sin(\omega_s)) \quad (2)$$

Na qual:

R_a = radiação extraterrestre (MJ/m²/dia);

G_{sc} = constante solar (0,0820 MJ/m²/min);

d_r = distância relativa inversa Terra/Sol;

ω_s = ângulo da hora do pôr do sol (rad);

φ = latitude (rad);

δ = declinação solar (rad).

A duração do dia, N , é calculada através da Equação 3.

$$N = \frac{24}{\pi} * \omega_s \quad (3)$$

Na qual:

N = duração do dia (h);

ω_s = ângulo da hora do pôr do sol (rad).

Assim, foi possível calcular a radiação solar para as duas estações meteorológicas.

Dados de precipitação

Por se tratar do parâmetro climático mais importante do SWAT, devido à sua possível variação em diferentes pontos da bacia, além das estações meteorológicas de Uberlândia e de Uberaba, foram utilizados dados de precipitação de outras 5 estações pluviométricas da região. Os dados de precipitação foram disponibilizados pelo site Hidro Web - Sistema de Informações Hidrológicas. Essas estações pluviométricas são de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA), e estão mais detalhadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Estações pluviométricas

Código	Nome	Município	Latitude (°)	Longitude (°)	Período
Patrimônio					
1948016	Rio do Peixe	Prata	-19,52	-48,50	2000 - 2016
1948005	Fazenda Paraíso	Prata	-19,24	-48,56	1967 - 2016
1947026	Itiguapira	Uberaba	-19,53	-47,81	2000 - 2016
1948006	Fazenda Letreiro	Uberlândia	-18,98	-48,19	1974 - 2016
1947019	Porto Saracura	Indianópolis	-19,06	-47,93	1977 - 1997

Fonte: Hidro Web (2016)

Uma vez que estas estações pluviométricas e as estações de Uberlândia e Uberaba se encontram fora dos limites da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, aplicou-se o método Inverso Ponderado da Distância (IPD), com intuito de interpolar os dados históricos de precipitação para estações fictícias localizadas no interior da sub-bacia analisada. O IPD é um modelo determinístico bastante utilizado como método de interpolação espacial. É um método relativamente rápido, fácil de computar e simples de interpretar. O princípio do IPD é que o valor de um ponto sem amostragem é a média ponderada de valores conhecidos dentro da vizinhança. Mas a semelhança entre esses pontos é inversamente relacionada com a distância entre eles (LU; WONG, 2008).

O IPD é determinado pela Equação 4.

$$P_i = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_i^\alpha} * P'_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_i^\alpha} \right)} \quad (4)$$

Na qual:

P_i = valor interpolado da precipitação;

P'_i = valor amostrado da precipitação;

d_i = a distância euclidiana entre o ponto amostrado e o estimado;

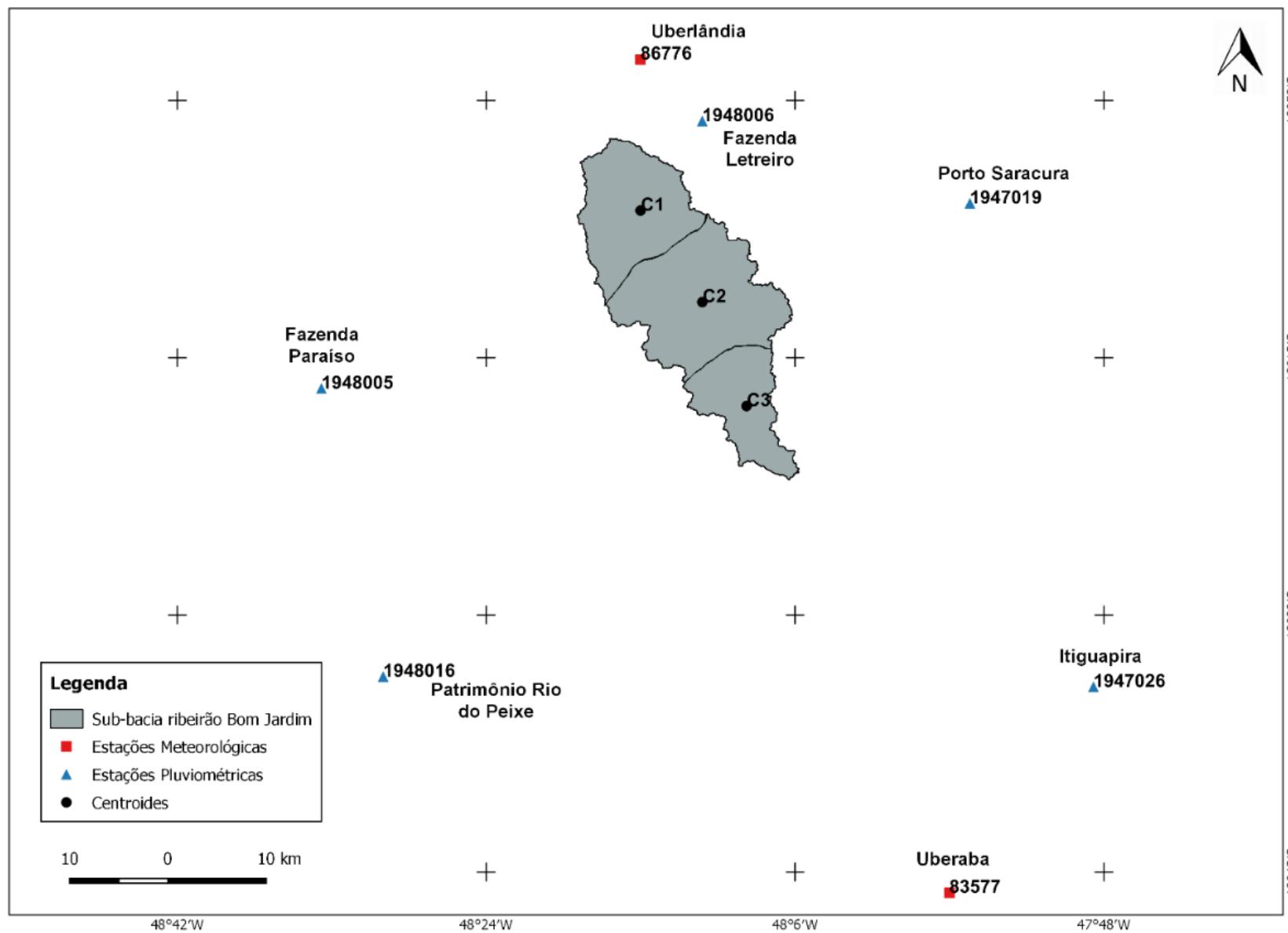
n = número de pontos vizinhos utilizados na interpolação;

α = expoente ponderador da distância euclidiana (ou poder).

Quando se aplica o método IPD, o valor ótimo do expoente ponderador pode variar, geralmente de 1 a 5 (LU; WONG, 2008). Lloyd (2005) adota o valor do expoente igual a 2, que é o mais frequentemente usado para interpolar precipitação. Nesse trabalho foi adotado o valor 2 para o expoente.

Optou-se por estimar a precipitação em 3 pontos diferentes da sub-bacia, constituindo estações pluviométricas internas fictícias que são utilizadas pelo SWAT. Para isso, a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foi dividida em 3 partes, de acordo com sua topografia, e para cada parte foi calculado o centroide respectivo (C1, C2 e C3). Foi estimada a precipitação para estes 3 pontos, interpolando os valores das estações vizinhas. A interpolação foi realizada em uma planilha eletrônica, utilizando a Equação 4. A Figura 5 mostra a localização da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, das estações meteorológicas e pluviométricas, além das estações fictícias (C1, C2 e C3).

Figura 5 – Mapa das estações meteorológicas e pluviométricas e centroides da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: Hidro web (2016)

Assim, por meio do método IPD, foi possível estimar a precipitação diária na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, utilizando os dados das 5 estações pluviométricas vizinhas mais os dados das estações de Uberlândia e Uberaba, isto é, foram interpolados dados de 7 estações para encontrar os valores nos três pontos da sub-bacia. Com isso, todos os dados diários referentes ao clima da sub-bacia foram adquiridos para a inserção no modelo hidrológico.

Gerador Climático do SWAT

Para o Gerador Climático do SWAT, utilizado com o objetivo de preencher faltas nas séries de dados climáticos ou para a geração de dados que o usuário não disponha, foram usadas as séries das duas estações meteorológicas descritas anteriormente.

Para preencher o Gerador Climático do SWAT, os parâmetros climáticos obtidos das estações meteorológicas de Uberlândia e de Uberaba foram parametrizados mensalmente. Essa parametrização consiste no cálculo da média mensal e do desvio padrão. Esses cálculos foram realizados por meio de uma planilha eletrônica WGN Macro. Essa Macro é disponibilizada gratuitamente no site do SWAT.

Além dos parâmetros climáticos das estações meteorológicas (precipitação, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa), a Macro também requer dados de temperatura no ponto de orvalho ($^{\circ}\text{C}$) e precipitação máxima de 0,5 hora (mm), para gerar a média mensal e o desvio padrão.

A temperatura no ponto de orvalho foi calculada usando o *software* livre *dew02*. Primeiro, o *dew02* calcula a pressão de saturação de vapor, usando a Equação 5 (FAO, 2009).

$$e_s = 0,6108 * \exp \left[\frac{17,27 * T}{T + 237,3} \right] * (10) \quad (5)$$

Na qual:

e_s = pressão de saturação de vapor (kPa);

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

10 = fator multiplicador para converter e_s (kPa) para e_s (mbar).

Em seguida, calculou-se a pressão de vapor real, usando a Equação 6 (HACKEL, 1999).

$$e_a = UR * \left(\frac{e_s}{100} \right) \quad (6)$$

Na qual:

e_a = pressão real de vapor de água no ar (mbar);

UR = umidade relativa do ar (%).

Finalmente, a temperatura no ponto de orvalho é calculada, através da Equação 7 (HACKEL, 1999).

$$dew = \frac{234,18 * \log(e_a) - 184,2}{8,204 - \log(e_a)} \quad (7)$$

Na qual:

dew = temperatura no ponto de orvalho (°C).

Os valores de precipitação máxima de 0,5 hora também foram calculados, a partir dos coeficientes de desagregação de chuva. Segundo Tucci (2000), a precipitação máxima pode ser definida como “ocorrência externa, com duração, distribuição temporal e espacial crítica para uma área ou bacia hidrográfica”.

As precipitações máximas são representadas pelas curvas de intensidade, duração e frequência (IDF). Quanto menor for a duração de uma chuva, maior será sua intensidade. Essa relação de IDF é determinada através de dados de pluviógrafos da área de interesse (TUCCI, 2000).

Dentre os coeficientes de desagregação presentes na literatura, os mais difundidos são os do Departamento de Água e Energia Elétrica da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1986). Esses coeficientes foram calculados com base no estudo de chuvas intensas realizado por Pfafstetter (1982), onde estão descritas as equações de chuva para 98 estações pluviométricas brasileiras.

A Tabela 4 traz os coeficientes de desagregação de chuvas com período de retorno de 2 a 100 anos, obtidos a partir das curvas IDF de Pfafstetter (1982).

Tabela 4 – Coeficientes de desagregação de chuvas brasileiras

Relação de duração	Relação de chuvas
5 min / 30 min	0,34
10 min / 30 min	0,54
15 min / 30 min	0,70
20 min / 30 min	0,81
25 min / 30 min	0,91
30 min / 1 h	0,74
1 h / 24 h	0,42
2h / 24 h	0,48
6 h / 24 h	0,72
8 h / 24 h	0,78
10 h / 24 h	0,82
12 h / 24 h	0,85
24 h / 1 dia	1,14

Fonte: CETESB (1986)

De acordo com a Tabela 4, para a obtenção da chuva de 30 minutos a partir da chuva de um dia, a sequência dos coeficientes em cascata é igual a 0,74 multiplicado por 0,42 e por 1,14. Obtém-se um valor de 0,354312, ou seja, a chuva máxima de 30 min corresponde a 0,354312 da chuva medida em um dia. Esse coeficiente foi aplicado aos dados de precipitação diária, obtendo assim, os valores da chuva máxima de 0,5 hora.

Com os valores de temperatura no ponto de orvalho e precipitação máxima de 0,5 hora obtidos, estes, juntamente com os outros dados climáticos foram inseridos na Macro para a parametrização. Os dados gerados da parametrização estão descritos na Quadro 3.

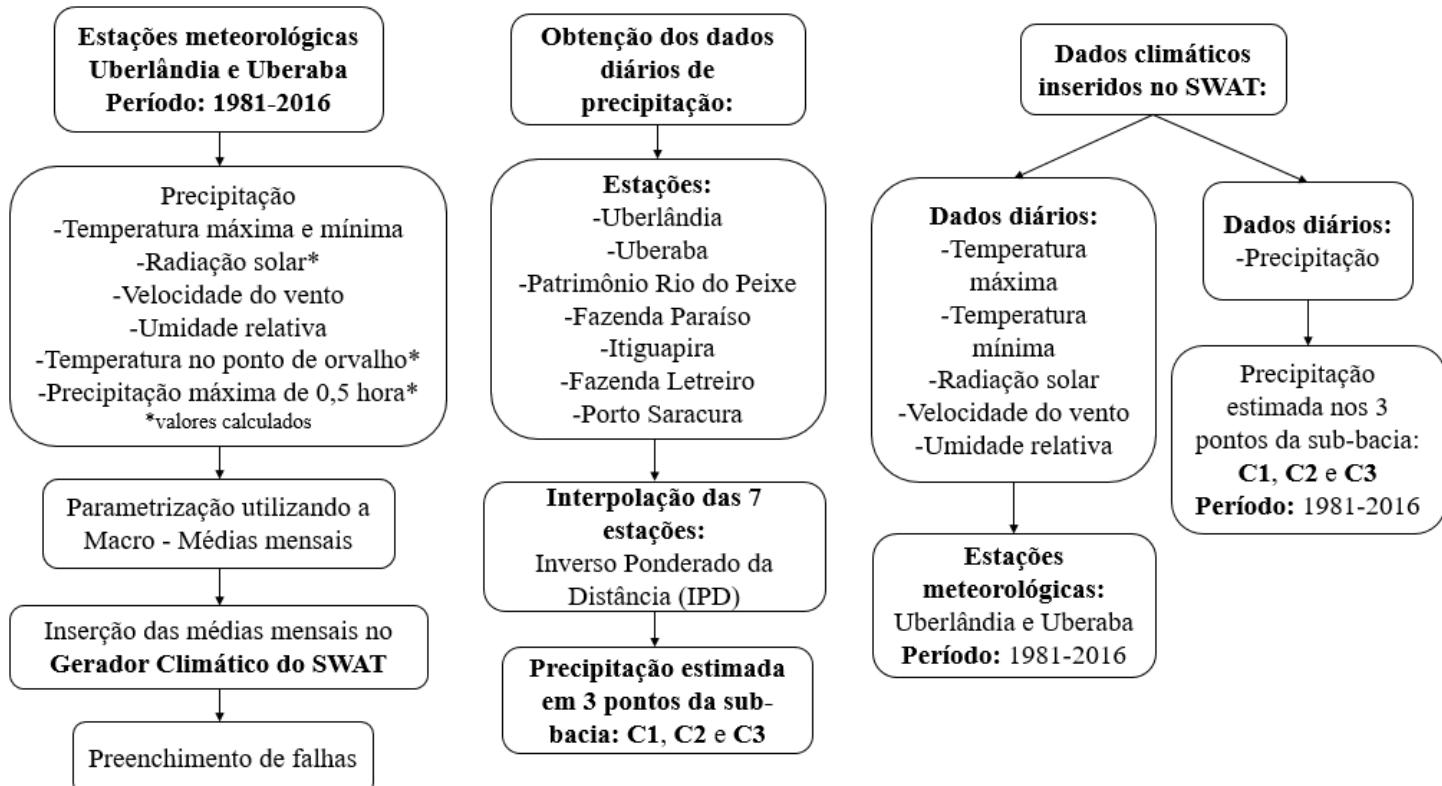
Esses parâmetros mensais do Quadro 3 foram inseridos no Gerador Climático do SWAT. O Gerador utilizou essas variáveis para preencher as falhas existentes nas séries históricas dos dados climáticos de precipitação, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa.

Quadro 3 – Parâmetros climáticos mensais gerados pela Macro e inseridos no Gerador Climático do SWAT

Parâmetro	Descrição
TMPMX	Média mensal da temperatura máxima diária (°C)
TMPMN	Média mensal da temperatura mínima diária (°C)
TMPSTDMX	Desvio padrão da temperatura máxima diária de cada mês
TMPSTDMN	Desvio padrão da temperatura mínima diária de cada mês
PCPMM	Média mensal da precipitação total (mm)
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação diária do mês
PCPSKW	Coeficiente de assimetria para a precipitação diária no mês
PR_W1	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos para o mês (%)
PR_W2	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos para o mês (%)
PCPD	Média mensal de dias de precipitação (dias)
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0,5 hora para o mês (mm)
SOLARAV	Média diária de radiação solar para o mês (MJ/m ² /dia)
DEWPT	Média diária da temperatura no ponto de orvalho para o mês (°C)
WNDAV	Média diária da velocidade do vento para o mês (m/s)

A Figura 6 apresenta, resumidamente, os passos realizados para obtenção dos dados climáticos que foram descritos anteriormente e inseridos no SWAT.

Figura 6 – Esquema dos dados climáticos para inserção no modelo SWAT



Fonte: Autor (2018)

3.3.2 Dados pedológicos

O modelo hidrológico SWAT demanda alguns parâmetros relacionados ao tipo de solo da região estudada como dados de entrada. Esses parâmetros estão descritos no Quadro 4.

Quadro 4 – Parâmetros relativos ao tipo de solo exigidos pelo SWAT

Parâmetro	Descrição	Fonte
NLAYERS	Número de camadas	Brito (2002)
HYDGRP	Grupo hidrológico	Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005)
SOL_ZMX	Profundidade máxima da raiz no solo (mm)	Brito (2002) **
ANION_EXCL	Porosidade do solo (fração)	Brito (2002)
SOL_Z*	Profundidade de cada horizonte (mm)	Brito (2002)
SOL_BD*	Densidade aparente (g/cm ³)	Brito (2002)
SOL_AWC*	Capacidade de água disponível (mm/mm)	Brito (2002)
SOL_CBN*	Teor de carbono orgânico (% peso do solo)	Brito (2002)
SOL_K*	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	Brito (2002)
CLAY*	Porcentagem de argila (% peso do solo)	Brito (2002)
SILT*	Porcentagem de silte (% peso do solo)	Brito (2002)
SAND*	Porcentagem de areia (% peso do solo)	Brito (2002)
ROCK*	Porcentagem de cascalho (% peso do solo)	Brito (2002)
SOL_ALB*	Albedo do solo (fração)	Baldissera (2005)
USLE_K*	Fator K da USLE	Williams (1995)
SOL_PH*	pH do solo	Brito (2002)

*Parâmetros relativos a cada uma das camadas do perfil do solo.

**O SWAT assume que as raízes conseguem se desenvolver por toda a profundidade das camadas do perfil do solo.

Fonte: Autor (2017)

Os dados de textura, número de camadas, profundidade da camada, pH, carbono orgânico, porcentagens de argila, silte, areia e cascalho foram obtidos por meio do estudo realizado por Brito (2002).

O parâmetro HYDGRP, grupo hidrológico do solo, foi quantificado de acordo com a classificação hidrológica dos solos brasileiros, proposta por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), que leva em consideração, dentre outros fatores, a textura do solo.

Como não existem estudos que fornecessem os outros parâmetros para os solos específicos da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, estes foram estimados, através de equações específicas.

USLE_K é o fator de erodibilidade do solo. Alguns solos apresentam erosão mais facilmente do que outros, mesmo quando todos os outros fatores são os mesmos (ARNOLD et al., 2013). Para estimar a USLE_K foi utilizada a equação proposta por Williams (1995), expressa na Equação 8:

$$K_{USLE} = f_{csand} * f_{cl-si} * f_{orgc} * f_{hisand} \quad (8)$$

Na qual:

f_{csand} = fração de solos com alto conteúdo de areia grossa;

f_{cl-si} = fração de solos com alta razão de silte e argila;

f_{orgc} = fração de solos com alto conteúdo de carbono orgânico;

f_{hisand} = fração de solos com conteúdo extremamente alto de areia.

O albedo (SOL_ALB) é a parcela da radiação solar que é refletida ao atingir a superfície do solo, considerando sua cobertura vegetal e variando ao longo do ano. O albedo foi estimado com base na metodologia de Baldissera (2005), que também foi utilizada por Silva (2015), Castro (2013) e Pinto (2011). Foi adotado um valor de 0,155, uma média entre o albedo de áreas de cerrado em épocas de chuva e de estiagem.

O restante dos parâmetros (ANION_EXCL, SOL_BD, SOL_AWC, SOL_K) foram estimados através de Funções de Pedotransferência (PTF), baseadas na metodologia de Saxton e Rawls (2006). As equações propostas por esses autores são usadas para estimar as propriedades hidráulicas do solo, através de dados de textura e matéria orgânica.

ANION_EXCL é a fração de porosidade a partir da qual os ânions são excluídos. É um parâmetro opcional, que se o usuário do SWAT não entrar com um valor, é assumido 0,50 (ARNOLD et al., 2013).

SOL_BD é a densidade aparente do solo, expressa pela relação entre a massa de partículas sólidas (massa do solo seco) e o volume total do solo (quando o solo está na capacidade de campo, ou perto dela) (ARNOLD et al., 2013).

SOL_AWC é a capacidade de água disponível na camada do solo, também entendida como a água disponível para as plantas. Esse parâmetro é calculado subtraindo a fração de água presente no ponto de murcha permanente pela fração de água presente na capacidade de campo (ARNOLD et al., 2013).

SOL_K é a condutividade hidráulica saturada do solo. Esse parâmetro relaciona a taxa de fluxo de água no solo com o gradiente hidráulico. Representa a “facilidade” com que a água se movimento no solo (ARNOLD et al., 2013).

Com todos os parâmetros pedológicos obtidos e calculados, estes foram inseridos no banco de dados do SWAT. Todos esses parâmetros estão descritos no Anexo A.

3.3.3 Dados de uso e ocupação do solo

Para realizar as simulações hidrológicas e de nutrientes, o SWAT demanda informações sobre as características do uso e do manejo do solo. O SWAT possui um banco de dados com diversas classes relativas ao uso e ocupação do solo. Esse conjunto de informações disponibiliza as características físicas, químicas e hidrológicas de cada classe.

Para uma melhor diferenciação, as áreas de agricultura foram divididas em soja (52%), milho (25,5%) e cana-de-açúcar (22,5%). Essa divisão foi feita de acordo com estudos realizados pelo IBGE em 2015 a respeito da produção agrícola de lavouras temporárias nos municípios de Uberlândia e Uberaba. O referido estudo apontou a soja, o milho e a cana como as principais culturas nestes municípios, representando mais de 89% do total da área plantada de lavouras temporárias de Uberlândia e 94% do total da área plantada de lavouras temporárias de Uberaba (IBGE, 2017b; IBGE, 2017c).

O Quadro 5 apresenta as classes de uso e ocupação do solo consideradas para realizar as simulações e os códigos de identificação referentes ao banco de dados do SWAT.

Quadro 5 – Classes de uso e ocupação do solo de acordo com o SWAT

Classes consideradas	Código
Água	WATR
Campos hidromórficos	RNGE
Mata	FRST
Pastagem	PAST
Soja	SOYB
Milho	CORN
Cana-de-açúcar	SUGC

Fonte: Autor (2017)

Adicionalmente, foram inseridas no banco de dados de SWAT, informações relativas às operações de manejo das culturas de soja, milho e cana-de-açúcar, como a data de semeadura ou plantio, data de colheita e aplicação de fertilizantes.

A melhor época para a soja ser semeada é entre os meses de outubro e novembro, pois é o início da estação chuvosa na região Sudeste. O grão da soja atinge o ponto de colheita entre 100 e 150 dias, tendo um valor médio aproximado de 124 dias em Minas Gerais. Também é recomendado que a soja seja semeada em solos férteis ou que foram corrigidos (EMBRAPA, 2010). Assim, foi considerado o dia 1º de outubro para a semeadura e o dia 1º de fevereiro para a colheita da soja. Essa primeira colheita é referente a safra de verão, ou seja, o seu ciclo se inicia e termina na estação chuvosa. Após essa colheita, inicia-se a safrinha da soja, no final do período chuvoso. A safrinha, ou plantio de sequeiro, geralmente não é irrigada, e é semeada entre janeiro e abril. Assim, foi considerado o dia 1º de março para a semeadura e o dia 1º de agosto para a colheita da soja. Foi considerado a safra e a safrinha para que o solo não ficasse exposto nem inutilizável no restante do período.

O plantio do milho deve ser realizado durante o período chuvoso, que ocorre entre os meses de outubro e novembro, na região Sudeste do Brasil. Quando o objetivo é a obtenção de grãos, o ciclo do milho dura, aproximadamente, 120 dias (EMBRAPA, 2017a). Foi considerado o dia 1º de outubro para a semeadura e o dia 1º de fevereiro para a colheita do milho. Do mesmo modo que a soja, essa primeira colheita é referente a safra de verão. Após essa colheita, inicia-se a safrinha do milho, no final do período chuvoso. Assim, foi considerado o dia 1º de março para a semeadura e o dia 1º de agosto para a colheita do milho. Também foi considerado a safra e a safrinha para que o solo não ficasse exposto nem inutilizável no restante do período.

Para determinar a quantidade e o tipo de fertilizante utilizado na cultura de cana-de-açúcar, foi realizada uma consulta com um dos engenheiros agrônomos responsável por uma usina de cana-de-açúcar localizada no município de Uberaba. Já para as culturas de milho e soja, os valores e o tipo de fertilizante foram adquiridos na empresa responsável pelo fornecimento do mesmo na região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

A adição de fertilizante no cultivo de soja e de milho acontece no momento do plantio. Foi considerado a aplicação de 220 kg/ha do fertilizante Nitrogênio-Fósforo-Potássio (NPK) 5-25-00 para a soja e 400 kg/ha do fertilizante NPK 10-25-00 para no milho. Essa numeração é referente a sua formulação, representando a porcentagem de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente.

A cana-de-açúcar precisa de boa disponibilidade de água, temperatura e radiação solar elevadas. Ela deve ser plantada no período chuvoso e quente, sendo colhida 12 meses depois (sistema de ano) ou 18 meses depois (sistema de ano-e-meio) (EMBRAPA, 2017b). Assim, considerou-se o plantio da cana de ano, no dia 1º de janeiro, sendo realizada a colheita no dia 1º de dezembro. Vale ressaltar que, diferente da soja e do milho, depois de plantada, o cultivo da cana-de-açúcar ocorrerá nos próximos 5 ou 6 anos. Só após esse período que um novo canavial deve ser implementado (EMBRAPA, 2017b). Assim, foi considerado um canavial com duração de 6 anos, logo, com 6 colheitas anuais no mês de dezembro.

A fertilização do canavial ocorre no momento do plantio, aplicando uma grande dosagem de fertilizante. Depois, são aplicadas dosagens menores a cada ano, após a colheita. Para a primeira aplicação, no momento do plantio, foi considerado uma quantidade de 400 kg/ha do fertilizante NPK 10-00-40 e 55 kg/ha de fósforo. Para as outras dosagens anuais, após a colheita, considerou-se a aplicação de 675 kg/ha do NPK 18-04-24.

Para as áreas de mata, pastagem e campos hidromórficos, foram feitas algumas alterações no banco de dados do SWAT em relação ao crescimento inicial, com o objetivo de definir essas áreas como já existentes. Isso foi realizado para que o SWAT “entendesse que essas áreas já existiam no início das simulações”. Elas se diferem das áreas de agricultura, porque já estão estabelecidas há mais tempo, não sofrendo com eventos de plantio e colheita.

Todos os dados de uso e manejo do solo foram inseridos no banco de dados do SWAT para a realização das simulações hidrológicas e de nutrientes.

3.4 DESCRIÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO SWAT

O SWAT é um modelo destinado à simulações em escala de bacias hidrográficas, desenvolvido com o objetivo de avaliar os efeitos dos manejos em uma bacia hidrográfica sobre os recursos hídricos, além de estimar as fontes de poluição difusas (ARNOLD et al., 2012). Para a realização desse trabalho, foi utilizado o modelo hidrológico SWAT 2012.10.18, com a finalidade de simular os nutrientes (nitrogênio e fósforo) que são produzidos e carreados na sub-bacia hidrográfica do ribeirão Bom Jardim.

Para que o SWAT possa representar todos os processos hidrológicos da bacia hidrográfica, o ciclo hidrológico é simulado baseado no balanço hídrico, descrito pela Equação 9 e representado pela Figura 7.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (9)$$

Na qual:

SW_t = quantidade final de água no solo (mm H₂O);

SW_0 = quantidade inicial de água no solo no dia i (mm H₂O);

t = tempo (dias);

R_{day} = quantidade de precipitação no dia i (mm H₂O);

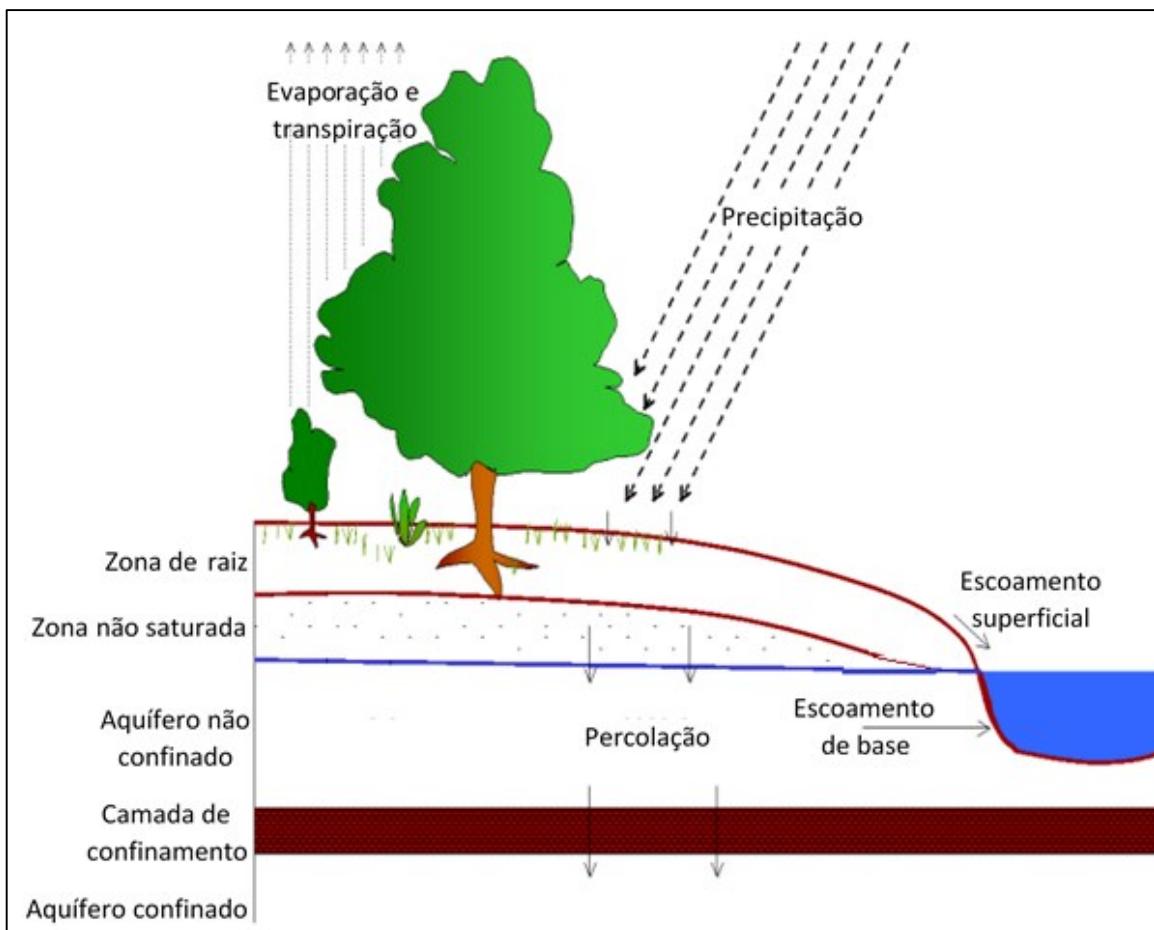
Q_{surf} = quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H₂O);

E_a = quantidade de evapotranspiração no dia i (mm H₂O);

w_{seep} = quantidade de percolação no dia i (mm H₂O);

Q_{gw} = quantidade de escoamento de base no dia i (mm H₂O).

Figura 7 – Representação do ciclo hidrológico simulado pelo SWAT



Fonte: Interface do SWAT

A Figura 7 representa os principais componentes do ciclo hidrológico que são simulados pelo modelo SWAT: evaporação, transpiração, precipitação, percolação, escoamentos superficial e de base.

A precipitação é um dos eventos mais importantes nesse ciclo, pois por meio dela que é gerado o escoamento superficial, que por sua vez, é um dos principais responsáveis pelo transporte dos nutrientes e sedimentos em uma bacia hidrográfica.

3.4.1 Escoamento superficial

O SWAT pode calcular o escoamento superficial por meio de dois métodos, o de Green e Ampt (1911) e o método do número da curva CN do *Soil Conservation Service* (SCS, 1972).

O método usado pelo SWAT para calcular o escoamento superficial foi o do número da curva CN do SCS, representado pela Equação 10 (SCS, 1972):

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad (10)$$

Na qual:

Q_{surf} = é o escoamento acumulado ou chuva excedente (mm H₂O);

R_{day} = altura pluviométrica para o dia (mm H₂O);

I_a = abstrações iniciais, que incluem armazenamento na superfície, interceptação e infiltração, antes do escoamento (mm H₂O);

S = parâmetro de retenção (mm H₂O).

O parâmetro de retenção varia de acordo com o solo, uso e manejo do solo, declividade e quantidade de água no solo.

O parâmetro de retenção é dado pela Equação 11:

$$S = 25,4 * \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (11)$$

Na qual o CN é o número da curva de escoamento superficial, também chamado de coeficiente de escoamento superficial ou número de deflúvio CN. A escala de CN não é linear, e varia de 1 a 100. As abstrações iniciais (I_a) geralmente se aproximam de $0,2 * S$. O escoamento somente irá acontecer se $R_{day} > I_a$. Assim, pode-se reescrever a equação do método SCS como a Equação 12:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0,2 * S)^2}{(R_{day} + 0,8 * S)} \quad (12)$$

O número da curva CN é uma combinação de três fatores: o grupo hidrológico do solo; cobertura do solo e condições de umidade antecedente do solo.

O SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo: I- seco (ponto de murchamento); II- umidade média e III- úmido (capacidade de campo). O número da curva CN para a condição de umidade antecedente do solo II é dado de acordo com o uso do solo.

Para as condições de umidade antecedente do solo I e III, são calculados através das Equações 13 e 14, respectivamente.

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 * (100 - CN_2)}{(100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636 * (100 - CN_2)])} \quad (13)$$

$$CN_3 = CN_2 * \exp[0,00673 * (100 - CN_2)] \quad (14)$$

O SCS criou uma série com os principais solos dos Estados Unidos baseado na ideia de que os perfis de solo com características semelhantes responderão de forma semelhante a uma chuva intensa e duradoura. O SCS distingue em seu método quatro grupos hidrológicos de solos, listados no Quadro 6.

Quadro 6 – Grupos hidrológicos dos solos e suas características

Grupo Hidrológico	Principais características
A	Baixo potencial de escoamento superficial quando molhados. Normalmente possuem menos que 10% de argila e mais que 90% de areia ou cascalho. A água movimenta-se pelo solo livremente. Solos muito profundos > 200 cm ou profundos 100-200 cm. Possuem alta taxa de infiltração e resistência a erosão. Solos bem drenados ou excessivamente drenados.
B	Potencial de escoamento superficial moderadamente baixo quando molhados. O movimento da água pelo solo é desimpedido. Normalmente possuem entre 10 e 20% de argila e 50 à 90% de areia. Solos profundos 100-20 cm. Possuem alta taxa de infiltração e resistência a erosão.
C	Possuem potencial de escoamento superficial moderadamente alto quando molhados. O movimento da água pelo solo é um tanto restrito. Normalmente possuem entre 20 e 40% de argila e menos de 50% de areia. Solos profundos 100-200 cm ou pouco profundos 50-100 cm. Solos com baixa taxa de infiltração e pouca resistência a erosão.
D	Possuem potencial de escoamento superficial alto quando molhados. O movimento da água pelo solo é restrito ou muito restrito. Normalmente possuem mais de 40% de argila e menos de 50% de areia. Solos rasos < 50 cm. Solos com taxa de infiltração muito baixa e pouquíssima resistência a erosão.

Fonte: USDA (1972)

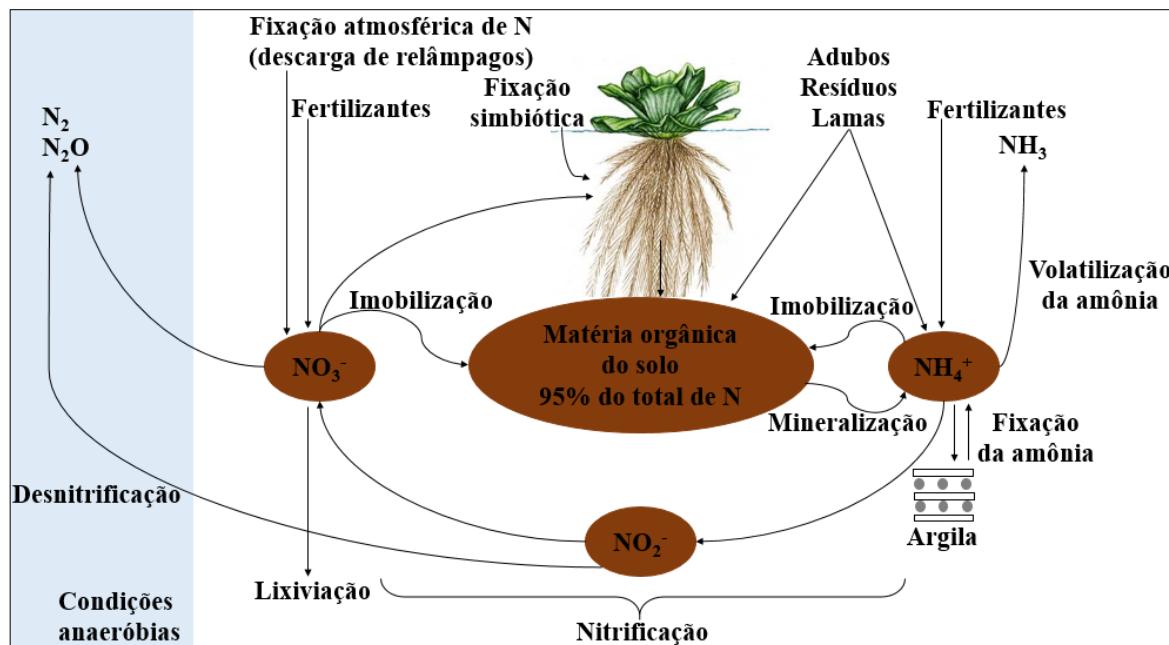
A principal variável exigida pelo SWAT para calcular o escoamento superficial por meio do método da curva número CN do SCS é a precipitação. Como os dados de precipitação precisam ser diários, o cálculo do número CN também é realizado diariamente pelo SWAT.

Calculados os componentes do ciclo hidrológico, o SWAT é capaz de simular os principais processos dos nutrientes em uma bacia hidrográfica.

3.4.2 Nutrientes: nitrogênio

O destino e o transporte do nitrogênio em uma bacia hidrográfica dependem das transformações que os compostos sofrem no ambiente. O SWAT modela o ciclo completo do nitrogênio, que caracteriza um sistema dinâmico que inclui a água, a atmosfera e o solo. A Figura 8 ilustra uma representação com os principais componentes do ciclo do nitrogênio monitorados pelo SWAT.

Figura 8 – Principais componentes do ciclo do nitrogênio



Fonte: Neitsch et al. (2011)

Observa-se, por meio da Figura 8, que as principais formas de entrada de nitrogênio no solo são por meio de fertilizantes, resíduos orgânicos e até mesmo por descargas de relâmpagos. Após a entrada no sistema, o SWAT calcula as diferentes formas de nitrogênio por meio dos processos sofridos, como fixação, volatilização, imobilização, mineralização, nitrificação, lixiviação e desnitrificação.

Quando carreado para um corpo hídrico, o nitrogênio orgânico sofre transformações graduais para outras formas: amônio, nitrito e nitrato. O nitrogênio orgânico também pode ser removido da corrente de água por meio da sedimentação. A quantidade de nitrito na água

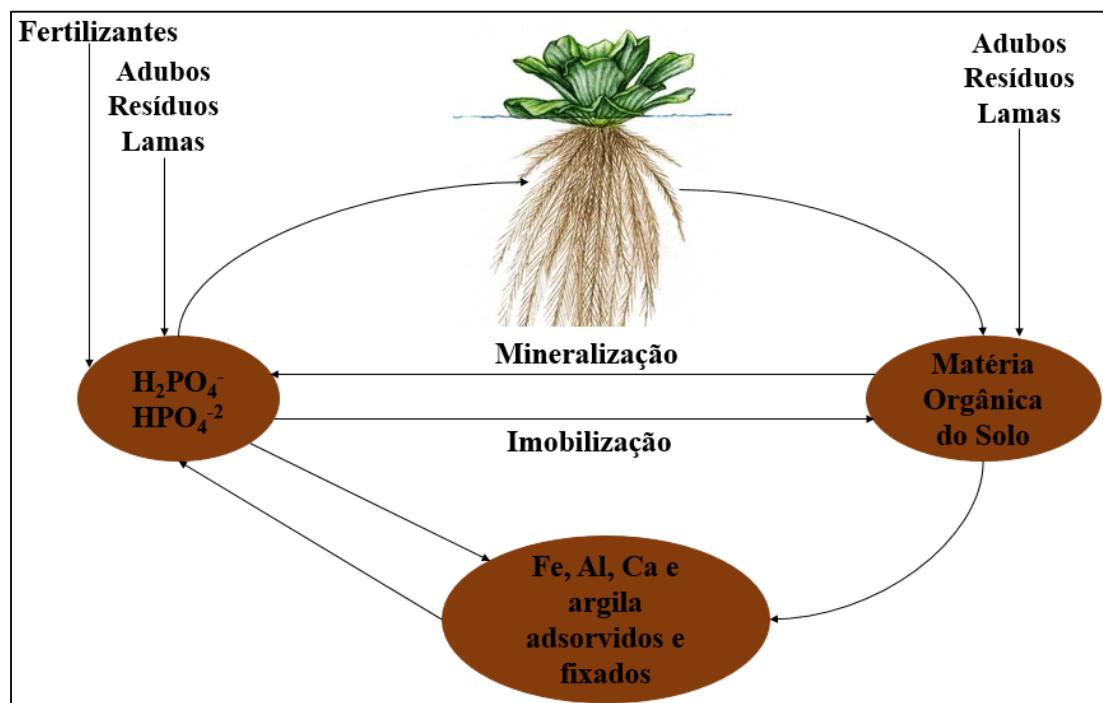
pode ser aumentada por meio da conversão da amônia, e diminuída pela conversão de nitrito para nitrato. A quantidade de nitrito presente na água, geralmente, é pequena. Já a quantidade de nitrato na água pode ser aumentada pela oxidação de nitrito e diminuída pela absorção de nitrato pelas algas (NEITSCH et al., 2011).

O equacionamento e os métodos utilizados pelo SWAT para calcular a produção e o transporte de nitrogênio estão detalhados no Anexo B.

3.4.3 Nutrientes: fósforo

O destino e o transporte do fósforo em uma bacia hidrográfica depende das transformações que os compostos sofrem no ambiente. O SWAT tem capacidade de modelar o ciclo completo do fósforo. A Figura 9 ilustra uma representação com os principais componentes deste ciclo e seus processos.

Figura 9 – Principais componentes do ciclo do fósforo



Fonte: Neitsch et al. (2011)

De acordo com a Figura 9, as principais fontes de fósforo são por meio de aplicação de fertilizantes, resíduos e adubos. No solo, podem acontecer os processos de mineralização, imobilização, adsorção e fixação.

As três principais formas de fósforo encontradas em solos minerais são o fósforo orgânico associado com o húmus, formas insolúveis de fósforo mineral e o fósforo na solução do solo disponível para as plantas. Na água, a quantidade de fósforo orgânico pode ser aumentada pela conversão de biomassa de alga, ou diminuída pela sua conversão em fósforo solúvel inorgânico ou por meio da sedimentação (NEITSCH et al., 2011).

O equacionamento e os métodos utilizados pelo SWAT para calcular a produção e o transporte de fósforo estão detalhados no Anexo B.

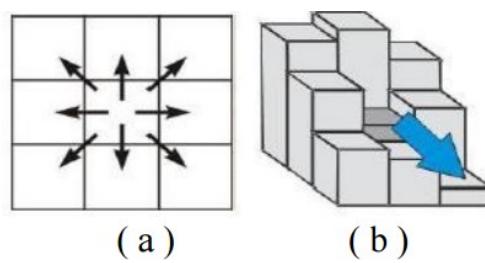
3.5 DISCRETIZAÇÃO DE SUB-BACIAS E UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA (URH)

No SWAT, a bacia hidrográfica estudada é dividida em várias sub-bacias que, posteriormente, são subdivididas em Unidas de Resposta Hidrológica (URH). As URHs são caracterizadas por apresentarem o mesmo uso e ocupação do solo, características pedológicas e a mesma topografia (ARNOLD et al., 2012).

O balanço hídrico é todo simulado para cada URH, incluindo os processos de interceptação pelas plantas, distribuição da água no perfil do solo, evapotranspiração, fluxo lateral, dentre outros. As perdas e transporte de nitrogênio, fósforo, pesticidas e sedimentos também são simulados para o nível de URH, e depois são somados para o nível de sub-bacia (GASSMAN et al., 2007).

Quando se cria um novo projeto no SWAT, a primeira etapa é a delinear das sub-bacias da área de estudo. Para isso, o SWAT utiliza como dado de entrada o Modelo Digital de Elevação (MDE) ou mapa de declividade do terreno. A partir do MDE, o SWAT gera a hidrografia da área, com base na direção e acumulação do fluxo, identificando o “caminho preferencial” do escoamento superficial sobre o MDE. Calcula-se a direção do escoamento através do Método Determinístico de Oito Células Vizinhas – D8 (Figura 10).

Figura 10 – Possíveis direções do escoamento sobre o MDE - método D8



Fonte: Chaves (2002)

Em cada célula do MDE existem oito possíveis direções que o escoamento pode seguir: norte, sul, leste, oeste, nordeste, noroeste, sudeste ou sudoeste (Figura 10a). O método D8 considera apenas uma dessas oito direções para cada célula. A direção do escoamento é escolhida de acordo com a direção de maior declividade da célula (Figura 10b). Esse método não leva em consideração efeitos de inércia, fricção, infiltração e sumidouros naturais de água que podem existir na área (CHAVES, 2002).

Nessa etapa de geração da hidrografia, foi definida uma área de 500 ha para a densidade da rede hidrográfica, ou seja, abaixo de 5 km² não é gerado nenhum curso d'água. Essa área tem como objetivo definir o quanto detalhado será a rede hidrográfica da região estudada, assim, quanto menor for esse valor, mais detalhada será a hidrografia, e vice-versa. O SWAT gera a hidrografia e os pontos de exutório ao longo da área de estudo. Depois, por meio desses pontos de exutório, as sub-bacias são delineadas.

As URHs são geradas pelo SWAT por meio dos dados de solo, uso e ocupação do solo e declividade, que são previamente inseridos no modelo. São criadas múltiplas URHs a partir da sobreposição dessas informações. Nessa etapa, optou-se por não limitar a criação de URHs, ou seja, todas as combinações de solo, uso e declividade geraram uma URH diferente.

3.6 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

Com o objetivo de atestar a aplicabilidade do modelo hidrológico SWAT na simulação da produção e transporte de nitrogênio e fósforo, e para calcular o índice de abatimento destes nutrientes, diferentes cenários de uso e ocupação do solo foram propostos para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, começando pelo uso do solo referente ao ano de 2016 (atual):

- Cenário 1 (cenário de uso do solo referente ao ano de 2016): agricultura (64,40%; sendo que, deste total, 52% é soja, 25,5% é milho e 22,5% é cana-de-açúcar), campos hidromórficos (19,94%), pastagem (10,20%), mata (5,16%) e água (0,3%).

Depois, foram realizadas simulações alterando a porcentagem de mata sobre as áreas de agricultura. Essas alterações foram feitas nas sub-bacias que possuíam tanto áreas de agricultura quanto áreas de mata.

- Cenário 2: com aumento de 2% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 3: com aumento de 4% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 4: com aumento de 6% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 5: com aumento de 8% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 6: com aumento de 10% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 7: com aumento de 15% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 8: com aumento de 20% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 9: com aumento de 30% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 10: com aumento de 40% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 11: com aumento de 50% da mata sobre a área de agricultura (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo).
- Cenário 12: com substituição de toda a área de agricultura (100%) por mata (nas sub-bacias que possuem ambos os usos do solo). Este cenário é hipotético, servindo apenas para fins comparativos, pois sabe-se que a substituição de toda área de agricultura não é viável, uma vez que se trata de uma fonte de renda e trabalho muito importante na região.

Essas alterações na quantidade de mata nas sub-bacias foram realizadas com o intuito de atestar o abatimento da produção das cargas de nutrientes, ou seja, se o aumento de mata sobre as áreas de agricultura diminuem a produção e o carreamento de nitrogênio e fósforo nas sub-bacias. Os intervalos iniciam-se com aumento de 2%, até chegar em 10%, depois optou-se por intervalos maiores, até alcançar 100%, com a finalidade de não gerar uma grande quantidade de resultados.

As alterações foram realizadas apenas sobre as áreas de agricultura porque segundo a revisão bibliográfica deste trabalho, são as áreas que mais contribuem com a geração de nutrientes, e também pelo fato da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim ser predominantemente ocupada por áreas agrícolas.

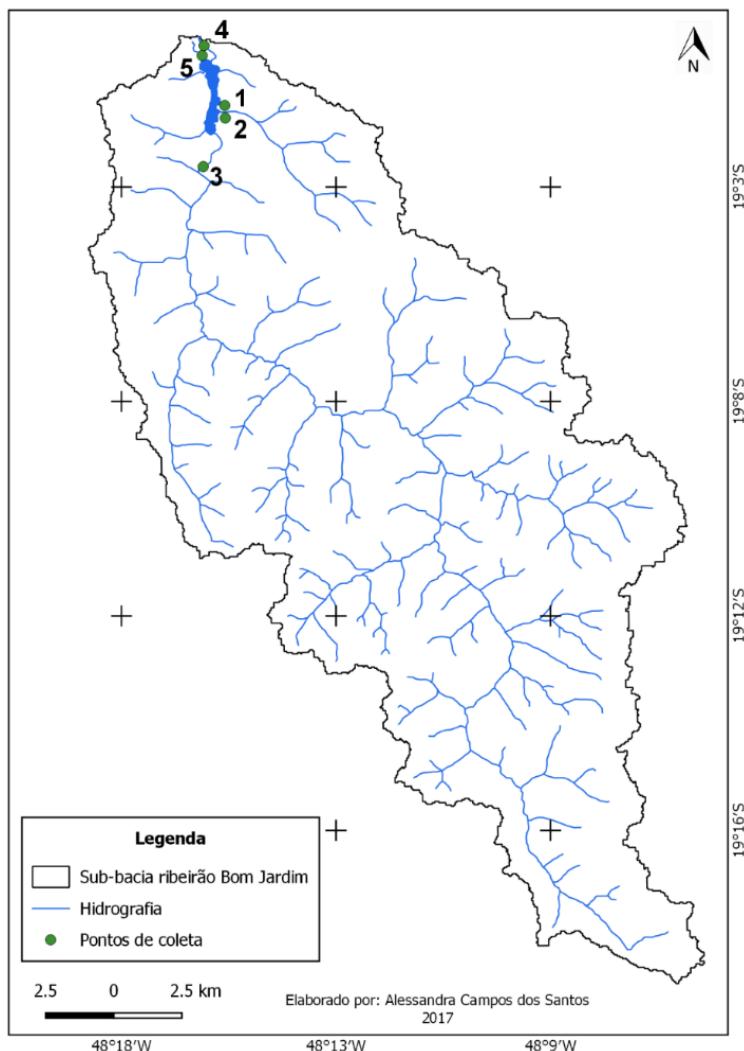
Foram escolhidas as sub-bacias que possuem mata e agricultura para fazer as substituições, pois a interface do modelo SWAT permite fazer essas alterações nas porcentagens, de um uso do solo por outro, de forma automática, apenas em sub-bacias que contem ambos.

3.7 COLETA DE ÁGUA PARA ANÁLISES LABORATORIAIS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO E MEDIÇÃO DE VAZÃO NO RIBEIRÃO BOM JARDIM

Com o objetivo de determinar as concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nos corpos d'água que afluem ao reservatório do Bom Jardim, foram realizadas coletas de água em 5 pontos diferentes da sub-bacia. Foram escolhidos pontos ao norte da sub-bacia, próximo ao limite urbano do município de Uberlândia e posicionados nas adjacências do reservatório, como mostra a Figura 11.

A seleção destes 5 pontos baseou-se na ideia de se quantificar as principais cargas pontuais de nitrogênio e fósforo que chegam ao reservatório (pontos 1, 2 e 3) e que saem do reservatório (pontos 4 e 5). A localização exata destes pontos, por sua vez, baseou-se em critérios de facilidade de acesso aos locais, decorrentes da existência de estradas, propriedades rurais com acesso autorizado e mata ciliar não muito densa.

Figura 11 – Pontos de coleta na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: Topodata (2017)

Destaca-se aqui que o intuito das medições *in loco* de concentração e de vazão tem caráter comparativo com os resultados a serem fornecidos pelo modelo computacional, referentes ao cenário atual de uso do solo. Assim, pretende-se verificar se resultados decorrentes de algumas situações instantâneas, verificadas nas campanhas de coleta em campo, estão na mesma ordem de grandeza dos resultados computados pelo modelo SWAT. Além disso, os valores de concentração dos nutrientes foram utilizados para enquadrar os corpos d'água da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005.

Os pontos 1, 2, 3, 4 e 5 podem ser vistos mais detalhados nas Figuras 12, 13, 14, 15 e 16:

Figura 12 – Ponto 1



Fonte: Autor (2017)

Figura 13 – Ponto 2



Fonte: Autor (2017)

Os pontos 1 e 2 estão localizados no córrego da Enxada, um dos afluentes diretos do reservatório do Bom Jardim, na margem direita desta represa. O uso do solo predominante nas proximidades destes pontos é a pastagem, mas também há zonas agrícolas, principalmente na cabeceira desta microbacia.

Figura 14 – Ponto 3



Fonte: Autor (2017)

O ponto 3 está localizado no próprio curso do ribeirão Bom Jardim, a montante da zona de remanso produzida pelo reservatório. Os usos do solo predominantes nas adjacências deste ponto são a pastagem e o campo hidromórfico. Todavia, esta constitui, entre os 5 pontos selecionados, a seção que drena a maior área a montante do reservatório do Bom Jardim, conforme pode-se observar na Figura 11. Consequentemente, esta área de contribuição também inclui vastas zonas de agricultura situadas a montante do reservatório.

Figura 15 – Ponto 4



Fonte: Autor (2017)

O ponto 4 está localizado no curso do ribeirão Bom Jardim, imediatamente a jusante do reservatório e próximo à cachoeira do Bom Jardim. Após este ponto de coleta, o ribeirão percorre cerca de 1,2 km até desaguar no rio Uberabinha. O uso do solo predominante nas adjacências deste ponto é a pastagem e a mata.

Figura 16 – Ponto 5



Fonte: Autor (2017)

O ponto 5 está localizado imediatamente após a entrada do canal de adução, a jusante do reservatório. É através deste canal que a água é encaminhada para a Estação de Captação, após percorrer cerca de 1,4 km. É possível observar que, entre todas as seções, esta é a mais próxima do reservatório. Nota-se que, pela Figura 16, o reservatório do Bom Jardim aparece logo atrás, bem próximo do ponto de coleta. O uso do solo predominante nas proximidades deste ponto é a pastagem, mas isto pouco influencia as cargas de nutrientes, uma vez que estes são advindos do próprio reservatório.

As coletas foram realizadas no período de estiagem e no início do período chuvoso, nas seguintes datas:

- 22 de junho de 2017 (período de estiagem);
- 10 de outubro de 2017 (período de estiagem);
- 14 de novembro de 2017 (transição entre o período de estiagem e o período chuvoso).

As amostras de água coletadas nos 5 pontos da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram armazenadas em garrafas de vidro e acondicionadas em uma caixa térmica com gelo. Depois, as mesmas foram levadas para o Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) para a realização das análises de nitrogênio e fósforo (Figura 17). Desde a coleta da água até sua análise, foram respeitadas as exigências da Norma Brasileira (NBR) 9898/1987: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Figura 17 – Amostras de água para as análises laboratoriais de nitrogênio e fósforo



Fonte: Autor (2017)

As análises foram executadas para determinação dos compostos: nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total, de acordo com as NBRs:

- NBR 12620/1992: Águas – Determinação de nitrato – Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico (A análise foi feita por meio do Método Ácido Fenoldissulfônico).
- NBR 12619/1992: Águas – Determinação de nitrito – Método da sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina (A análise foi feita por meio do Método Sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina).

- NBR 10560/1988: Águas – Determinação de nitrogênio amoniacal – Métodos de nesslerização, fenato e titulométrico (A análise foi feita por meio do Método de Nesslerização).
- NBR 12772/1992: Água – Determinação de fósforo (A análise foi feita por meio do Método Colorimétrico por Redução com Ácido Ascórbico).

Além da coleta de água, também foram realizadas medições da vazão instantânea nos 5 pontos da sub-bacia, por meio do Método Acústico Doppler (ADCP), Método do Flutuador, Método do Vertedor e Método do Molinete, dependendo das características da seção do curso d'água. A vazão foi medida com o objetivo de calcular as cargas de nutrientes nesses pontos. Nos pontos 3 e 5 foi utilizado o ADCP, como mostrado na Figura 18:

Figura 18 – Utilização do ADCP para medição de vazão no ponto 3



Fonte: Autor (2017)

Já nos pontos 1, 2 e 4, foram utilizados os outros métodos para a medição da vazão. Neste caso, o molinete foi utilizado no ponto 2, flutuadores no ponto 1 e, no ponto 4, procedeu-se à medição da lâmina de água na seção de escoamento crítico. Em todos estes casos, as medições de vazão foram indiretas, com uso da equação da continuidade nos pontos 1 e 2, além da equação do número de Froude, tomado como unitário, no ponto 4.

A partir dos resultados das concentrações de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total e da medição da vazão instantânea, foi possível calcular a descarga desses nutrientes, por meio da Equação 15:

$$\dot{M} = Q * C \quad (15)$$

Na qual:

\dot{M} = descarga de massa (kg/mês)

Q = vazão instantânea ($\text{m}^3/\text{mês}$)

C = concentração do nutriente (kg/m^3)

O cálculo da descarga tem como objetivo quantificar o aporte mensal de nutrientes na região do reservatório do Bom Jardim.

3.8 CÁLCULO DO ÍNDICE DE ABATIMENTO – OU DE ATENUAÇÃO – DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

Com os cenários de áreas de floresta incrementais, conjectura-se que haja reduções nas cargas de nitrogênio e de fósforo gerados na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Uma forma de mensurar esta redução consiste no cálculo dos índices de abatimento de poluentes. Neste trabalho, o termo “poluente” faz referência aos nutrientes que afluem ao exutório da referida sub-bacia. Dessa maneira, os índices de abatimento levam em conta a massa de poluente que foi reduzida, em um intervalo de tempo, mediante a aplicação dos cenários conservacionistas. Neste caso, tais índices podem ser calculados, genericamente, de acordo com a Equação 16:

$$IA_k(\%) = \frac{(M_1 - M_k)}{M_1} \times 100 \quad (16)$$

Na qual, IA_k é o índice de abatimento, calculado em escala mensal, enquanto M_1 e M_k são, respectivamente, as massas de poluentes que aportam ao exutório da sub-bacia, no cenário atual (cenário 1) e em um cenário k qualquer.

Com esta descrição, o índice de abatimento pode ser interpretado como a redução percentual do aporte de nutrientes, em comparação com o cenário atual. Este indicador é especialmente interessante em termos práticos, uma vez que permite vislumbrar, de forma simples, a magnitude dos benefícios ambientais provocados pela aplicação de um ou mais cenários conservacionistas.

3.9 DIRETRIZES DE IMPLANTAÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

As diretrizes de implantação de um modelo de PSA para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram obtidas por meio de uma revisão da literatura. Essa revisão foi conduzida baseada em teses, dissertações, artigos, manuais e livros que proviam informações sobre os principais programas de PSA implantados no Brasil e em outras partes do mundo. As diretrizes propostas constituem os principais passos que devem ser seguidos a fim de implantar um programa de PSA.

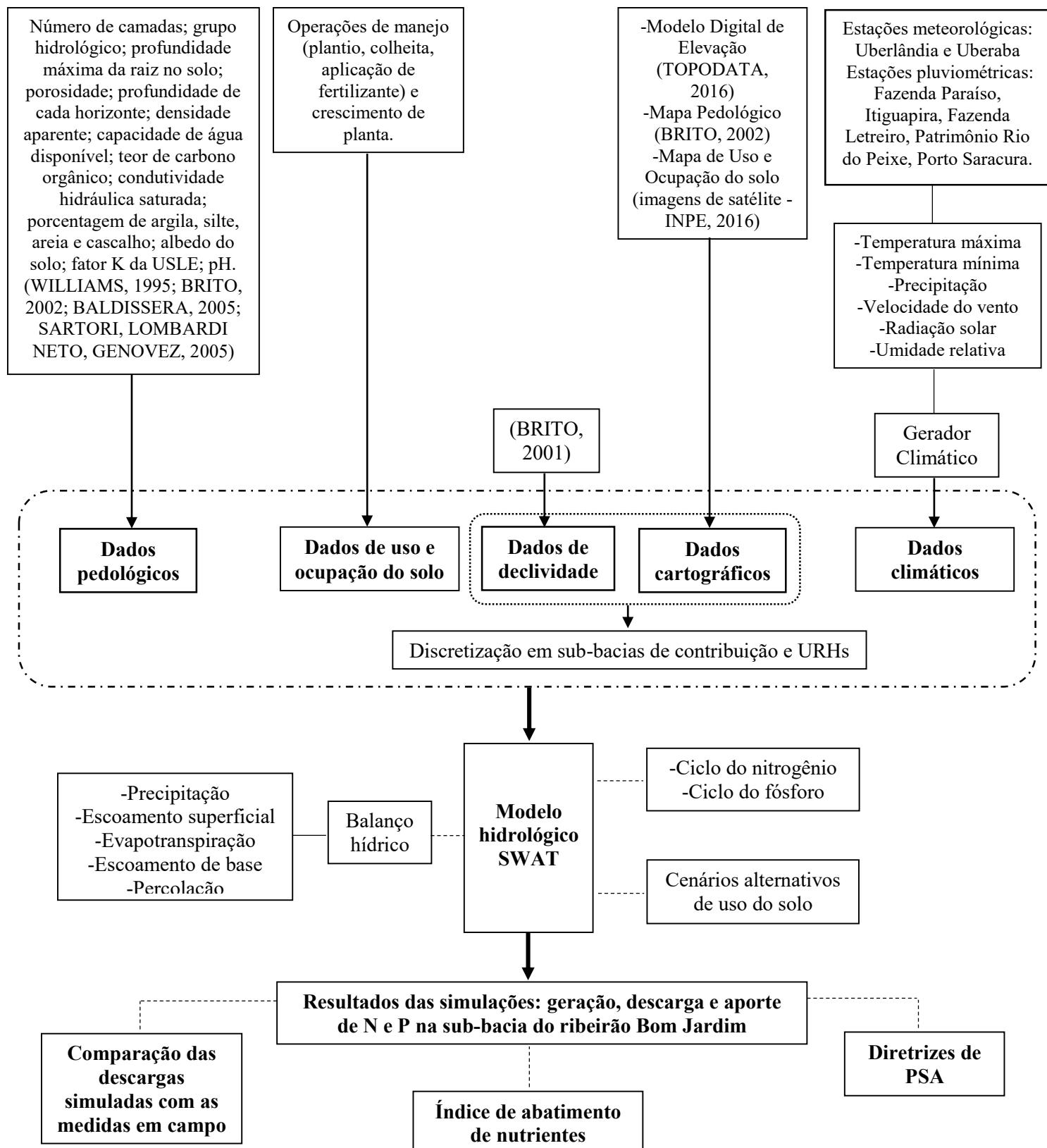
Além da revisão da literatura, também foram levados em consideração os resultados obtidos nas simulações de nitrogênio e fósforo, realizadas pelo modelo hidrológico SWAT, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

Não houve pesquisa ou trabalho de campo acerca do assunto.

3.10 ESQUEMA RESUMIDO DA METODOLOGIA

Todas as etapas da metodologia proposta nesse trabalho estão descritas, sucintamente, no fluxograma da Figura 19.

Figura 19 – Resumo das etapas metodológicas deste trabalho



Fonte: Autor (2018)

O fluxograma da Figura 19 mostra todos os passos que foram seguidos para realização deste trabalho. Desde a obtenção dos dados climáticos, pedológicos, de uso do solo, a geração do material cartográfico para inserção no modelo SWAT, além dos dados de declividade. Por meio da discretização da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim em sub-bacias de contribuição, e, posteriormente, em URHs, o SWAT simulou o balanço hídrico e os ciclos completos do nitrogênio e do fósforo para diferentes cenários de uso e ocupação do solo. Foram medidas as concentrações de nitrogênio e fósforo e as vazões em alguns pontos da referida sub-bacia, para que as descargas e o índice de abatimento destes nutrientes pudessem ser calculados.

Por meio dos resultados obtidos nas simulações com o modelo SWAT, supõe-se que os cenários alternativos de uso do solo, onde algumas áreas de agricultura são substituídas por áreas de mata, apresentem relação positiva quanto ao abatimento das cargas de nutrientes na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Desse modo, é possível propor medidas conservacionistas para a referida sub-bacia, como os programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente, descreve-se a caracterização física da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, considerando principalmente a altimetria, tipo e uso do solo, com apresentação dos mapas confeccionados a partir destes dados. Essa caracterização foi feita por meio dos materiais cartográficos produzidos. Na sequência, apresentam-se os resultados das simulações hidrológicas e de nutrientes (nitrogênio e fósforo) utilizando o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), para o cenário atual e para os cenários propostos de uso do solo. Depois, são apresentados os resultados referentes às análises da água coletada no ribeirão Bom Jardim e afluentes, a comparação entre as descargas simuladas pelo modelo SWAT e as medidas em campo. E por fim, os índices de abatimentos dos nutrientes.

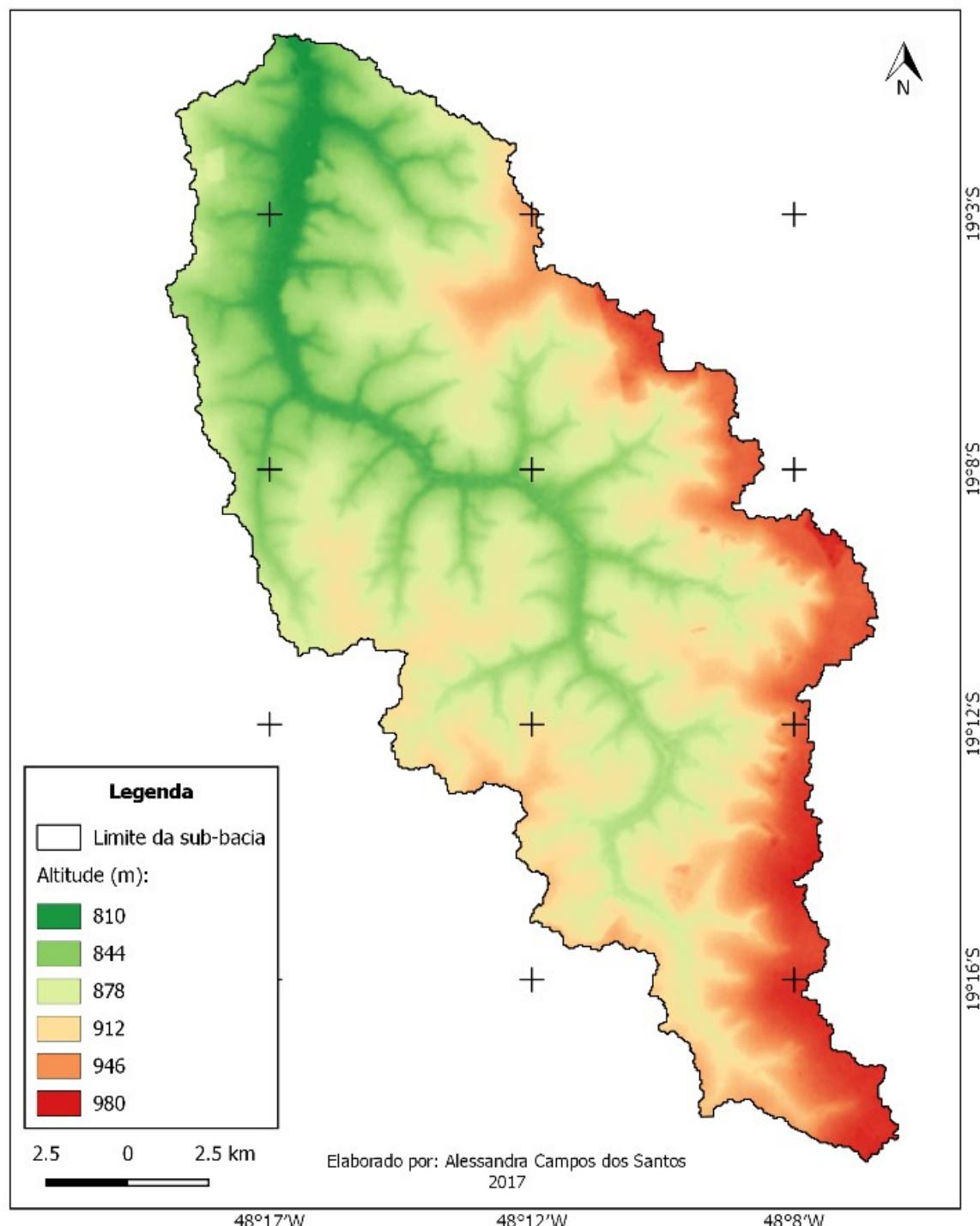
4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

A sub-bacia do ribeirão Bom Jardim faz parte da bacia do rio Uberabinha, que por sua vez pertence à bacia do rio Araguari, que é um dos afluentes do rio Paranaíba. Localiza-se na mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, abrangendo os municípios de Uberlândia e Uberaba.

A altitude média da área que compõe a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim varia entre 810 e 980 metros, com desnível altimétrico de 170 metros (Figura 20). Os valores mais baixos estão concentrados na parte norte, próximo ao ponto de exutório da sub-bacia, e também ao longo das margens dos corpos d'água contribuintes da referida sub-bacia. As partes mais elevadas são constituídas pelo divisor de águas à leste, que representa o limite entre a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim e a sub-bacia adjacente. Nota-se também, a predominância de maiores altitudes na porção sul, onde está localizada a nascente do ribeirão Bom Jardim. Além de ser um dos parâmetros de entrada requeridos pelo modelo SWAT, o mapa altimétrico também traz informações relevantes da área de estudo. Isso porque a altitude está

diretamente ligada com o clima da região, uma vez que, quanto maior a altitude, menor é a temperatura do ar e vice-versa, e pode, consequentemente, influenciar nos outros parâmetros do ciclo hidrológico da região.

Figura 20 – Mapa Altimétrico da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (2017)



Fonte: Topodata (2017)

A sub-bacia do ribeirão Bom Jardim apresenta cinco variedades de solo, sendo: latossolo vermelho ácrico, latossolo vermelho amarelo ácrico, latossolo vermelho amarelo distrófico, latossolo vermelho distrófico e neossolo flúvico distrófico (BRITO, 2002), como apresentado na Figura 21. Os solos do tipo latossolo estão presentes em cerca de 78,57% da área total da sub-bacia. Os outros 21,43% da área são formados por solo do tipo neossolo flúvico distrófico. Este último concentra-se nas margens dos corpos d'água, onde o solo apresenta mais umidade, enquanto os latossolos cobrem o restante da área.

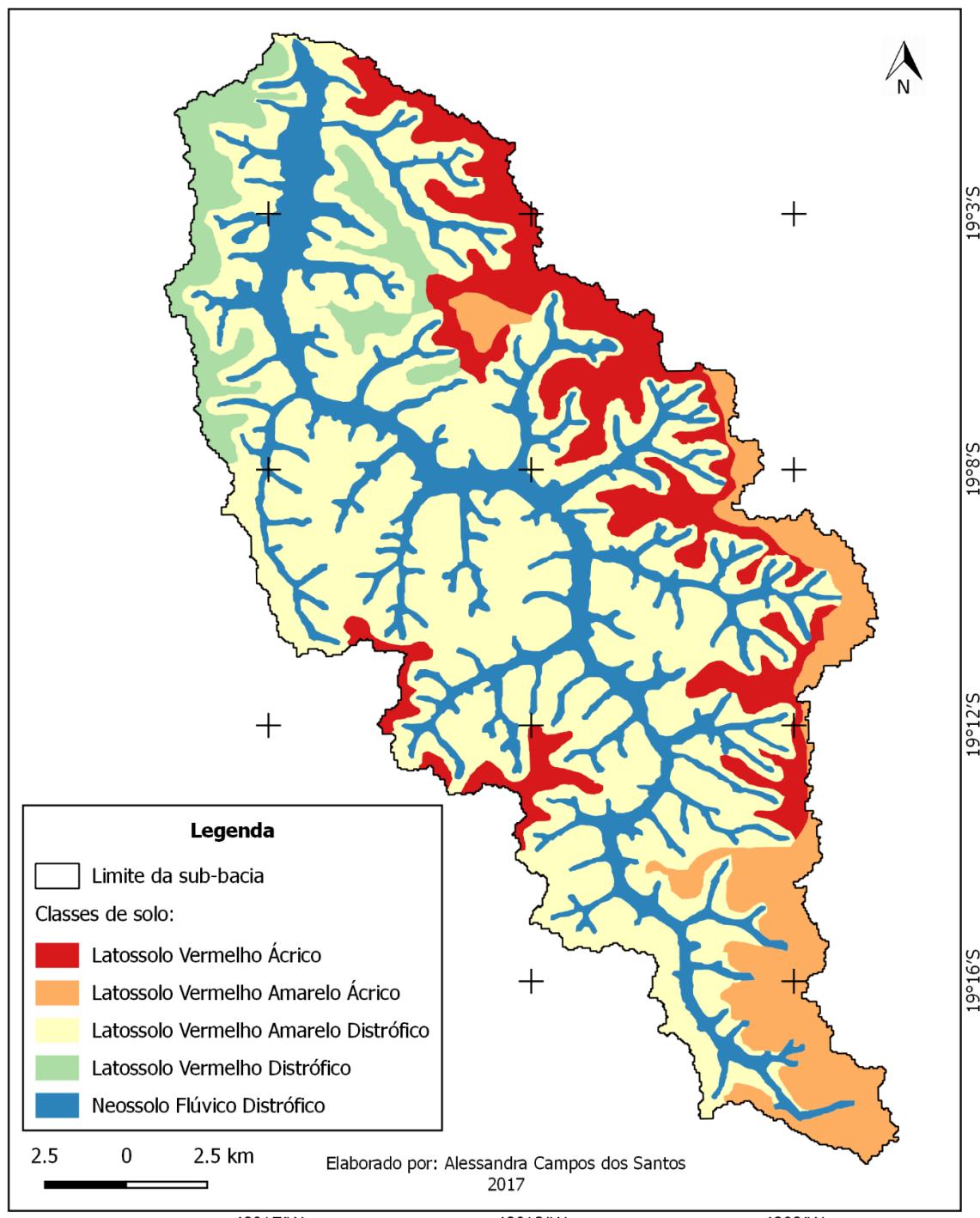
Brito (2002) realizou um levantamento pedológico e caracterização física e química dos solos da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. O referido estudo identificou os seguintes solos nesta região:

- Latossolos vermelho amarelo ácricos: possuem textura muito argilosa e ocorrem em áreas com altitude superior a 940 metros;
- Latossolos vermelho ácricos: possuem textura muito argilosa à argilosa, ocorrem em áreas de relevo plano a suave ondulado;
- Latossolos vermelho amarelo distróficos e latossolos vermelho distróficos: possuem textura média e ocorrem em áreas de altitude inferior a 890 metros. Possuem baixo teor de argila, acarretando pouca resistência à erosão;
- Neossolos flúvico distróficos: possuem textura argilosa à média e ocorrem nos entornos dos cursos d'água.

Fazendo uma análise mais geral das características pedológicas, os latossolos são bastante intemperizados, profundos, com alta permeabilidade à água e resistentes aos processos erosivos, pois são solos bem estruturados e porosos. Por outro lado, frequentemente apresentam problemas de fertilidade, pois dispõem de uma pequena reserva de nutrientes para as plantas, necessitando de adubação. No entanto, são solos muito utilizados no plantio de grãos, como soja, milho e arroz (EMBRAPA, 2017c). Os neossolos flúvicos são solos com baixo desenvolvimento pedogenético, pois são originários da sobreposição de sedimentos aluviais recentes. São solos que possuem muita diversidade física e química, conforme o material de origem. Para o uso na agricultura, muitas vezes eles devem ser drenados, corrigidos e adubados, para obter boas condições de plantio (EMBRAPA, 2017d).

As características pedológicas da sub-bacia são importantes pois o modelo SWAT utiliza o método do número da curva CN do *Soil Conservation Service* (SCS, 1972) para calcular o escoamento superficial. E como já foi visto, o CN é uma combinação de três fatores: o grupo hidrológico do solo, a cobertura do solo e as condições de umidade antecedente do solo.

Figura 21 – Mapa Pedológico da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (2002)



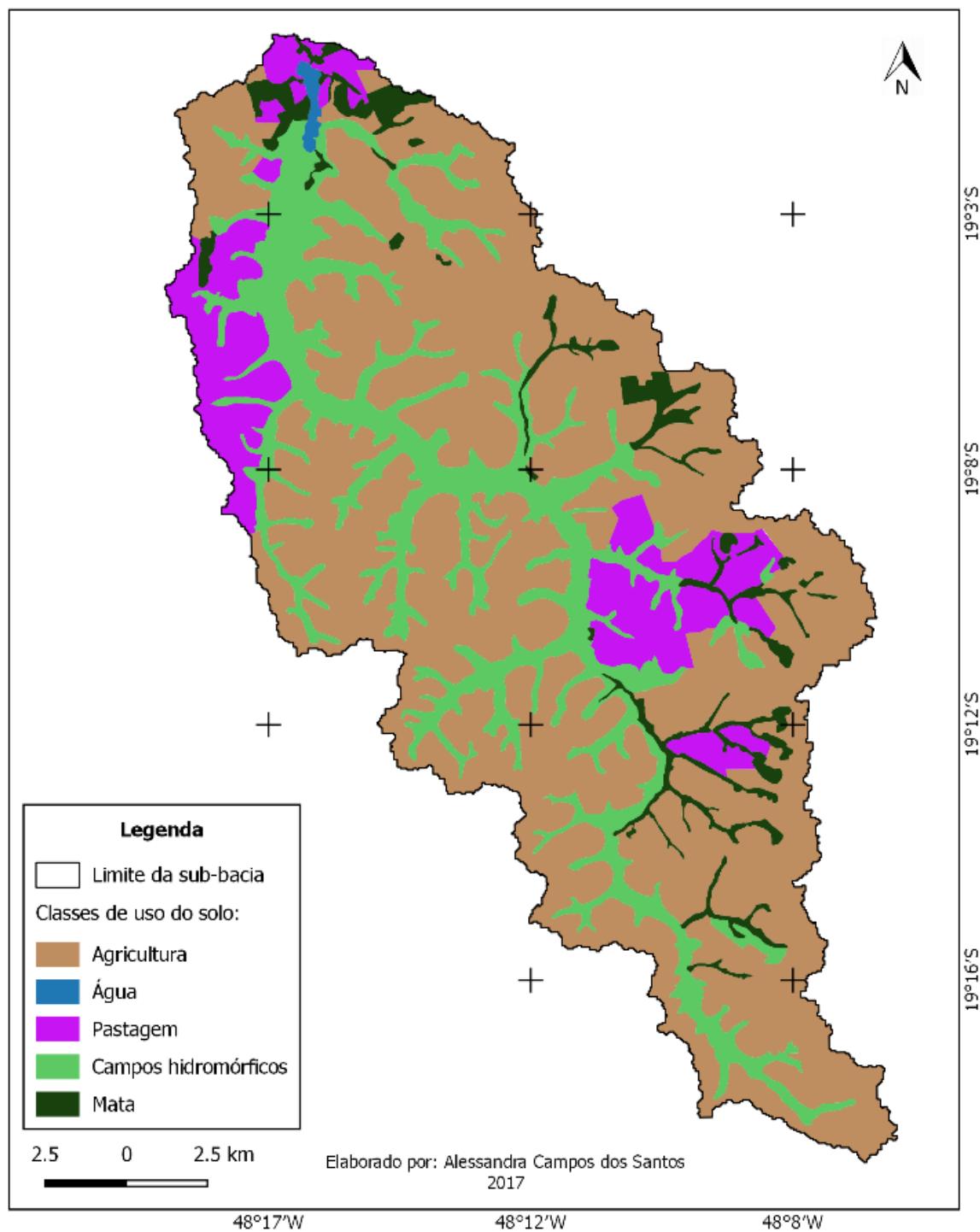
Fonte: Brito (2002)

No tocante ao uso do solo, nota-se que a maior parte da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim é ocupada pela agricultura, cerca de 64,40% (Figura 22). Essas áreas de agriculta são, em sua maioria, lavouras temporárias utilizadas para o cultivo de grãos, como a soja e o milho, além de cana-de-açúcar. Uma vez que a referida sub-bacia é ocupada, em sua maioria, pela agricultura e possui a predominância de latossolos, o solo é adubado periodicamente, elevando a disponibilidade de nutrientes para as plantas, mas também aumentando a probabilidade de ocorrência de poluição dos solos e corpos d'água por excesso desses nutrientes. Este potencial processo poluidor pode agravar-se uma vez que, próximo do exutório da sub-bacia, localiza-se o reservatório utilizado para abastecimento público de água do município de Uberlândia.

O restante da área se divide em pastagem (10,20%), campos hidromórficos (19,94%), mata (5,16%) e água (0,3 %), conforme mostrado na Figura 22. As áreas de mata concentram-se, principalmente, próximas aos cursos d'água, formando extensões de matas ciliares, com maior incidência no lado leste e extremo norte da sub-bacia. No entanto, verifica-se pouca presença de mata ciliar ao longo de muitos dos corpos d'água. Dentro dessa classe, foram agrupadas as vegetações de grande porte e densas, como remanescentes de Mata Atlântica e áreas de Cerradão.

Duas áreas de pastagens mais significativas são observadas, nos lados noroeste e leste da sub-bacia. São áreas cobertas por gramíneas, como por exemplo a *brachiaria*, que é uma das espécies mais amplamente utilizadas em áreas de pecuária extensiva. Os campos hidromórficos, caracterizados por vegetações com pouco ou quase nenhum estrato arbóreo, cobrem praticamente toda a margem do ribeirão Bom Jardim e seus afluentes. A água é representada no mapa, na sua maioria, pelo reservatório do Bom Jardim, no extremo norte da sub-bacia.

Figura 22 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da sub-sacia do ribeirão Bom Jardim (2016)



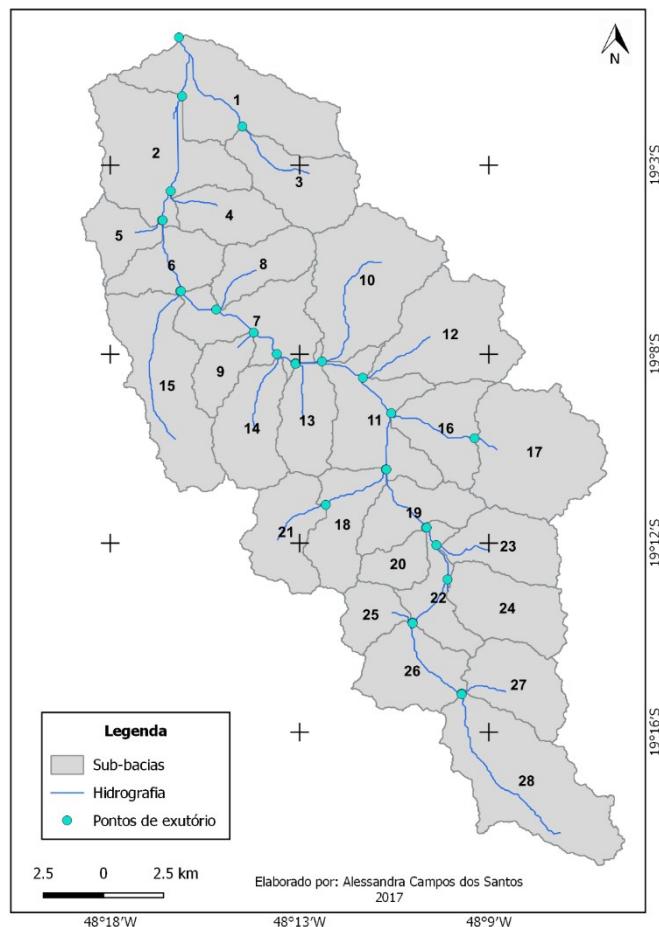
Fonte: Autor (2018)

4.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM UTILIZANDO O MODELO SWAT

São apresentados e discutidos, neste item, os parâmetros hidrológicos referentes ao cenário 1 de uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Este cenário corresponde à situação atual (ano de 2016), com as porcentagens de uso do solo indicadas no item anterior.

Na etapa de discretização, que consiste no primeiro passo para a realização das simulações, o SWAT gerou a hidrografia da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim utilizando o Modelo Digital de Elevação (MDE), e em seguida, dividiu a sub-bacia em 28 sub-bacias de contribuição, conforme mostrado na Figura 23. Depois da geração das sub-bacias de contribuição, foram criadas 1171 Unidades de Resposta Hidrológicas (URH), ou seja, 1171 combinações diferentes de declividade, tipo e uso do solo, distribuídas pelas 28 sub-bacias.

Figura 23 – Hidrografia e sub-bacias de contribuição na área da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, delineadas pelo SWAT



Fonte: Autor (2017)

Devido às incertezas nas condições iniciais que alguns parâmetros podem apresentar e até mesmo instabilidades que podem ocorrer com o modelo, o SWAT recomenda que os primeiros anos de simulação sejam destinados ao período de aquecimento, ou *warm up*. Esse período não gera resultados, e a sua escolha varia entre os usuários do modelo. Para essa pesquisa, foi definido um período de aquecimento de 3 anos, correspondente aos anos de 1981 a 1983. Ou seja, os resultados foram gerados somente a partir do ano de 1984 até 2016, totalizando um horizonte de 33 anos contínuos.

Os processos hidrológicos considerados neste estudo são precipitação, evapotranspiração, percolação e escoamentos superficial e de base. Os valores simulados na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim para esses processos, representados pelas médias mensais do período de 1984 a 2016, são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Médias mensais dos processos hidrológicos de precipitação, evapotranspiração, percolação e escoamentos superficial e de base da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*)

Mês	Precipitação (mm)	Evapotranspiração (mm)	Percolação (mm)	Escoamento superficial (mm)	Escoamento de base (mm)
Janeiro	270,8	70,9	118	79,6	70,1
Fevereiro	202,8	62	86,9	52,6	81,4
Março	212,3	73,8	87,6	54	91,3
Abril	91,4	64,2	28,4	16	77,8
Maio	40,1	36,9	7,4	4,3	51,1
Junho	15,4	18	2,4	0,7	22
Julho	7,6	12,4	0,6	0,1	5,5
Agosto	16,3	15,7	1,5	0,5	0,8
Setembro	45,5	30,5	3,7	1,3	0,9
Outubro	100	68,6	15,8	7,4	3,2
Novembro	178,9	90,6	46,8	26,4	10,2
Dezembro	277,6	92,8	103,1	70,6	34,2

*cenário 1: cenário de uso do solo referente ao ano de 2016

Fonte: Autor (2018)

Os dados apresentados na Tabela 5 evidenciam que a maioria dos processos hidrológicos estão diretamente ligados à precipitação. Isso quer dizer que a geração de percolação e os escoamentos superficial e de base são influenciados pela quantidade de chuva que ocorre em um determinado período e em uma determinada região. De uma forma geral, os valores altos de precipitação levam a valores altos para esses outros processos hidrológicos. O período com

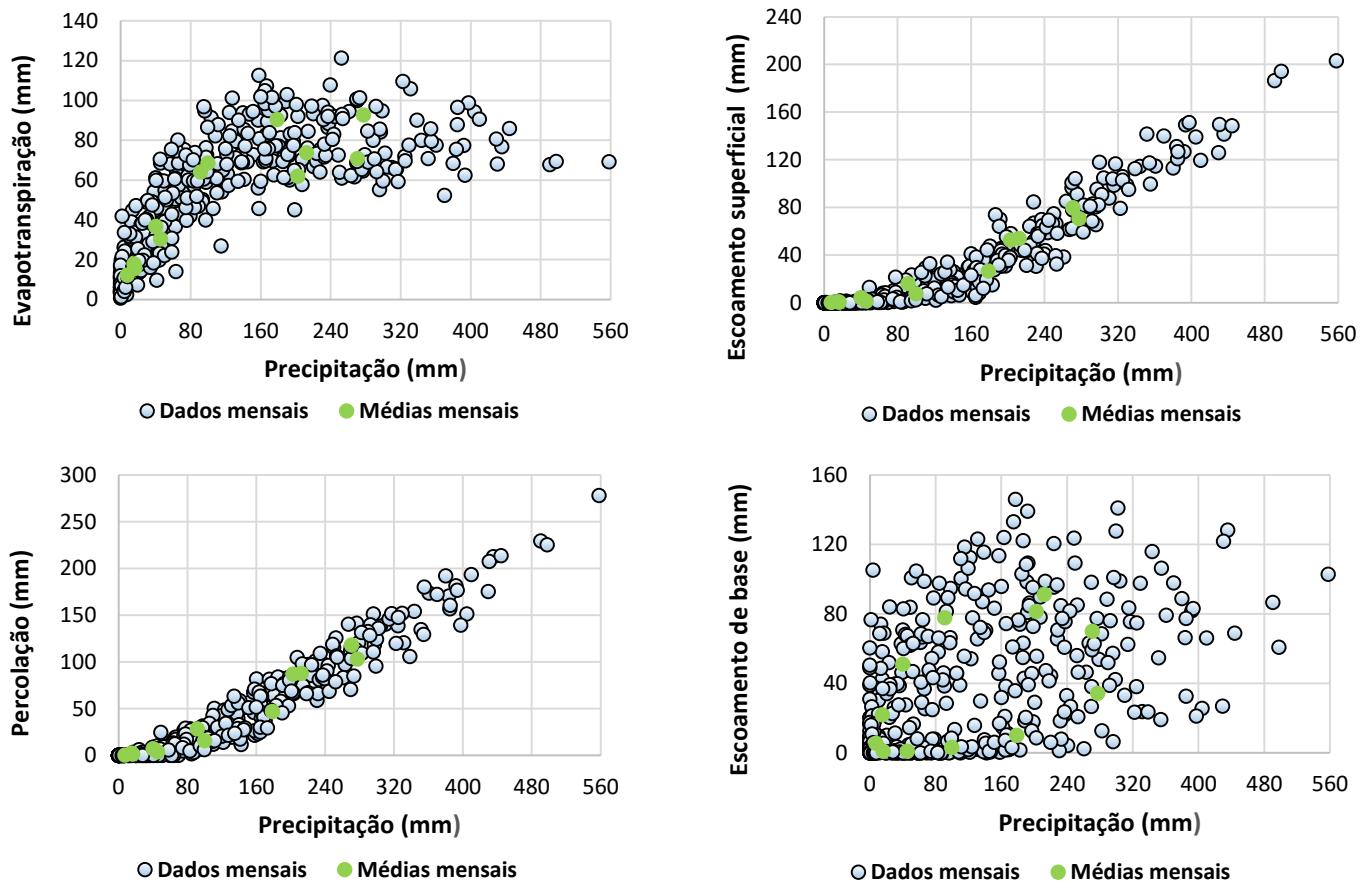
maior incidência de chuva é entre os meses de outubro e abril, caracterizado por ser a estação chuvosa da região Sudeste. Já os meses de maio, junho, julho, agosto e setembro destacam-se por ser um período com menor ocorrência de chuva.

Estudos mostraram que as simulações realizadas pelo modelo SWAT, quando não calibradas, tendem a superestimar os valores de escoamento superficial nos meses chuvosos, podendo gerar resultados até 10% superiores ao real, e consequentemente, afetar os outros processos hidrológicos simulados (LIMA, 2010).

O escoamento superficial e a percolação apresentam comportamento aproximadamente monotônico em relação à precipitação, quando analisados os dados mensais e suas respectivas médias, entre os anos de 1984 e 2016 (Figura 24). Dessa forma, o aumento da precipitação condiciona no aumento do escoamento superficial e da percolação. Após um evento de precipitação, parte da água é retida (pelas plantas, em depressões, entre outros), outra parte infiltra no perfil do solo até que este fique saturado, e por fim, o excedente da água escoa na superfície, formando o escoamento superficial. Portanto, quanto maior for a intensidade e duração de uma chuva, maior será a chance de ocorrer escoamento superficial. Por outro lado, o escoamento de base apresenta uma nuvem dispersa, indicando baixa correlação com a precipitação. Isso acontece porque, após a ocorrência da precipitação, a água percola até atingir os aquíferos, e depois, lentamente, escoa até os rios e lagos. Assim, até a água da chuva gerar o escoamento de base, constitui-se um processo mais lento.

A evapotranspiração apresenta uma relação aproximadamente oposta com a precipitação (Figura 24). Um estudo realizado com estações meteorológicas de várias regiões do Brasil apontou que a precipitação e a evapotranspiração possuem uma relação inversa, explicada, principalmente, porque nos dias secos há uma maior incidência solar e a umidade do ar é menor, além de, geralmente, esses dias possuírem temperaturas mais quentes (COLLISCHONN; TUCCI, 2014).

Figura 24 – Dispersão entre evapotranspiração, percolação, escoamentos superficial e de base e precipitação, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1)



Fonte: Autor (2018)

A interdependência entre a precipitação, percolação, evapotranspiração e escoamentos superficial e subterrâneo pode ser discriminada, de forma mais clara, pela matriz de correlações (Tabela 6). Do mesmo modo que foi apresentado na Figura 24, nota-se que, as maiores correlações ocorrem entre a percolação e a precipitação, enquanto que o escoamento de base apresenta correlações inexpressivas com as demais variáveis.

Tabela 6 – Matriz de correlações entre variáveis hidrológicas para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*)

	Precipitação (mm)	Evapotranspiração (mm)	Percolação (mm)	Escoamento superficial (mm)	Escoamento de base (mm)
Precipitação (mm)	1	0,73	0,97	0,94	0,48
Evapotranspiração (mm)	0,73	1	0,58	0,51	0,36
Percolação (mm)	0,97	0,58	1	0,96	0,56
Escoamento superficial (mm)	0,94	0,51	0,96	1	0,5
Escoamento de base (mm)	0,48	0,36	0,56	0,5	1

*cenário 1: cenário de uso do solo referente ao ano de 2016

Fonte: Autor (2018)

Os componentes do ciclo hidrológico, percolação e escoamento superficial, também foram quantificados para cada tipo de uso do solo atual da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Os valores, retratados pelas médias anuais do período entre 1984 a 2016, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Médias anuais da percolação e do escoamento superficial, por uso do solo, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, 1984-2016 (cenário 1*)

Uso do solo	Percolação (mm)	Escoamento superficial gerado (mm)
Milho	340,7	378,8
Mata	699,7	210,6
Pastagem	523,4	271,7
Campos hidromórficos	687,5	262,8
Soja	327,9	408,6
Cana-de-açúcar	433	434,3

*cenário 1: cenário de uso do solo referente ao ano de 2016

Fonte: Autor (2018)

Observando a Tabela 7, nota-se que o escoamento superficial gerado na suba-bacia, para os usos do solo com lavouras de cana-de-açúcar, soja e milho são os que apresentam os valores médios anuais mais elevados. Por outro lado, estes são os usos do solo que possuem os menores valores de percolação.

Quando o solo fica exposto, sem cobertura vegetal, pode acontecer a formação de uma crosta superficial, formada através do rearranjo das partículas do solo, ocasionado pelo impacto da chuva. Essa crosta reduz a capacidade de infiltração do solo, podendo aumentar o escoamento superficial. Esse fenômeno ocorre, geralmente, em áreas de lavouras em que o plantio possui baixa ou nenhuma cobertura no solo. Outro problema é a compactação do solo, que pode derivar de três fatores: sobrepeso das máquinas agrícolas; realização de operações na lavoura quando o solo está com umidade elevada; e diminuição do teor de matéria orgânica no solo. Quando a compactação ocorre, a percolação da água no solo é dificultada, podendo também elevar os níveis de escoamento superficial e processos erosivos (BERTOL et al., 2016). Um estudo realizado por Volk (2006) constatou que um solo que possui uma camada compactada, mesmo sob a prática de plantio direto (onde há cobertura e proteção do solo com palhas e restos vegetais), a infiltração da água pode diminuir em até 70%.

Os fertilizantes minerais e orgânicos que são aplicados nas lavouras, com o objetivo de assegurar uma boa produção agrícola, podem ser carreados até os cursos d'água através do escoamento superficial, comprometendo a qualidade da água. Como a maior parte da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim é constituída por latossolos, a adubação é indispensável, uma vez que este tipo de solo geralmente possui baixa fertilidade.

As áreas de pastagem apresentaram valores de escoamento superficial relativamente baixos, quando comparados com o milho, a soja e a cana-de-açúcar (Tabela 7). As gramíneas utilizadas nas pastagens cultivadas (um exemplo é a *brachiaria*), geralmente possuem sistema radicular denso, que favorece a agregação e estabilidade das partículas do solo, aumentando sua resistência contra os processos erosivos e maior capacidade de infiltração (SALTON; TOMAZI, 2014).

O cerrado, bioma predominante na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, é a savana tropical com a maior diversidade do mundo, contando com 44% da sua fauna de espécies endêmicas (KLINK; MACHADO, 2005). Com a introdução de gramíneas para fins forrageiros em pastagens plantadas, essas espécies podem se tornar invasoras, ocupando as áreas de vegetação natural do cerrado, e consequentemente, diminuindo sua biodiversidade. Por isso que, apesar das simulações terem apresentado valores médios relativamente baixos para o escoamento superficial e elevados para a percolação nas áreas de pastagem da referida sub-bacia, a expansão desse uso do solo pode comprometer suas áreas de mata e sua biodiversidade.

A mata é o uso do solo que menos gerou escoamento superficial, com uma média anual de 210,6 mm (Tabela 7). Esse fato pode ser explicado devido a maior quantidade de resíduos vegetais e matéria orgânica que cobrem o solo. A presença desses resíduos desempenha importante papel na porosidade do solo, uma vez que auxilia a manter os seus agregados, e consequentemente, favorece a capacidade de infiltração da água (BERTONI; LOMBARDI NETTO, 1990). Outro fator que influencia no menor escoamento superficial gerado nas áreas de mata é a retenção da água proveniente da precipitação no dossel das plantas, diminuindo a disponibilidade para gerar o escoamento.

Como um dos objetivos deste trabalho é a proposição de diretrizes de implantação de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, a baixa geração de escoamento superficial pelas áreas de mata, quando comparada com os outros usos do solo, aponta essas áreas como favoráveis para a preservação dos recursos hídricos, uma vez que menores quantidades de nutrientes e sedimentos serão carreados para os cursos d'água por meio do escoamento.

4.3 SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO E APORTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM: CENÁRIO ATUAL E CENÁRIOS PROPOSTOS DE USO DO SOLO

Estimativas da geração de cargas de nutrientes, feitas por diferentes métodos, são relevantes para o planejamento e monitoramento ambiental das bacias hidrográficas, sobretudo, tendo em vista a qualidade da água. No caso da sub-bacia em estudo nesta pesquisa verificou-se, por meio de simulações realizadas com o modelo SWAT, a quantidade de nutrientes que são gerados e carreados para os corpos d'água.

A Tabela 8 mostra a porcentagem de nitrogênio orgânico, nitrato, fósforo orgânico, fósforo mineral sorvido ao sedimento e fósforo solúvel que são gerados na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, por uso do solo, no período entre 1984 e 2016.

Tabela 8 – Quantidade de nutrientes produzidos, por uso do solo, na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim e taxa de aplicação anual de fertilizante nas culturas (cenário 1*)

Uso do solo	Aplicação de fertilizante		Produção de N orgânico (kg/ha/ano)	Nitrato transportado com escoamento superficial (kg/ha/ano)	Produção de P orgânico (kg/ha/ano)	Produção de P mineral sorvido ao sedimento (kg/ha/ano)	Produção de P mineral solúvel (kg/ha/ano)
	N (kg/ha /ano)	P (kg/ha /ano)					
Milho	80	88	11,9	0,3	2,1	12,2	0,8
Mata	-	-	0,1	0	0	0	0,1
Pastagem	-	-	9,2	0	1,3	1,9	0
Campos hidromórficos	-	-	0,4	0	0,1	0,1	0,2
Soja	22	48,4	29,2	1,5	3,7	6	0,5
Cana-de-açúcar	121,5	12,15	0,2	0,7	0,1	0,1	1

*cenário 1: cenário de uso do solo referente ao ano de 2016

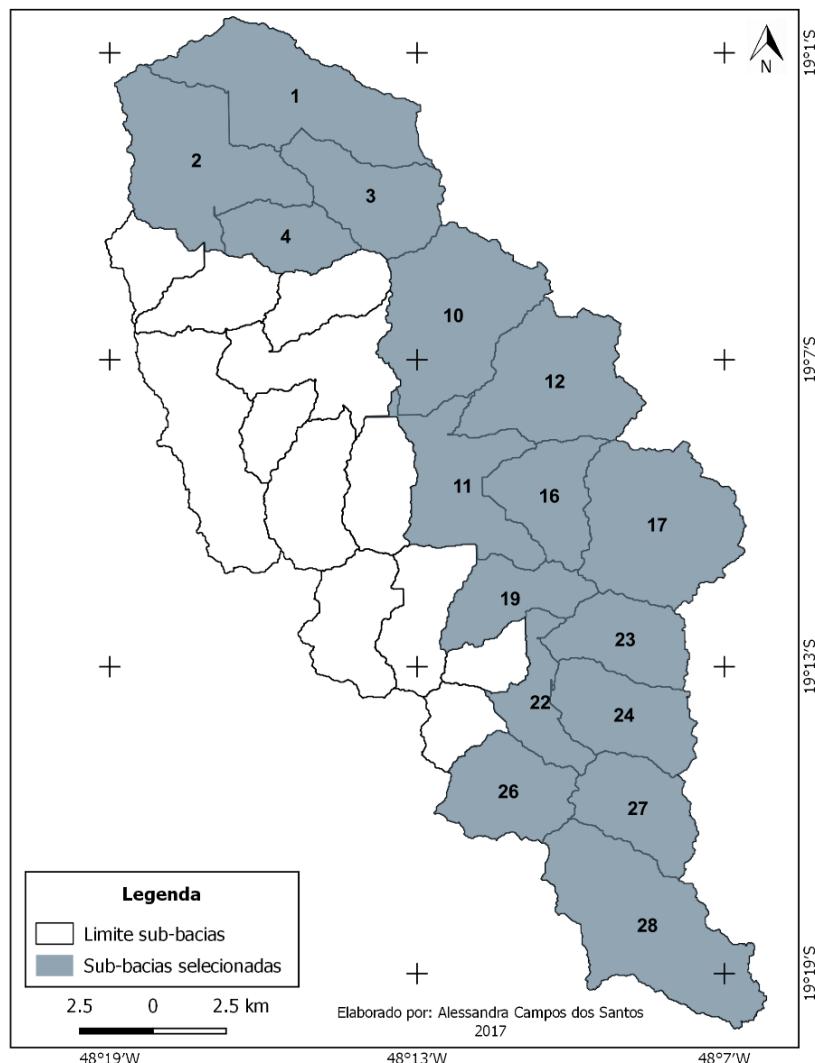
Fonte: Autor (2018)

Como mostrado na Tabela 8, os valores em vermelho são aqueles que representam a maior geração de nutrientes, pertencendo às culturas de soja, milho e cana-de-açúcar. No geral, a agricultura se mostrou como o uso do solo que mais contribuiu para a produção de nitrogênio e fósforo na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Isso porque, além de cobrir mais de 60% da área da sub-bacia, esse uso do solo requer aplicações constantes de fertilizantes, o que colabora para esses percentuais mais elevados, se comparado com os outros usos do solo. As aplicações de fertilizantes nas culturas de milho e soja são realizadas sempre na hora da semeadura, já no caso da cana-de-açúcar, aplica-se no plantio e sempre que ocorre colheita. Os valores anuais de nitrogênio utilizados na fertilização variam de 22 a 121,5 kg/ha e os de fósforo variam entre 12,15 e 88 kg/ha. Outro ponto que se deve ressaltar é que o nitrogênio e o fósforo, na forma orgânica, são gerados, principalmente, através de resíduos de plantas, tecidos da flora e fauna, por meio de aplicações de fertilizantes, entre outros.

Visto isso, os cenários alternativos de uso do solo propostos na metodologia foram realizados substituindo áreas de agricultura (tanto soja, quanto milho e cana-de-açúcar) por mata. A agricultura foi escolhida para ser substituída, pois, como visto anteriormente, ela cobre a maior parte da sub-bacia, além de sua expressiva contribuição para geração de nutrientes.

As sub-bacias determinadas para realizar as substituições de uso do solo foram: sub-bacias 1, 2, 3, 4, 10, 11, 12, 16, 17, 19, 22, 23, 24, 26, 27 e 28 (Figura 25). Todas essas sub-bacias possuem áreas de mata e agricultura, por isso foram selecionadas. Lembrando que o SWAT realiza substituições de um uso do solo por outro, de forma automática, apenas nas sub-bacias que possuem ambos.

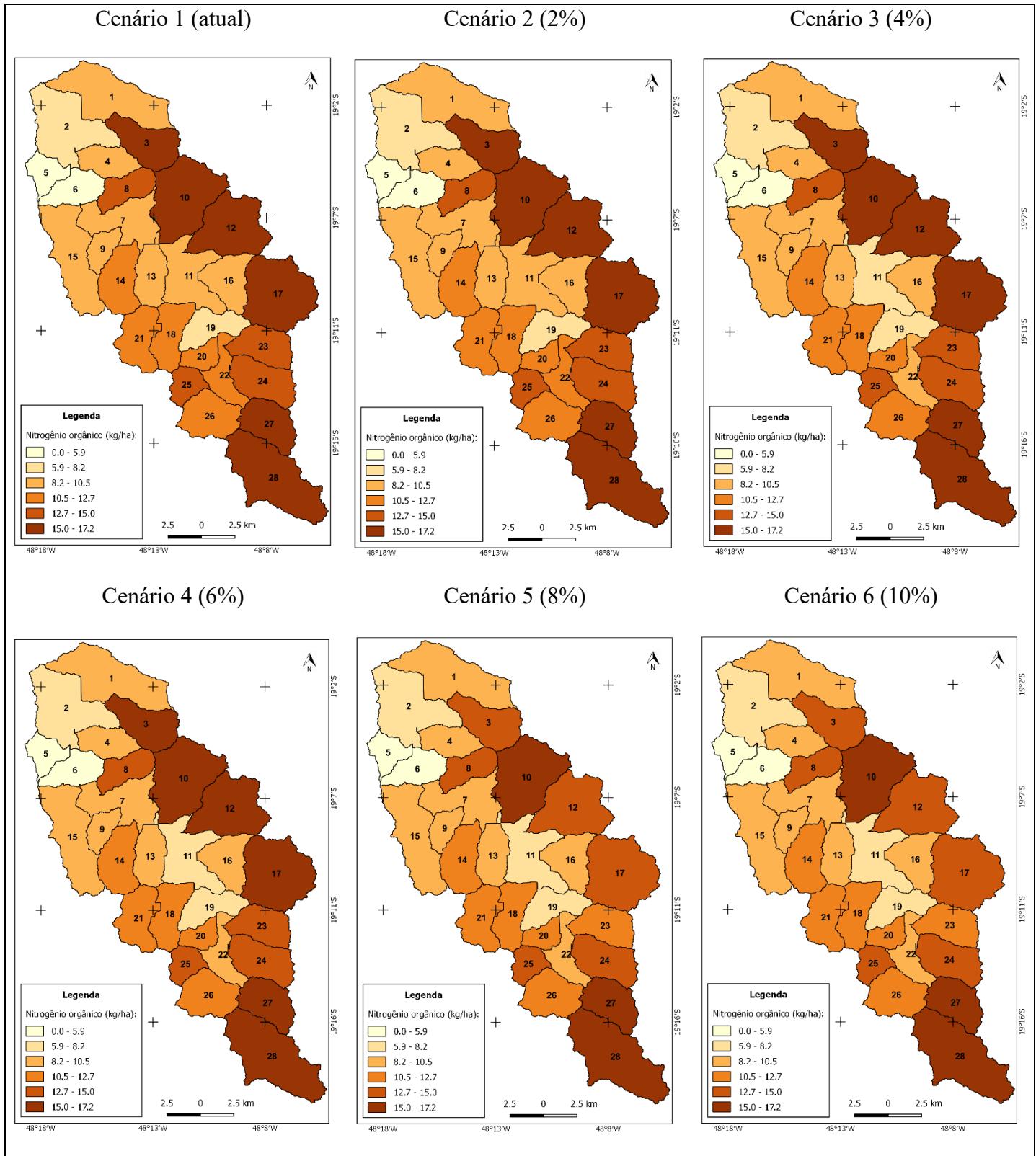
Figura 25 – Sub-bacias do ribeirão Bom Jardim onde foram realizadas as substituições de áreas de agricultura por mata (cenários propostos)



Fonte: Autor (2018)

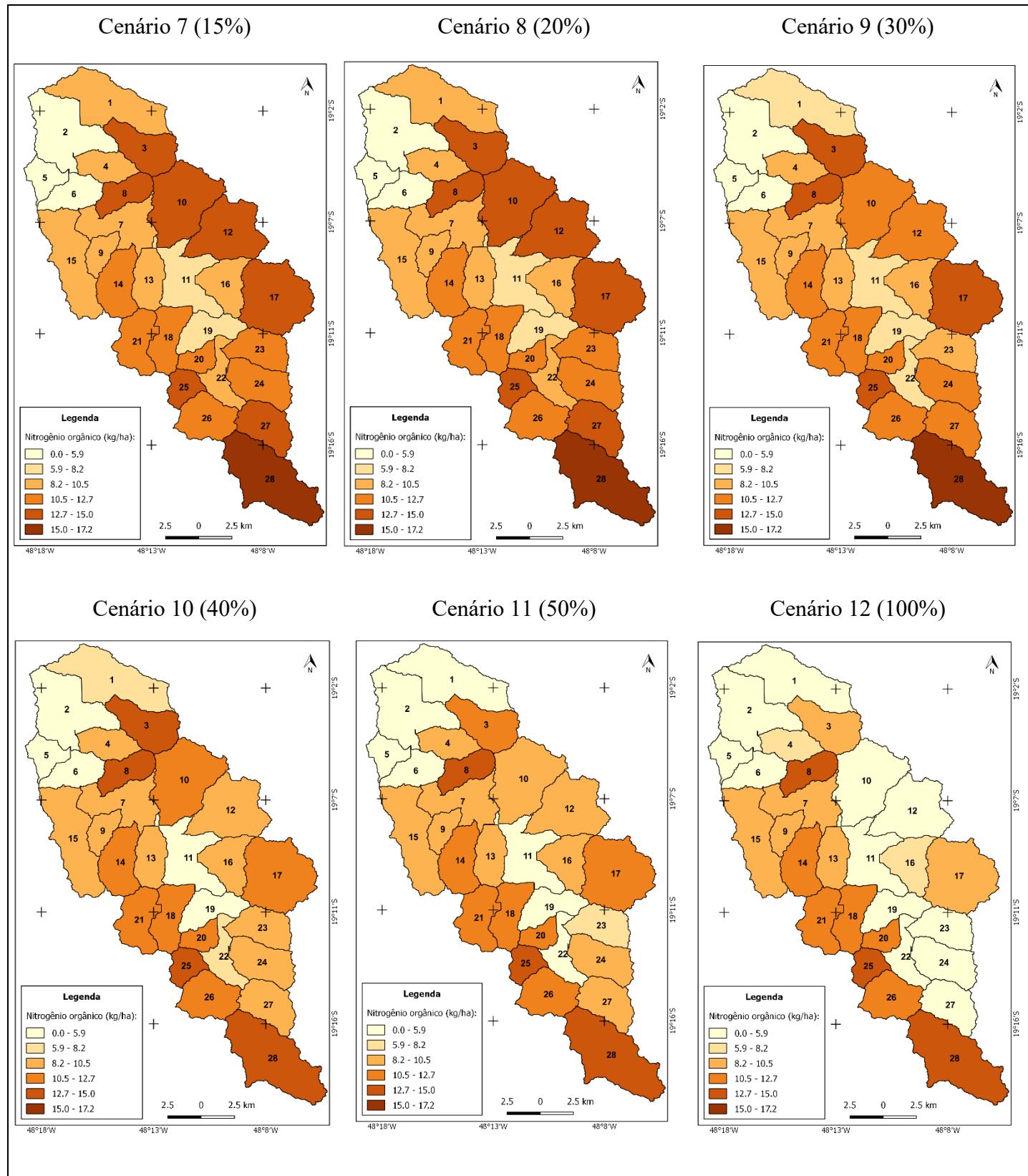
A geração média anual de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico foi simulada, utilizando o modelo SWAT, para cada sub-bacia de contribuição da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, e para os diferentes cenários de uso e ocupação do solo propostos. Os resultados, discriminados por sub-bacia, são apresentados nas Figuras 26 e 27.

Figura 26 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da geração de nitrogênio orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição



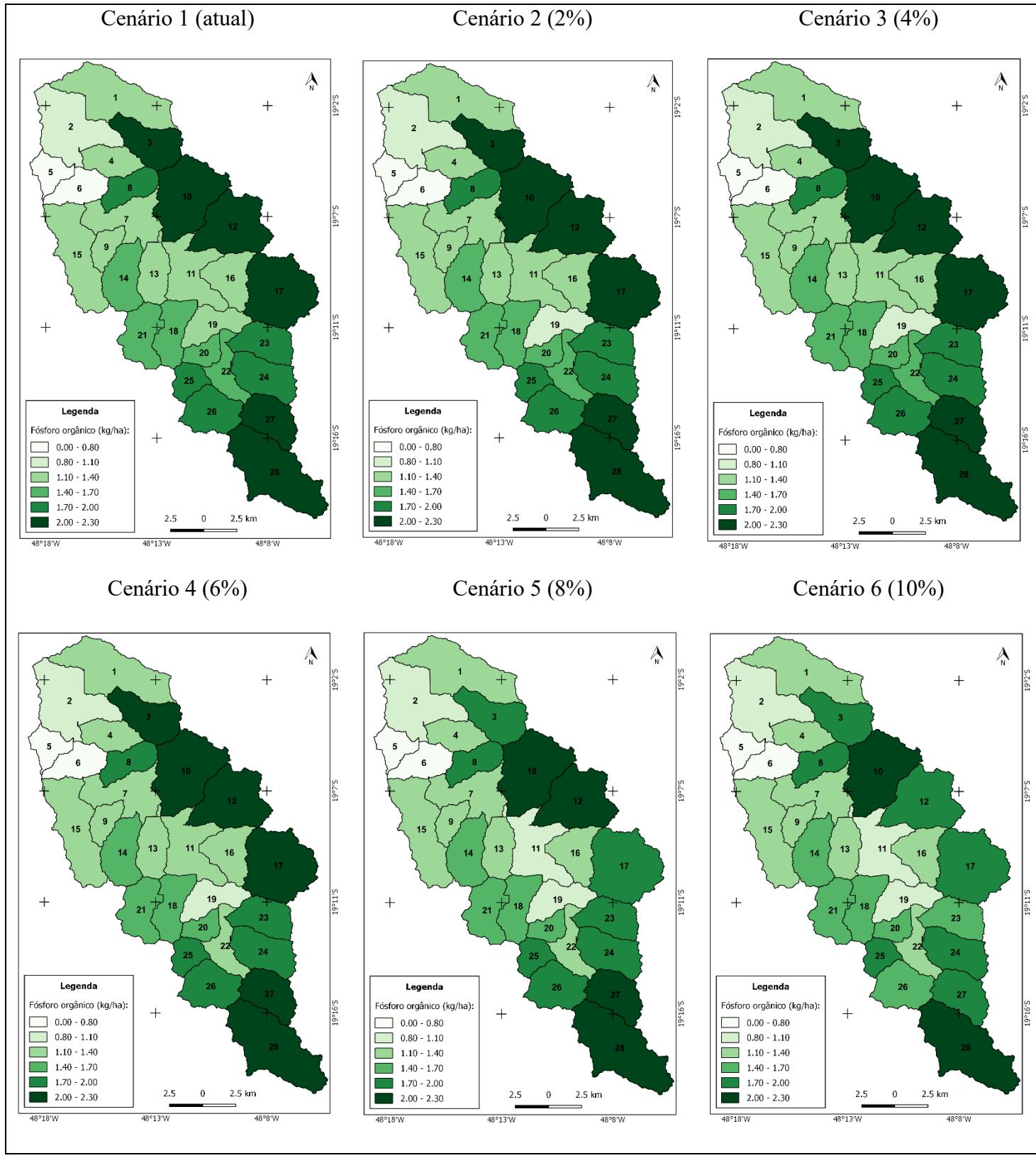
Fonte: Autor (2018)

Continuação Figura 26 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da geração de nitrogênio orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição

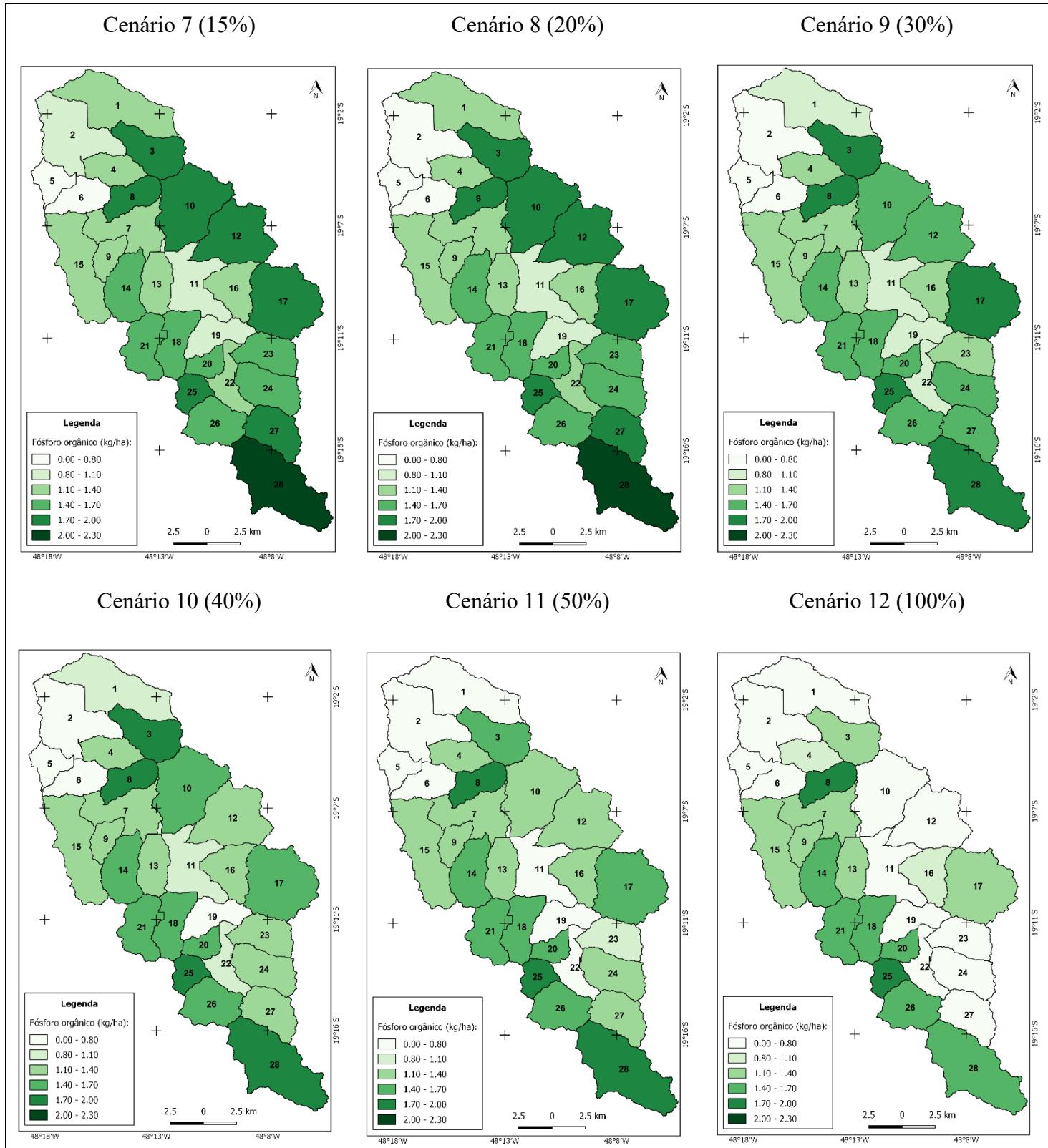


Fonte: Autor (2018)

Figura 27 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da geração de fósforo orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição



Continuação Figura 27 – Sub-bacia do ribeirão Bom Jardim: média anual da geração de fósforo orgânico (em kg/ha), por sub-bacia de contribuição



Fonte: Autor (2018)

Como visto nas Figuras 26 e 27, a diminuição na geração de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico é diretamente proporcional ao aumento das áreas de mata. A geração média anual máxima por sub-bacia de nitrogênio orgânico caiu de cerca de 17,21 kg/ha no cenário 1 para 13,61 kg/ha no cenário 12. O mesmo aconteceu para a geração média anual máxima por sub-bacia de fósforo orgânico, que representava aproximadamente 2,29 kg/ha no cenário 1 e caiu para 1,82 kg/ha no cenário 12.

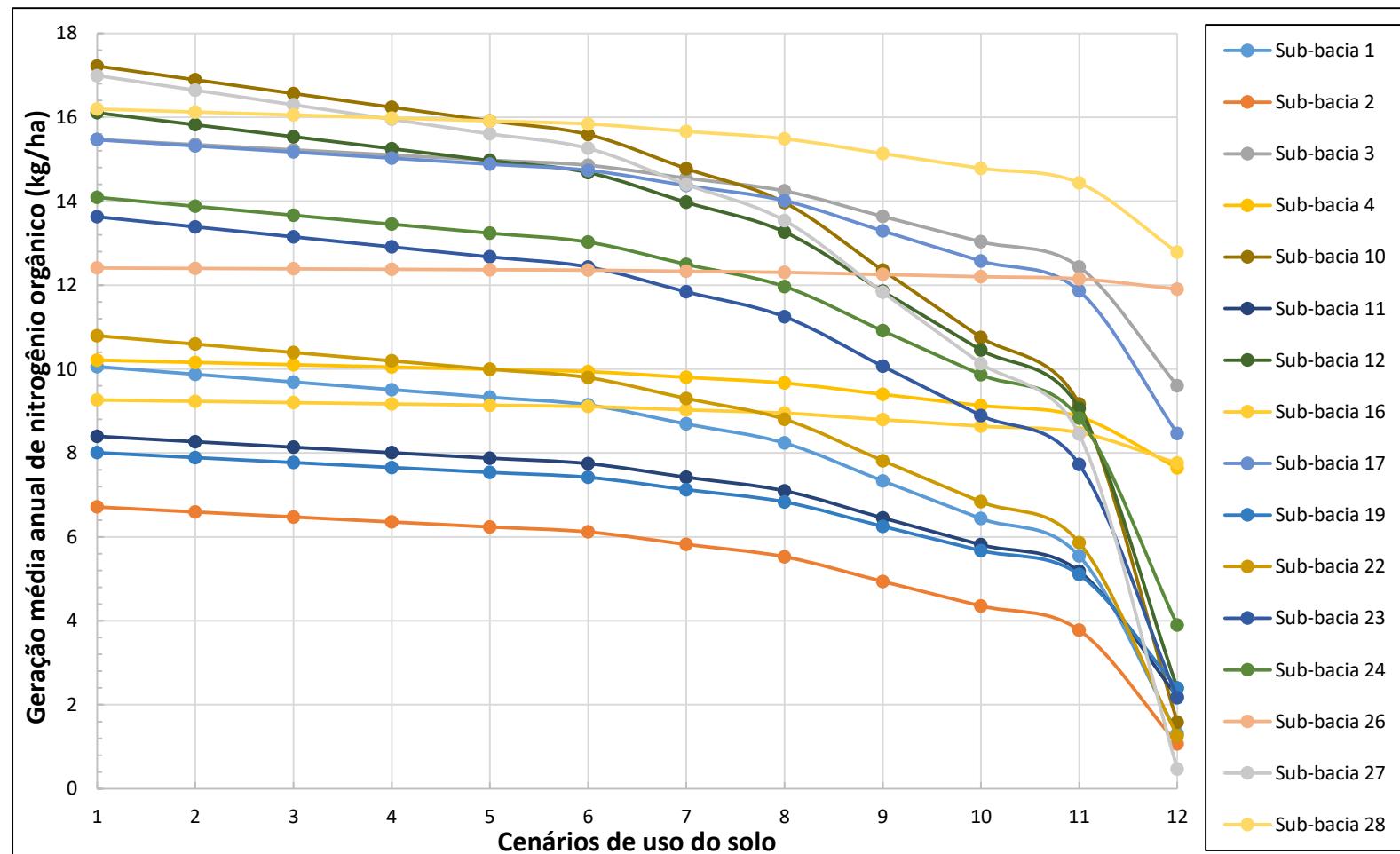
A geração média de nitrogênio orgânico para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foi de 11,949 kg/ha/ano para o cenário 1, decrescendo gradativamente até chegar em 6,506 kg/ha/ano para o cenário 12. E a geração média de fósforo orgânico foi de 1,614 kg/ha/ano no cenário 1, diminuindo para 0,880 kg/ha/ano no cenário 12. Apesar da diminuição de quase 50% nesses valores, isso só ocorreu para o cenário 12, quando toda a área de agricultura das 16 sub-bacias selecionadas foram substituídas por mata.

Nota-se também, nas Figuras 26 e 27, que a diminuição de nitrogênio e fósforo mais expressiva ocorre apenas nas sub-bacias onde houveram as substituições da agricultura por mata. Isso acontece porque a geração de nutrientes é simulada, pelo SWAT, para cada sub-bacia separadamente. Mas, se for para quantificar a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim como um todo, os valores anuais da geração de nitrogênio e fósforo diminuem.

Silva, Bressiani e Crestana (2014) estudaram a microbacia do ribeirão Canchim, em São Carlos, no interior do estado de São Paulo. Os principais usos do solo da referida microbacia são cana-de-açúcar, eucalipto, floresta nativa, milho, pastagem e várzea. Os valores anuais simulados para a perda de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico foi de 8,561 e 1,166 kg/ha, respectivamente. Wang et al. (2018) avaliaram a bacia do rio Machuan na China, ocupada majoritariamente por floresta (85,1%), sendo o restante do uso do solo distribuído por área urbana, culturas de arroz, culturas de chás e áreas úmidas, e encontraram valores médios para a perda de nitrogênio de 2,3 kg/ha por ano.

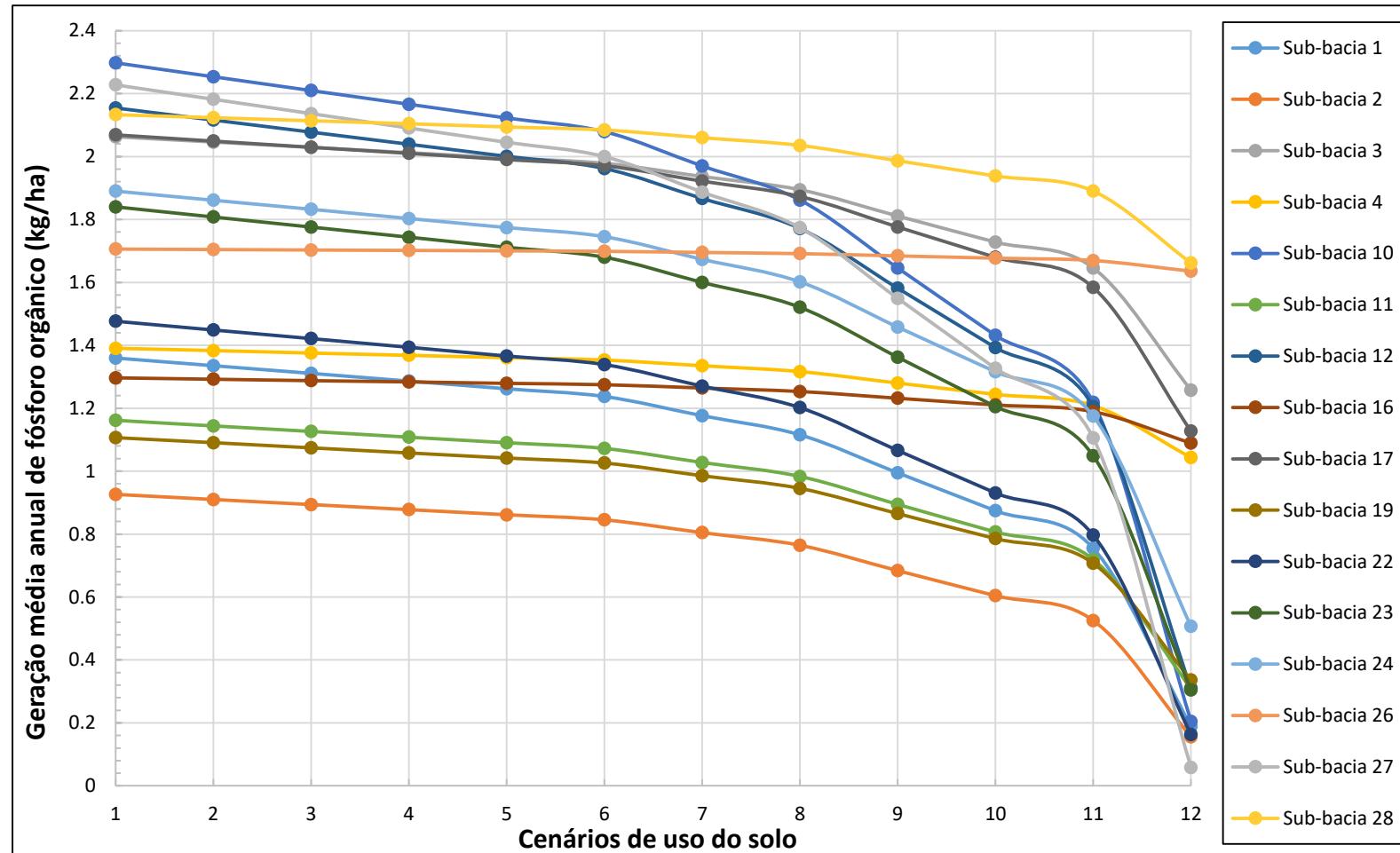
Analisou-se, também, a geração de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico apenas nas sub-bacias onde aconteceram as substituições de agricultura por mata. O comportamento dessa geração, de acordo com o cenário de uso do solo, está representado nas Figuras 28 e 29.

Figura 28 – Média anual da geração de nitrogênio orgânico nas sub-bacias onde ocorreram substituições de agricultura por mata, de acordo com os cenários de uso do solo



Fonte: Autor (2018)

Figura 29 – Média anual da geração de fósforo orgânico nas sub-bacias onde ocorreram substituições de agricultura por mata, de acordo com os cenários de uso do solo



Fonte: Autor (2018)

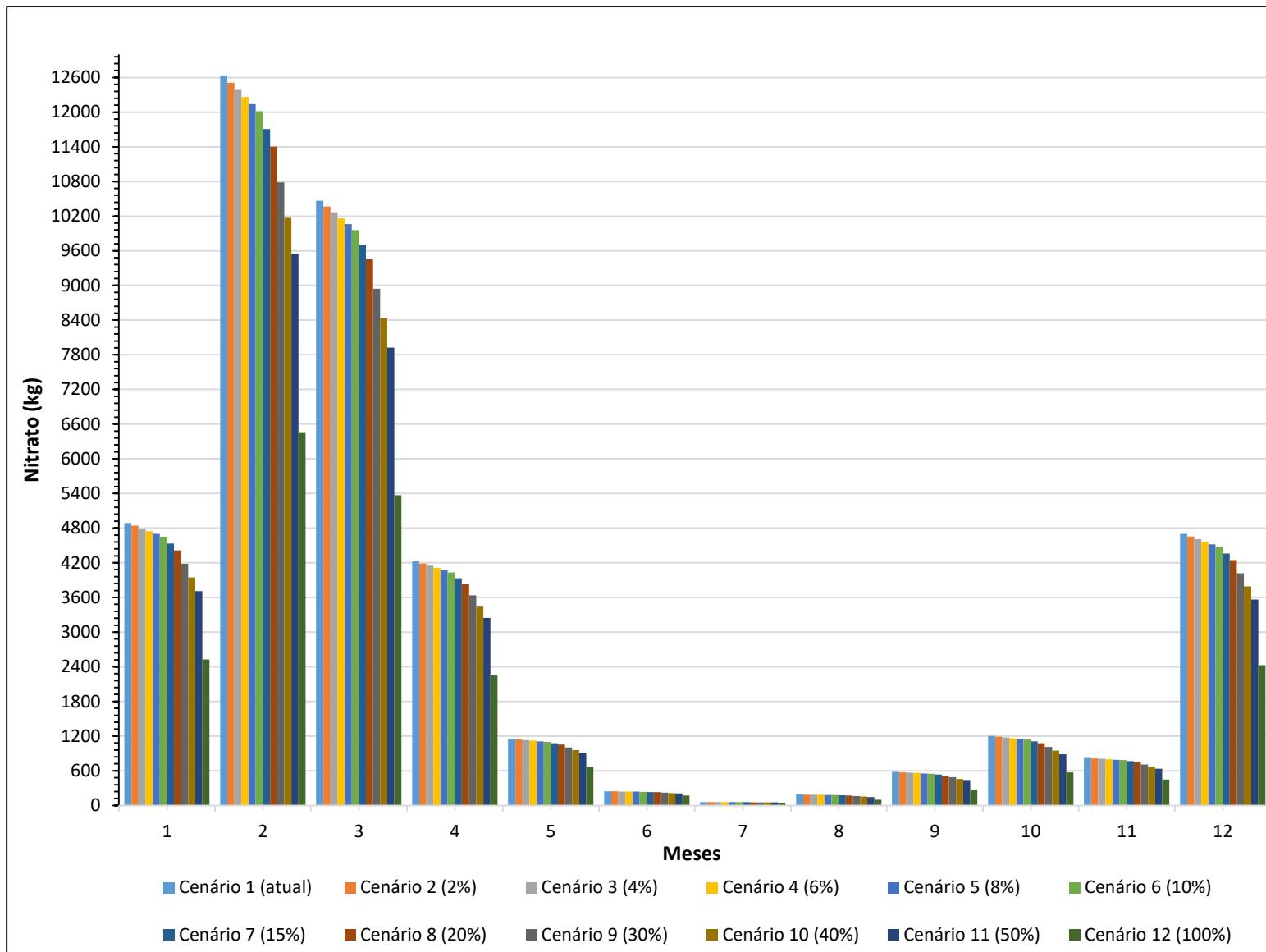
Observando as Figuras 28 e 29, nota-se que, a geração média anual de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico nas sub-bacias analisadas apresentaram comportamento aproximadamente semelhantes. A sub-bacia 27 foi a que teve a maior redução na geração desses nutrientes. Nesta referida sub-bacia, a geração de nitrogênio orgânico diminuiu de 17 kg/ha no cenário 1 para 0,47 kg/ha no cenário 12, representando uma queda de aproximadamente 97,2%. Da mesma forma, a geração de fósforo orgânico obteve um decaimento de cerca de 97,4%, reduzindo de 2,2 kg/ha no cenário 1 para 0,06 kg/ha no cenário 12. Outras sub-bacias também apresentaram queda significativa na geração desses nutrientes, como as sub-bacias 10, 22, 1, 12, 2 e 23, todas superiores à 80%. As sub-bacias citadas anteriormente caracterizam-se por apresentarem relevo plano (0-3%) e suave ondulado (3-8%) em mais de 90% das suas áreas, o que, aliado ao uso do solo predominante de mata, influencia na redução da geração de nutrientes.

A sub-bacia 26 foi a que apresentou a menor queda na geração de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico, 4 e 4,1%, respectivamente (Figuras 28 e 29), mesmo com a alta porcentagem de mata no cenário 12 (76,07% do total da área da sub-bacia). A referida sub-bacia apresenta relevo plano (0-3%) em 26,24% da sua área, suave ondulado (3-8%) em 63,11%, ondulado (8-20%) em 10,41% e forte ondulado (20-40%) em 0,29%. Esses valores são os mais elevados dentre todas as sub-bacias analisadas, o que sugere a forte influência da declividade na geração de nutrientes em uma bacia hidrográfica.

As sub-bacias nas quais não houveram substituições de agricultura por mata não foram incluídas nas análises das Figuras 28 e 29, pois não verificou-se redução na geração de nitrogênio orgânico e fósforo orgânico, permanecendo constantes para os 12 cenários de uso do solo.

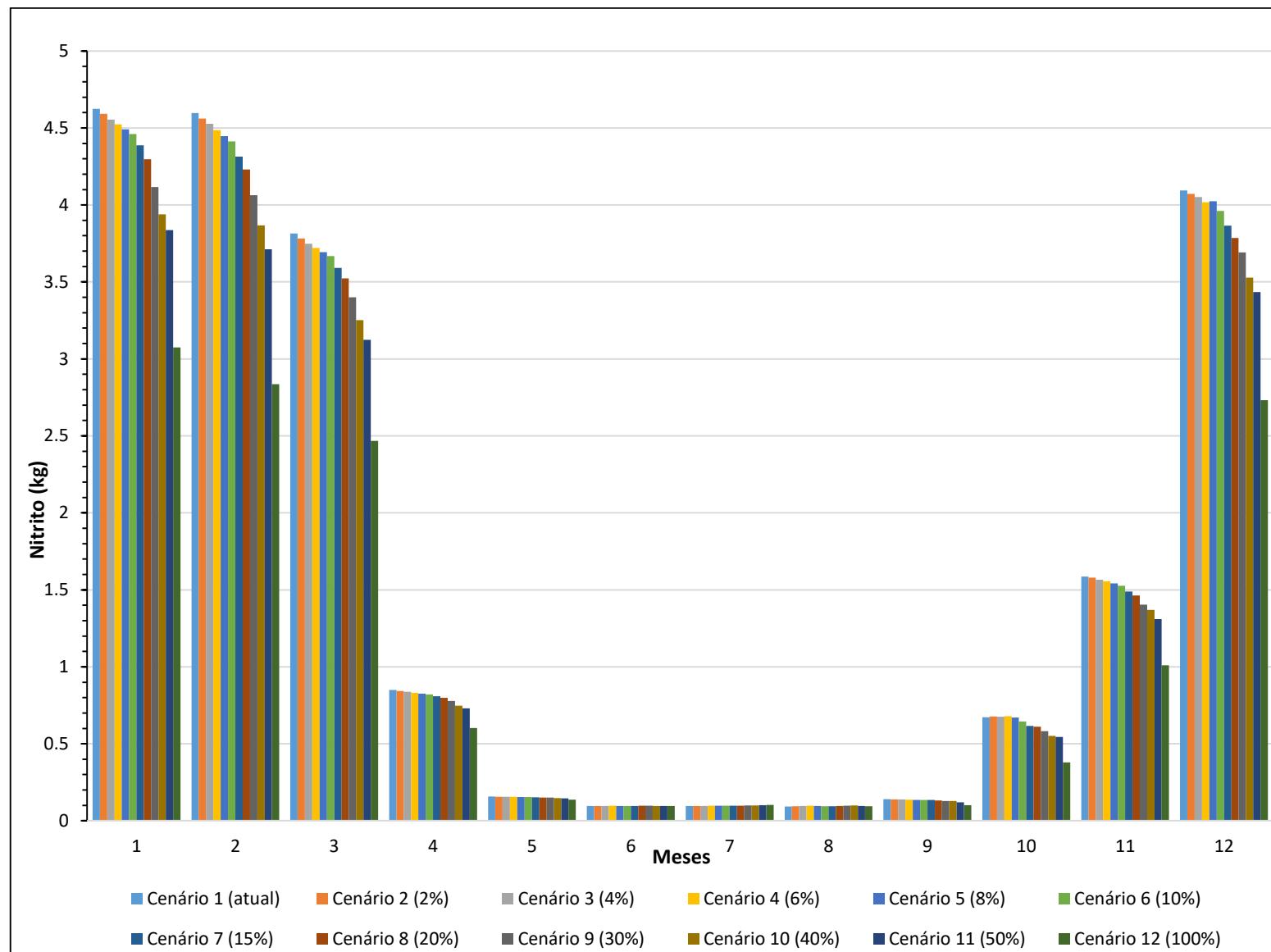
Também foram calculadas as quantidades de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo que são aportadas até a sub-bacia de contribuição 1 (rever a localização da sub-bacia 1 na Figura 25). Os resultados apresentados não levam em consideração as interferências causadas pelo reservatório do Bom Jardim sobre o aporte dos nutrientes, uma vez que aquele está localizado mais ao norte da sub-bacia 1, próximo ao ponto de exutório. Os resultados, representados em kg, são referentes às médias mensais para os 12 cenários de uso do solo da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, e podem ser visualizados nas Figuras 30, 31, 32 e 33.

Figura 30 – Média mensal do aporte de nitrato na sub-bacia de contribuição 1



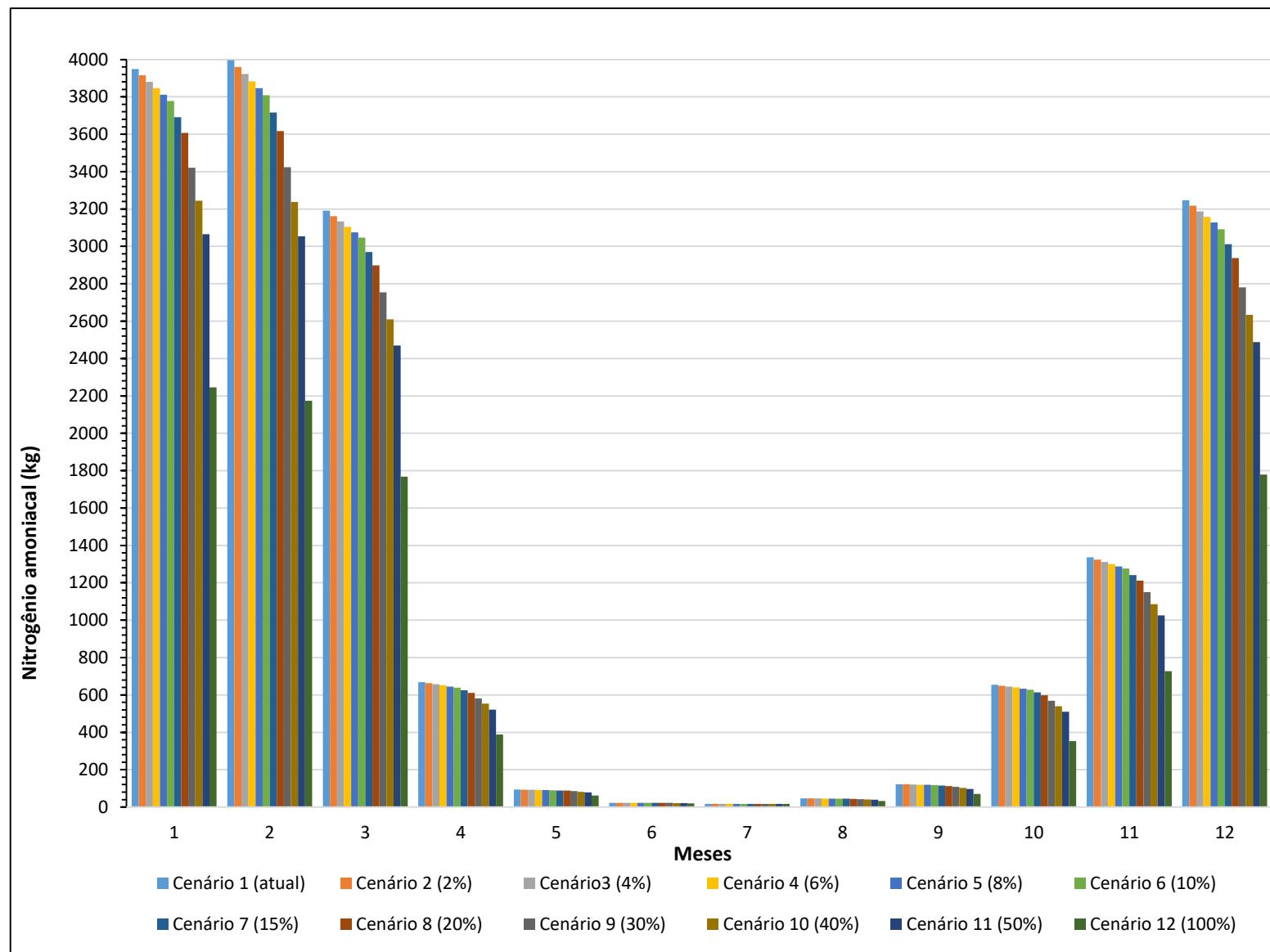
Fonte: Autor (2018)

Figura 31 – Média mensal do aporte de nitrito na sub-bacia de contribuição 1



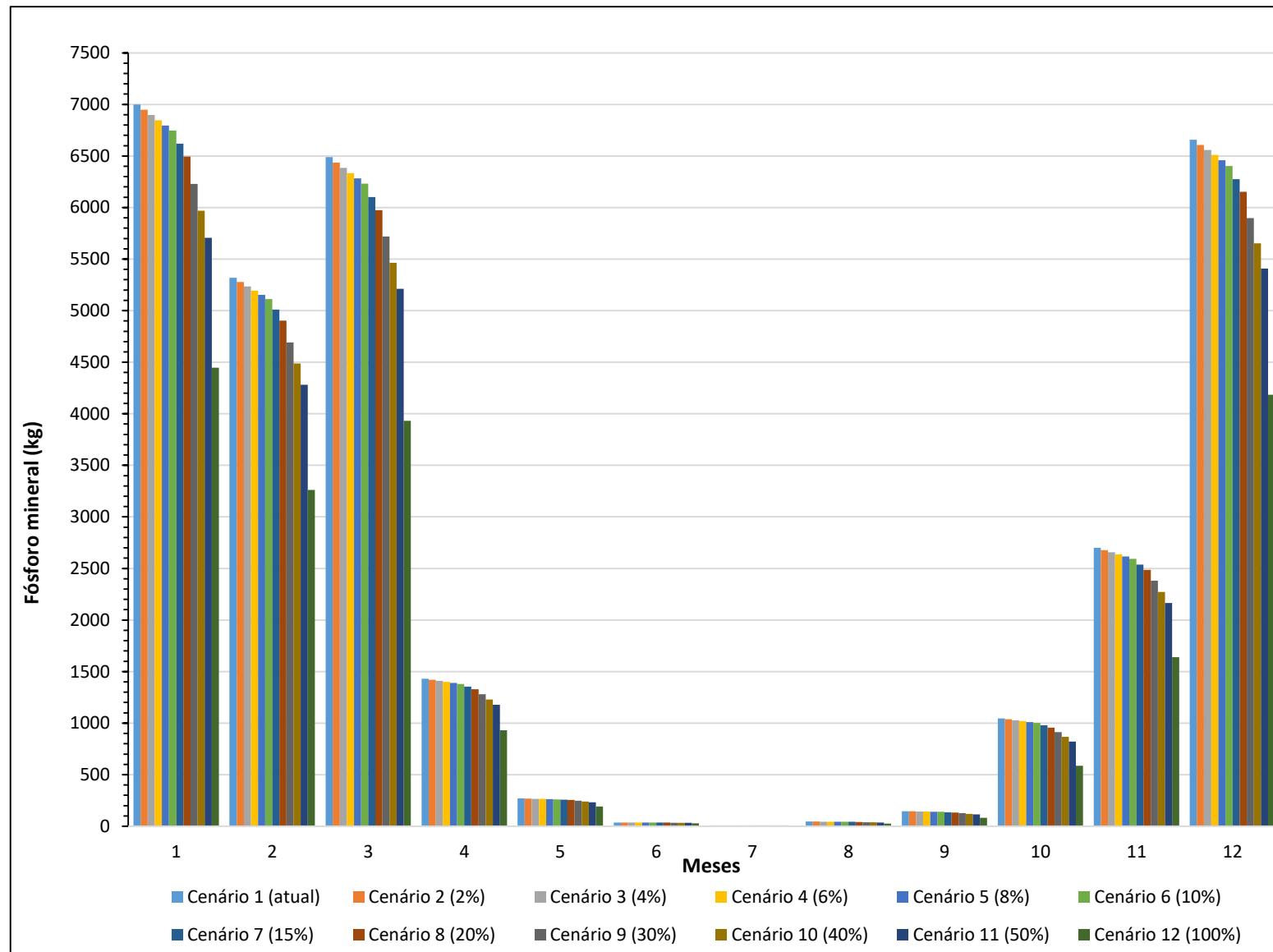
Fonte: Autor (2018)

Figura 32 – Média mensal do aporte de nitrogênio amoniacal na sub-bacia de contribuição 1



Fonte: Autor (2018)

Figura 33 – Média mensal do aporte de fósforo mineral na sub-bacia de contribuição 1



Fonte: Autor (2018)

Observando as Figuras 30, 31, 32 e 33, nota-se que as quantidades de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo mineral que aportam na sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim possuem um comportamento semelhante, apresentando picos entre o período de dezembro e março. Esse comportamento é consequência, principalmente, da precipitação e do escoamento superficial que são gerados em maior quantidade nessa época do ano na região estudada. Já os valores mais baixos são vistos entre os meses de maio e setembro, época de estiagem na região. A ocorrência de precipitação está diretamente ligada ao transporte de nutrientes, pois o escoamento superficial gerado é um dos principais responsáveis pelo carreamento desses nutrientes até os corpos d'água de uma bacia hidrográfica.

As Figuras 30, 31, 32 e 33 também mostram o comportamento decrescente da quantidade de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo mineral, à medida que as áreas de agricultura são substituídas por áreas de mata. No cenário 1, onde o uso do solo da sub-bacia é predominantemente ocupado pela agricultura (64,40%), observa-se os valores mais elevados de nutrientes, podendo ser explicado pelo fato de que as culturas requerem aplicações constantes de fertilizantes e correção do solo usando insumos agrícolas ricos em compostos orgânico e mineral. Outra razão pela qual a simulação do cenário 1 atingiu altos níveis de nutrientes pode ser atribuída ao tipo de solo, já que a sub-bacia é ocupada, em sua maioria, por latossolos, que geralmente são pouco férteis, necessitando de adubações para fins agrícolas.

Panagopoulos, Makropoulos e Mimikou (2011) afirmam que o cultivo do solo, ou seja, a preparação da terra para fins agrícolas, atinge a mineralização do nitrogênio e a mobilização do fósforo, deixando esses nutrientes mais passíveis a erosão e a lixiviação, que consistem nos principais processos relacionados ao transporte de nitrogênio e fósforo. Isso acontece, geralmente, quando o solo apresenta condições de alta temperatura e umidade, como no verão, época em que a maioria das lavouras temporárias de milho e soja são cultivadas na região Sudeste do Brasil.

Considerando a evolução percentual do aporte de nutrientes na sub-bacia de contribuição 1, verificou-se que, quando toda a área de agricultura nas sub-bacias selecionadas é substituída por áreas de mata (Cenário 12), há uma diminuição significativa na quantidade de nitrato (48,2%), nitrogênio amoniacal (37,9%), nitrito (44,4%) e fósforo mineral (34,5%), se comparado ao cenário 1 (Tabela 9). Vale lembrar que a substituição da agricultura por mata não foi feita na bacia toda, mas nas sub-bacias 1, 2, 3, 4, 10, 11, 12, 16, 17, 19, 22, 23, 24, 26, 27 e 28.

Tabela 9 – Sub-bacia do ribeiro Bom Jardim: porcentagem de nutrientes que diminuiu em cada cenário, de acordo com o cenário 1

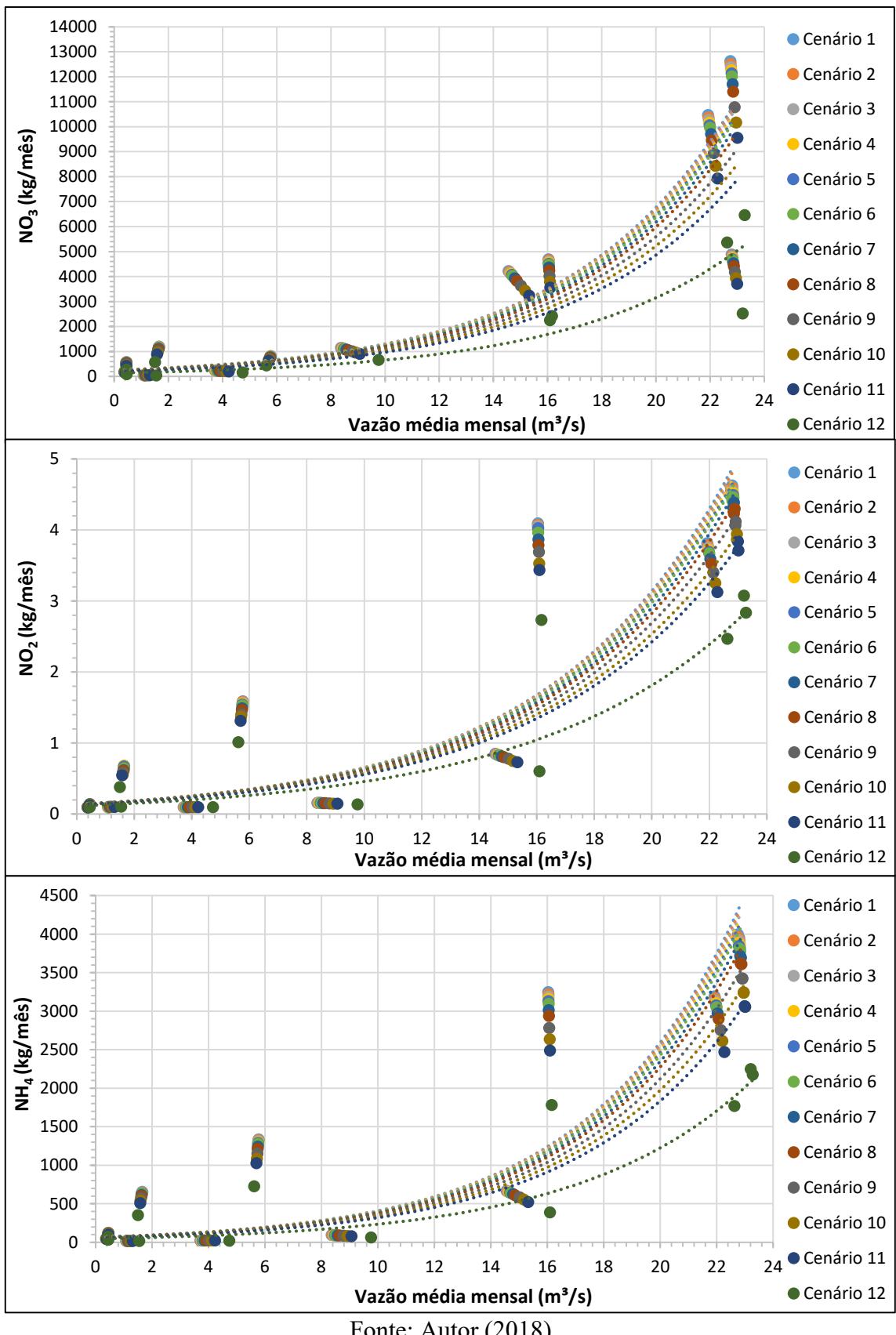
Cenários de uso do solo	Nitrato (%)	Nitrogênio amoniacal (%)	Nitrito (%)	Fósforo mineral (%)
Cenário 2	-0,9	-0,7	-0,9	-0,6
Cenário 3	-1,9	-1,5	-1,8	-1,3
Cenário 4	-2,8	-2,3	-2,7	-2
Cenário 5	-3,8	-3	-3,6	-2,6
Cenário 6	-4,8	-3,8	-4,5	-3,6
Cenário 7	-7,2	-5,7	-6,8	-5,6
Cenário 8	-9,6	-7,6	-9,1	-7,4
Cenário 9	-14,4	-11,5	-13,8	-10,6
Cenário 10	-19,2	-15,3	-18,3	-14,4
Cenário 11	-24	-19,1	-22,8	-17,1
Cenário 12	-48,2	-37,9	-44,4	-34,5

Fonte: Autor (2018)

Nota-se também que quando somente pequenas porcentagens de agricultura são substituídas por mata, há pouca diminuição na quantidade de nutrientes. Isso ocorre porque apenas uma pequena área de agricultura é capaz de colaborar com uma quantidade elevada de nutrientes, podendo representar a principal fonte poluidora de uma bacia (LAMBA et al., 2016; MEHAFFEY et al., 2005).

As descargas médias mensais de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal que aportam na sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram simuladas para os 12 cenários de uso do solo, como apresentado na Figura 34.

Figura 34 – Descargas médias mensais de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal que aportam na sub-bacia de contribuição 1, simuladas pelo modelo SWAT

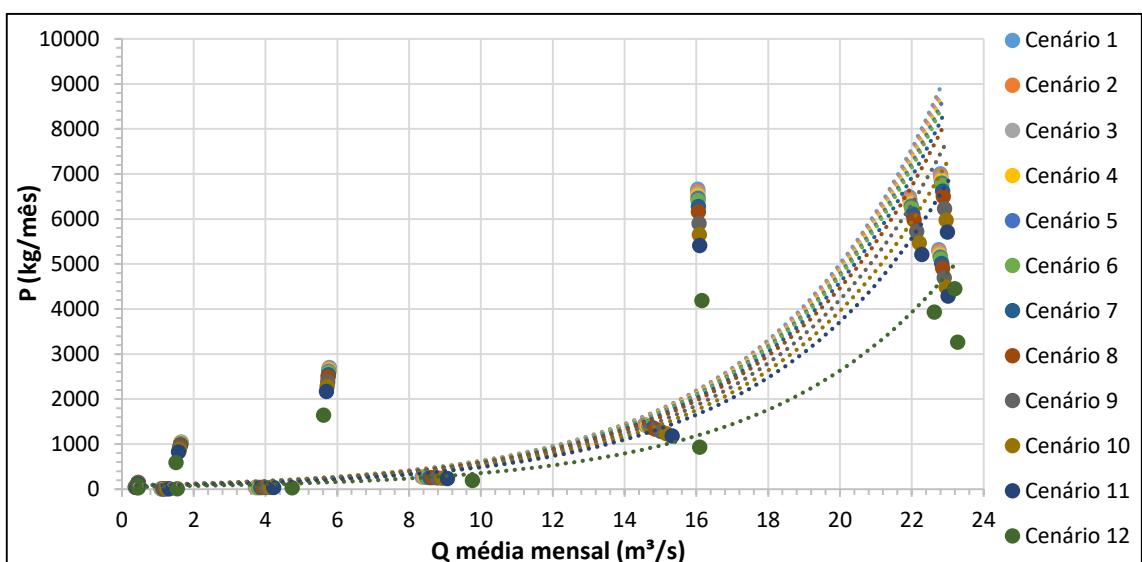


Fonte: Autor (2018)

As descargas dos compostos nitrogenados seguem o mesmo padrão. Observa-se, na Figura 34, que os valores de vazão e de nutrientes aumentam quando as áreas de mata aumentam. Quando estes valores são baixos, os cenários ficam todos sobrepostos, com pouca variação. Isso acontece porque o carreamento do nitrogênio possui ligação com a vazão, que por sua vez, também depende da precipitação.

As descargas médias mensais de fósforo também foram simuladas para os 12 cenários de uso do solo, utilizando o modelo SWAT (Figura 35).

Figura 35– Descargas médias mensais de fósforo que aportam na sub-bacia de contribuição 1, simuladas pelo modelo SWAT



4.4 QUANTIFICAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ÁGUA E MEDIÇÃO DA VAZÃO NO RIBEIRÃO BOM JARDIM E AFLUENTES

As amostras de água coletadas nos 5 pontos da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram analisadas com o objetivo de determinar a concentração de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total, presentes nessas amostras. Além disto, o produto destas concentrações pela vazão local, fornece a descarga instantânea destes compostos que afluem ao reservatório (nos pontos 1, 2 e 3) e que são efluentes do mesmo (nos pontos 4 e 5). Mesmo que estes valores sejam instantâneos, uma vez que resultaram de concentrações e de vazões mensuradas durante um instante específico, eles fornecem uma ordem de grandeza que deve haver entre a descarga de poluente e a vazão.

As concentrações encontradas nessas análises foram comparados com os valores estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Tais valores foram obtidos por meio de 3 campanhas de coletas realizadas nos meses de junho, outubro e novembro de 2017. A resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 dispõe, dentre outras diretrizes, da classificação dos corpos d'água. Nela, as águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4, de acordo com a sua destinação (CONAMA, 2005).

Segundo informações concedidas pelo DMAE, empresa responsável pela captação e tratamento da água no município de Uberlândia, o ribeirão Bom Jardim se enquadra na classe 2, ou seja, sua água pode ser utilizada para o consumo humano após tratamento convencional.

A referida resolução dispõe dos valores máximos dos parâmetros que podem ser encontrados na água para que a mesma possa ser enquadrada na classe 2, conforme mostra a Tabela 10.

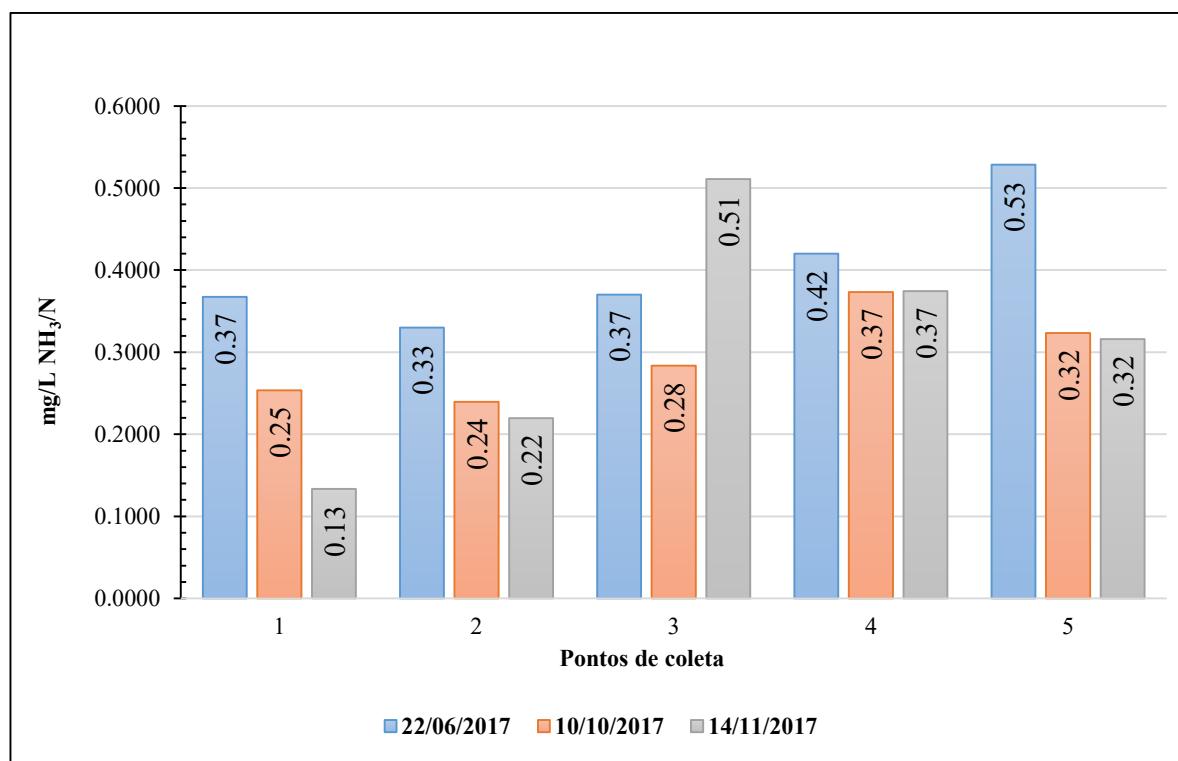
Tabela 10 – Valores máximos para água de classe 2

Parâmetro	Valor máximo classe 2	Considerações
Fósforo total	Até 0,030 mg/L	Ambientes lênticos
	Até 0,050 mg/L	Ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico
	Até 0,1 mg/L P	Ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários
Nitrato	Até 10,0 mg/L N	-
Nitrito	Até 1,0 mg/L N	-
Nitrogênio amoniacal	Até 3,7 mg/L N	pH ≤ 7,5
	Até 2,0 mg/L N	7,5 < pH ≤ 8,0
	Até 1,0 mg/L N	8,0 < pH ≤ 8,5
	Até 0,5 mg/L N	pH > 8,5

Fonte: CONAMA (2005)

Dispondo dessas informações, foi possível avaliar, por meio das análises laboratoriais realizadas com as amostras de água coletadas, se o ribeirão Bom Jardim e afluentes obedecem aos limites máximos de nutrientes permitidos pela resolução. A Figura 36 mostra os resultados para a análise de nitrogênio amoniacal, realizada nos meses de junho, outubro e novembro de 2017, em 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluentes.

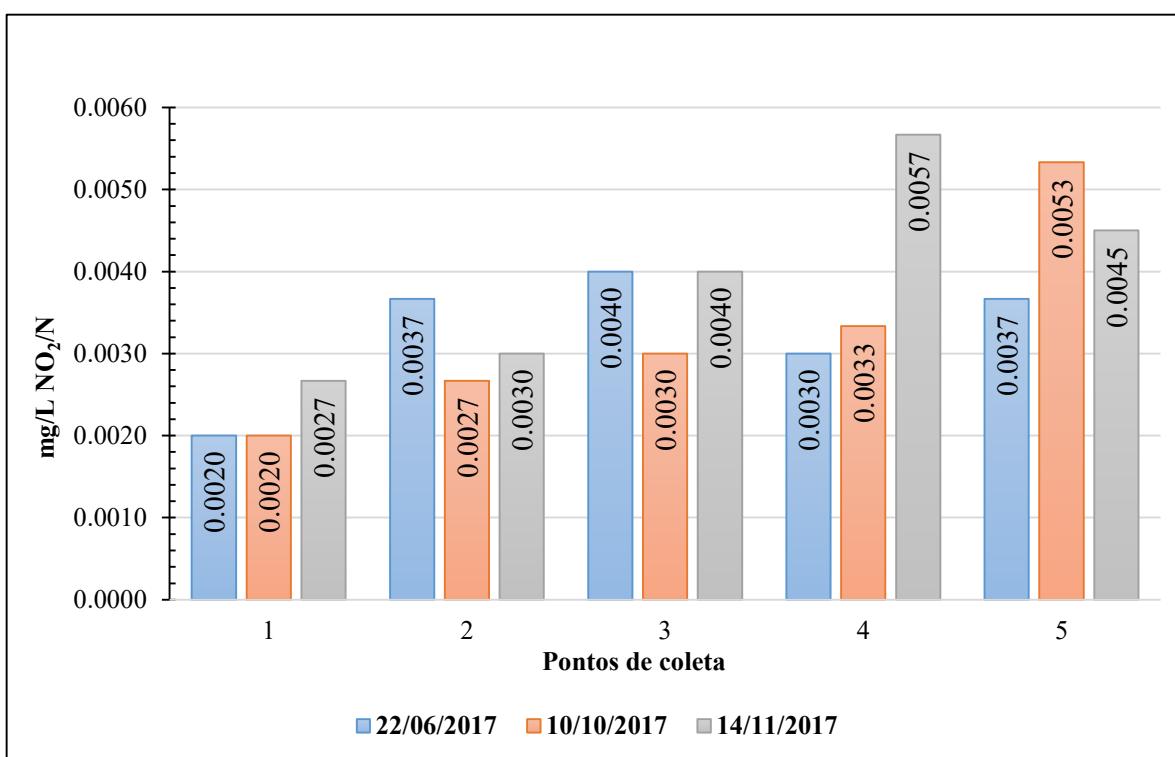
Figura 36 – Concentração de nitrogênio amoniacal presente nas amostras de água coletadas no ribeirão Bom Jardim e afluentes



Como apresentado na Figura 36, a concentração de nitrogênio amoniacal variou entre 0,1335 e 0,5285 mg/L de NH₃/N. Considerando que a água bruta afluente à estação de tratamento local é levemente ácida, os valores de nitrogênio amoniacal medidos ficam abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/05, de 3,7 mg/L (pH ≤ 7,5).

Os resultados referentes à concentração de nitrito, medidos nos meses de junho, outubro e novembro, são apresentados na Figura 37.

Figura 37 – Concentração de nitrito presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes

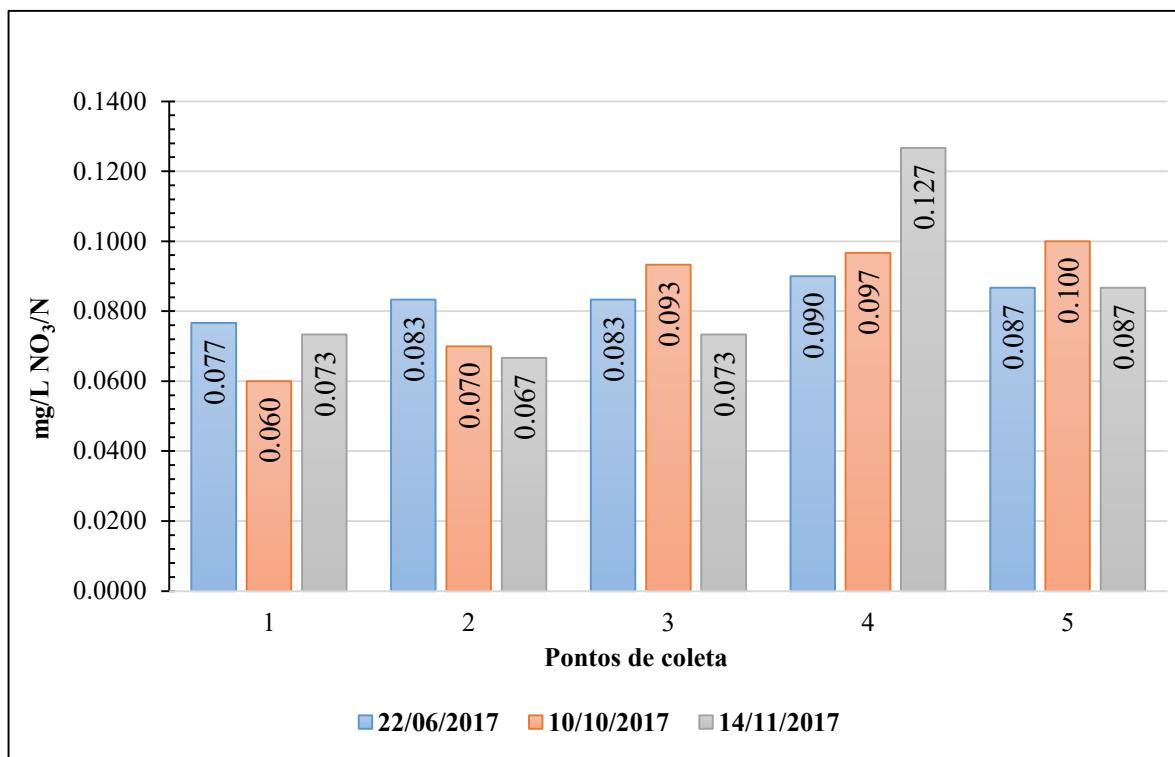


Fonte: Autor (2017)

A Figura 37 mostra que o nitrito variou entre 0,002 e 0,0057 mg/L de NO₂/N, bem inferior ao limite máximo permitido pela resolução CONAMA nº 357/05, de 1,0 mg/L.

Os valores de nitrato, medidos em junho, outubro e novembro de 2017, no ribeirão Bom Jardim e afluentes, são apresentados na Figura 38.

Figura 38 – Concentração de nitrato presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes

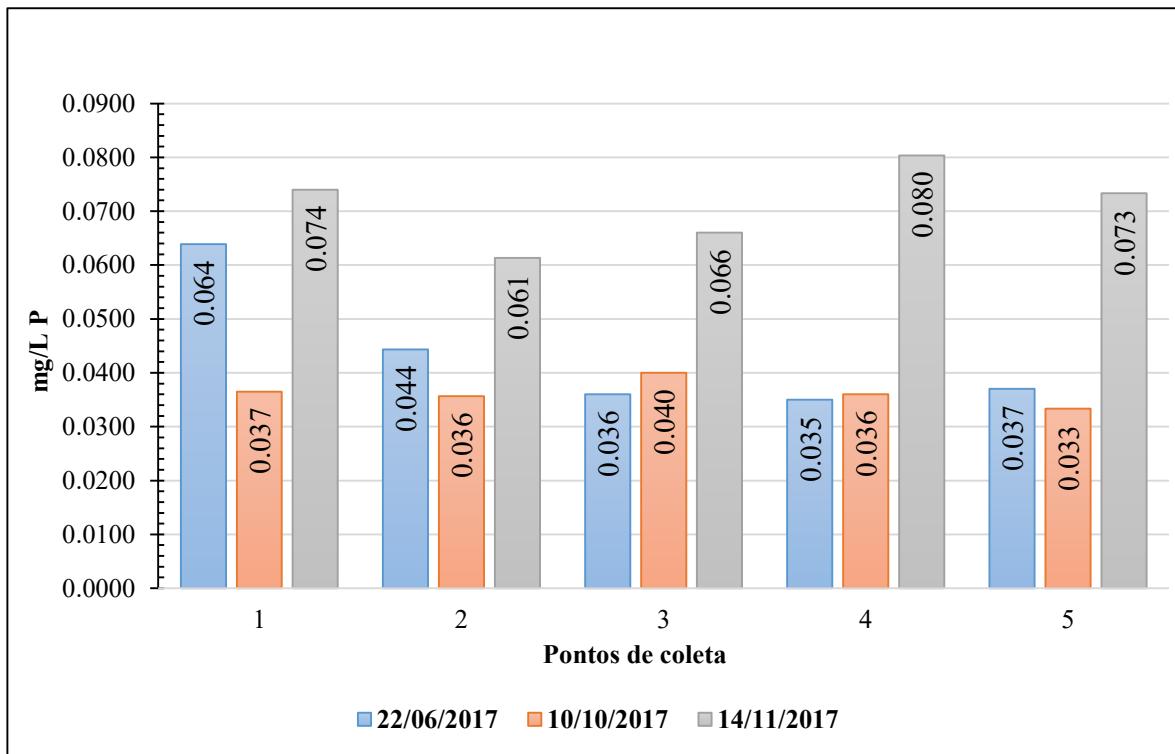


Fonte: Autor (2017)

Na Figura 38 nota-se que o nitrato obteve concentrações entre 0,06 e 0,1267 mg/L de NO_3/N , também bem abaixo do limite máximo exigido pelo CONAMA nº 357/05, que é de 10 mg/L.

Por fim, os resultados das análises de fósforo total, para os meses de junho, outubro e novembro de 2017, são mostrados na Figura 39.

Figura 39 – Concentração de fósforo total presente nas amostras de água coletas no ribeirão Bom Jardim e afluentes



Fonte: Autor (2017)

O fósforo total, conforme Figura 39, obteve variações de 0,0333 a 0,0803 mg/L de P, não ultrapassando o limite permitido pela resolução CONAMA nº 357/05, de 0,1 mg/L (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários). Assim, todos os parâmetros analisados se encontram dentro dos limites estabelecidos para um corpo d'água de classe 2.

O que pode ter contribuído para os valores baixos das concentrações dos nutrientes, é que as coletas foram feitas no período de estiagem, com ocorrência de pouca chuva. Esse período seco não gera muito escoamento superficial, logo, não há o arraste de nutrientes até os corpos d'água. Acredita-se que esses valores podem ser mais elevados se medidos após um longo período de chuva.

Juntamente com as coletas de água realizadas nas 3 campanhas nos meses de junho, outubro e novembro de 2017, também foi realizada a medição da vazão instantânea nos 5 pontos da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, apresentada na Tabela 11:

Tabela 11 – Vazão instantânea medida nos 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluentes

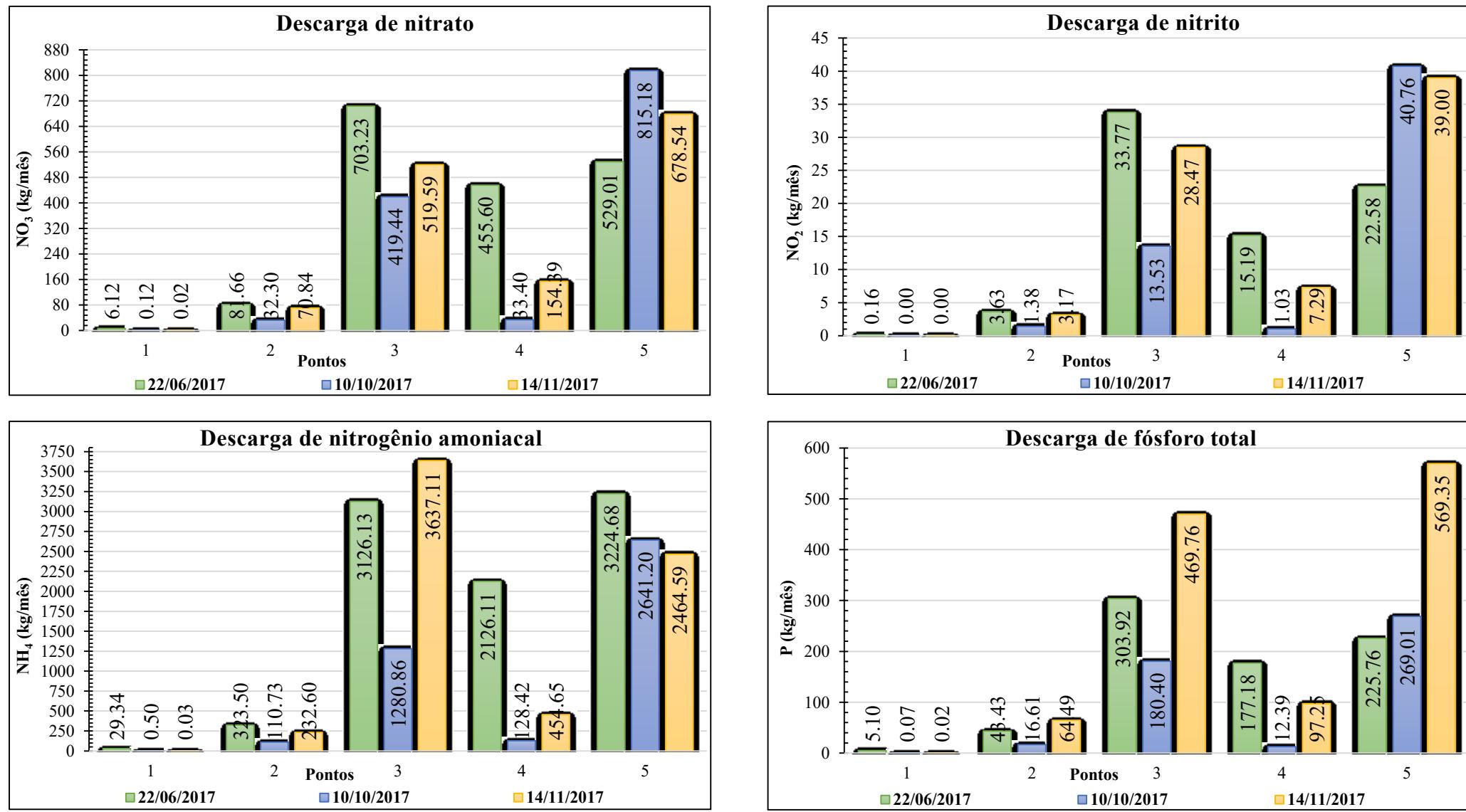
Pontos	Vazão instantânea (m ³ /s)		
	22/06/2017	10/10/2017	14/11/2017
1	0,031	0,0008	0,00008
2	0,38	0,18	0,41
3	3,3	1,7	2,7
4	2	0,13	0,5
5	2,3	3,1	3,01

Fonte: Autor (2017)

Como apresentado na Tabela 11, as vazões instantâneas são relativamente baixas, já que a medição foi realizada em um período com poucos eventos de precipitação. A vazão foi medida com o objetivo de calcular a descarga de nutrientes.

A partir das concentrações dos nutrientes e das vazões instantâneas, calculou-se a descarga de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total nos 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluentes, como apresentado na Figura 40.

Figura 40 – Descarga de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacial e fósforo total nos 5 pontos do ribeirão Bom Jardim e afluente

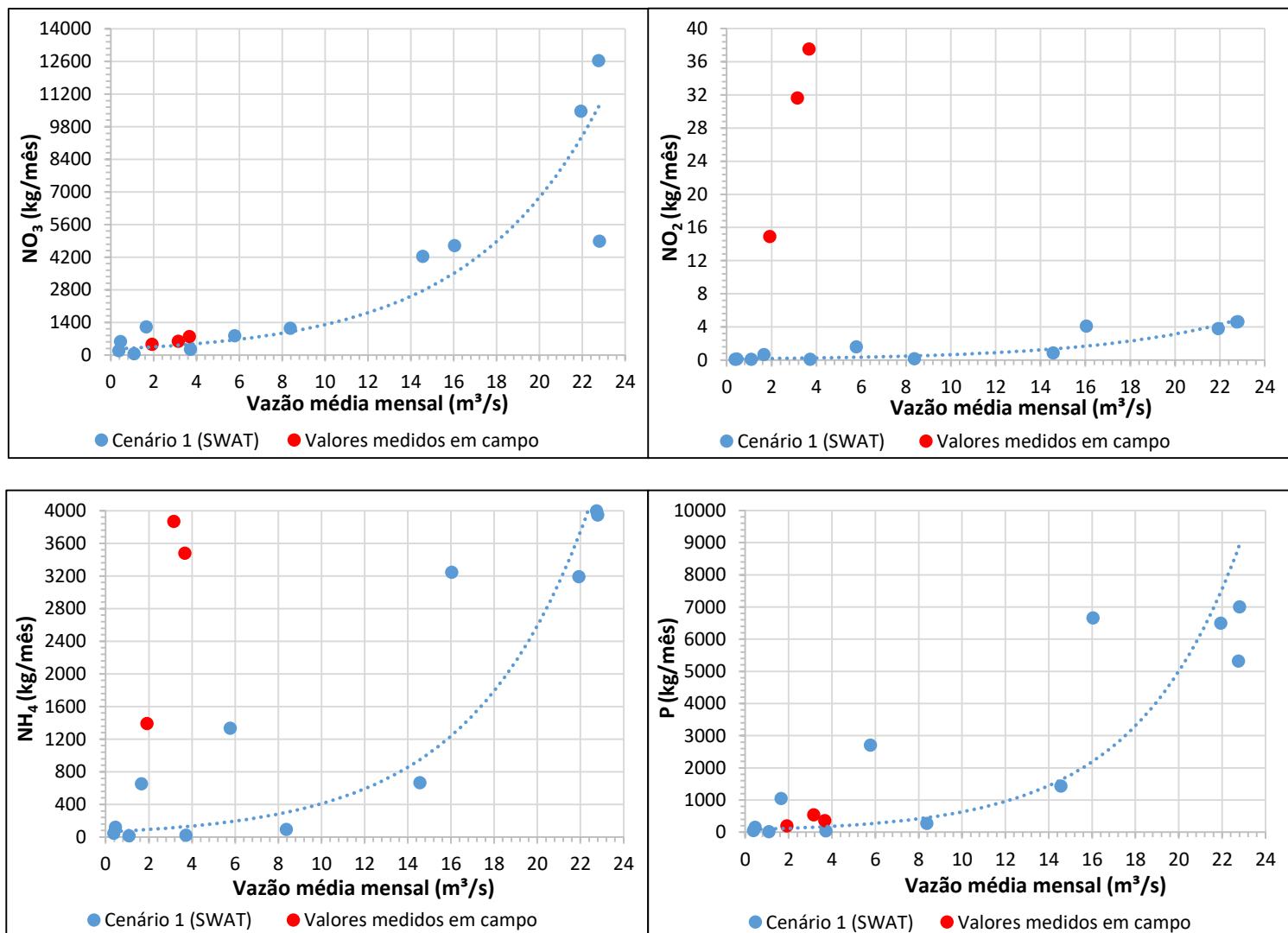


Fonte: Autor (2018)

As descargas de nutrientes, como apresentado na Figura 40, possuem valores mais elevados nos pontos 3 e 5, locais onde a vazão instantânea medida foi consideravelmente maior que nos outros pontos. Portanto, no ponto 3 a contribuição de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo para o reservatório do Bom Jardim, localizado logo a jusante, é maior que as dos outros pontos.

Comparou-se, também, as descargas na sub-bacia de contribuição 1, referentes ao cenário 1 (uso do solo de 2016), que foram simuladas pelo modelo SWAT, com as descargas medidas em campo, referentes à soma dos pontos 1, 2 e 3, que são efluentes ao reservatório (Figura 41).

Figura 41 – Comparação entre as descargas de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo simuladas pelo SWAT com os valores obtidos em medições de campo



Fonte: Autor (2018)

Optou-se por desconsiderar os pontos 4 e 5 pois estes encontram-se à jusante do reservatório, e como visto anteriormente, as simulações de descarga e aporte de nutrientes realizadas pelo SWAT não consideram os efeitos do reservatório, por isso seus resultados são relativos ao que chega na sub-bacia de contribuição 1 e não ao ponto de exutório da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

De acordo com a Figura 41, os valores de descarga de nitrato medidos em campo, que constituem o somatório dos pontos 1, 2 e 3, das 3 campanhas realizadas, encontram-se próximos a curva dos valores simulados para o cenário 1 no SWAT. Os valores das descargas medidos foram baixos, pois a medição aconteceu nos meses de estiagem, com vazões menores. Já os resultados do nitrito e do nitrogênio amoniacal, ficaram bem distantes dos resultados simulados pelo SWAT, apontando valores mais elevados.

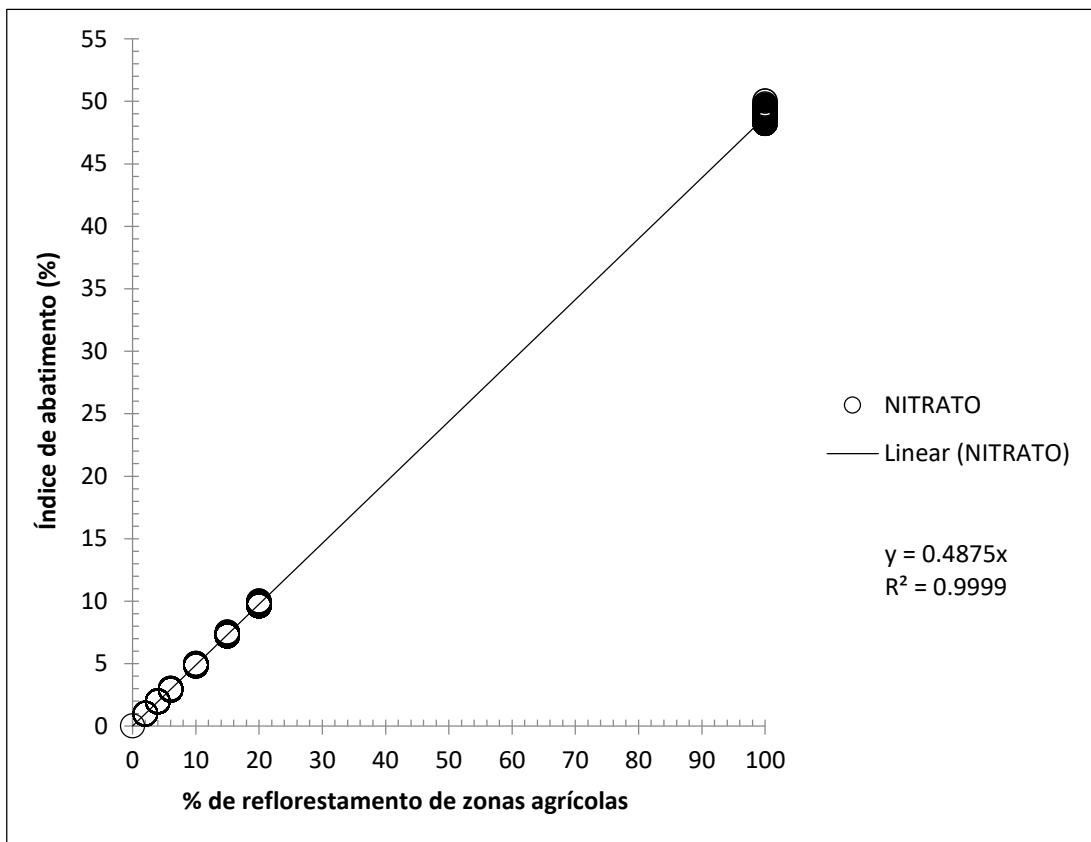
Um fato que pode explicar a discrepância nos valores medidos de nitrito e nitrogênio amoniacal, é que, no meio aquoso, o nitrogênio pode se apresentar em diversas formas, conforme seu grau de oxidação. O nitrogênio amoniacal se oxida formando o nitrito, que se oxida formando o nitrato (VON SPERLING, 2005). Assim, pode-se entender que quando um corpo d'água possui predomínio de nitrogênio orgânico e amoniacal, trata-se de uma poluição mais recente. Já, quando predomina-se nitrato, pode-se dizer que a poluição é mais antiga, já que este é o último estado de oxidação do nitrogênio.

Os valores das descargas de fósforo medidos em campo também apresentaram boa relação com os resultados obtidos com a simulação do SWAT. Os três valores encontram-se próximos da curva resultante da simulação. E assim como os compostos nitrogenados, os valores das descargas de fósforo medidos foram baixos, pois a medição aconteceu nos meses de estiagem, com vazões menores.

4.5 ÍNDICE DE ABATIMENTO – OU DE ATENUAÇÃO – DE NUTRIENTES NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

Os índices de abatimento dos nutrientes (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo mineral) que afluem até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim foram calculados em escala mensal. Este índice pode ser entendido como a redução percentual do aporte de nutriente, em comparação com o cenário 1 (atual). O índice de abatimento de nitrato está apresentado na Figura 42.

Figura 42 – Índice de abatimento de nitrato que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal)

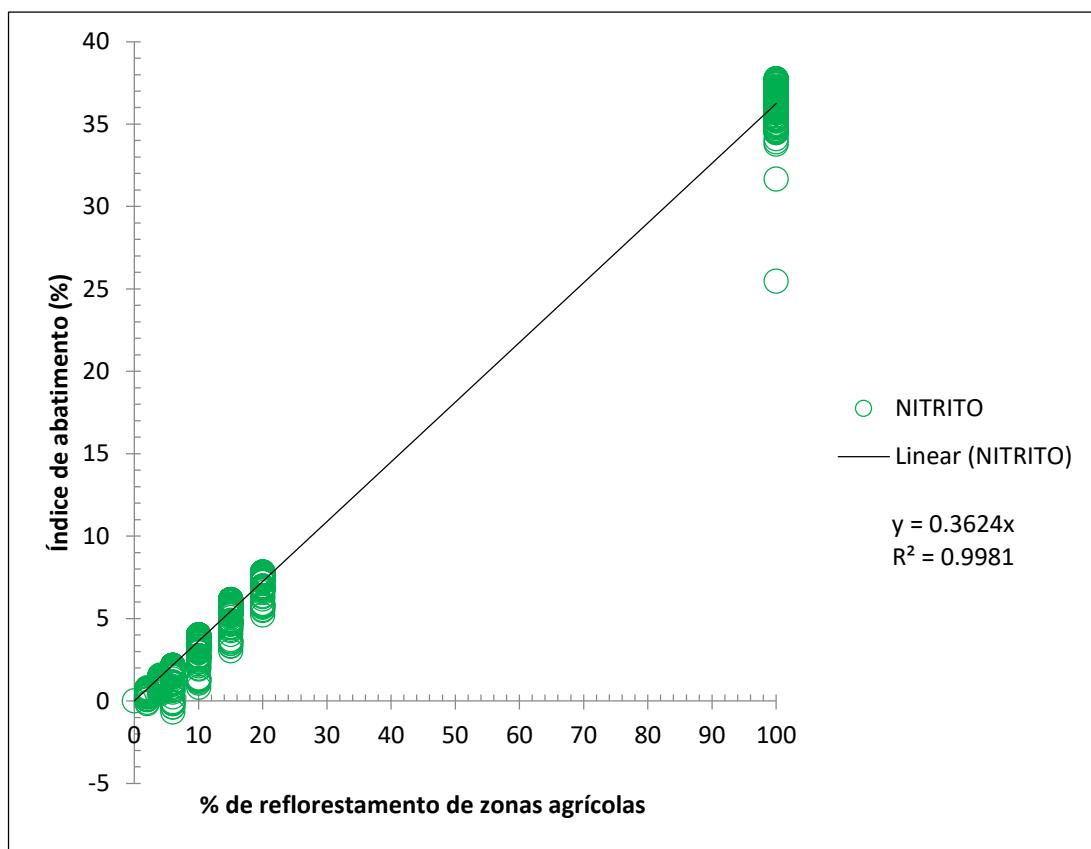


Fonte: Autor (2018)

Observando a Figura 42, nota-se que, como o coeficiente angular da reta é 0,4875, o índice de abatimento do nitrato é quase a metade da porcentagem de reflorestamento, ou seja, se houver o reflorestamento de 10% de uma área agrícola, haverá um abatimento mensal de 4,875% do aporte de nitrato que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

O índice de abatimento de nitrito que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim está apresentado na Figura 43.

Figura 43 – Índice de abatimento de nitrito que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal)

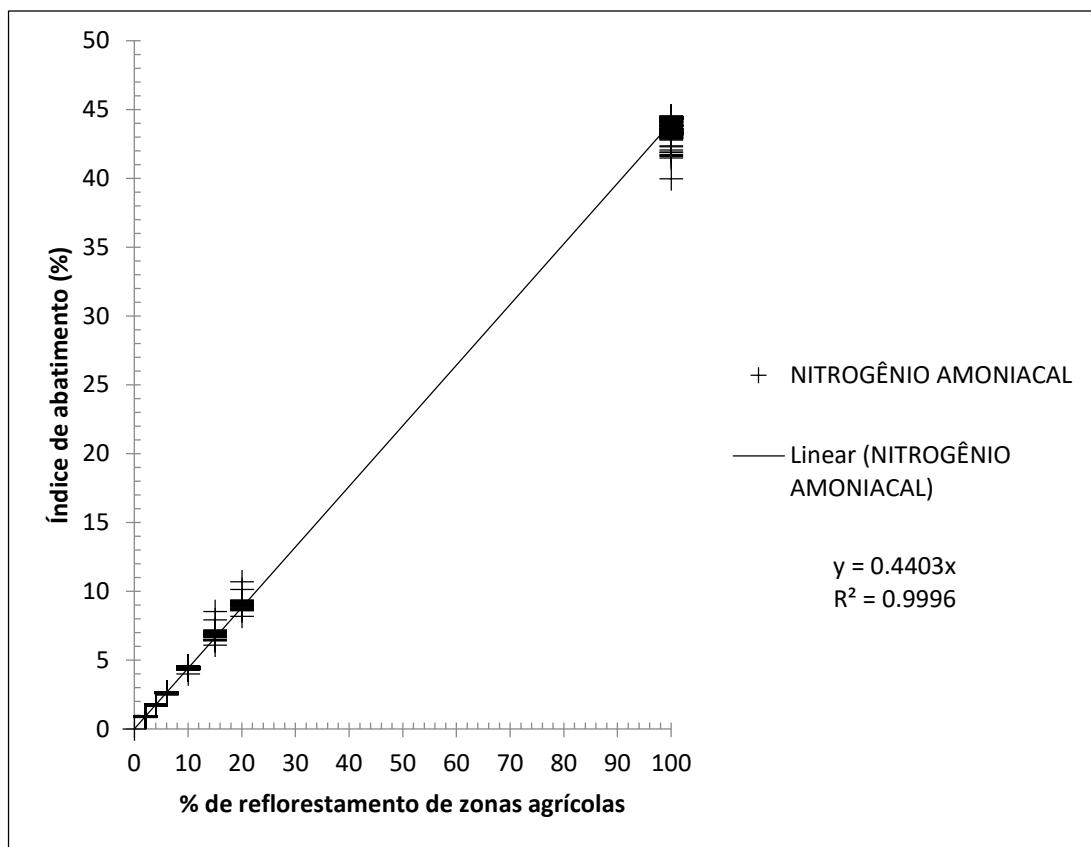


Fonte: Autor (2018)

O coeficiente angular da reta referente ao nitrito é de 0,3624, logo, se houver o reflorestamento de 10% de uma área de agricultura, haverá um abatimento de 3,624% ao mês no aporte de nitrito que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

O índice de abatimento de nitrogênio amoniacal que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim está apresentado na Figura 44.

Figura 44 – Índice de abatimento de nitrogênio amoniacal que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal)

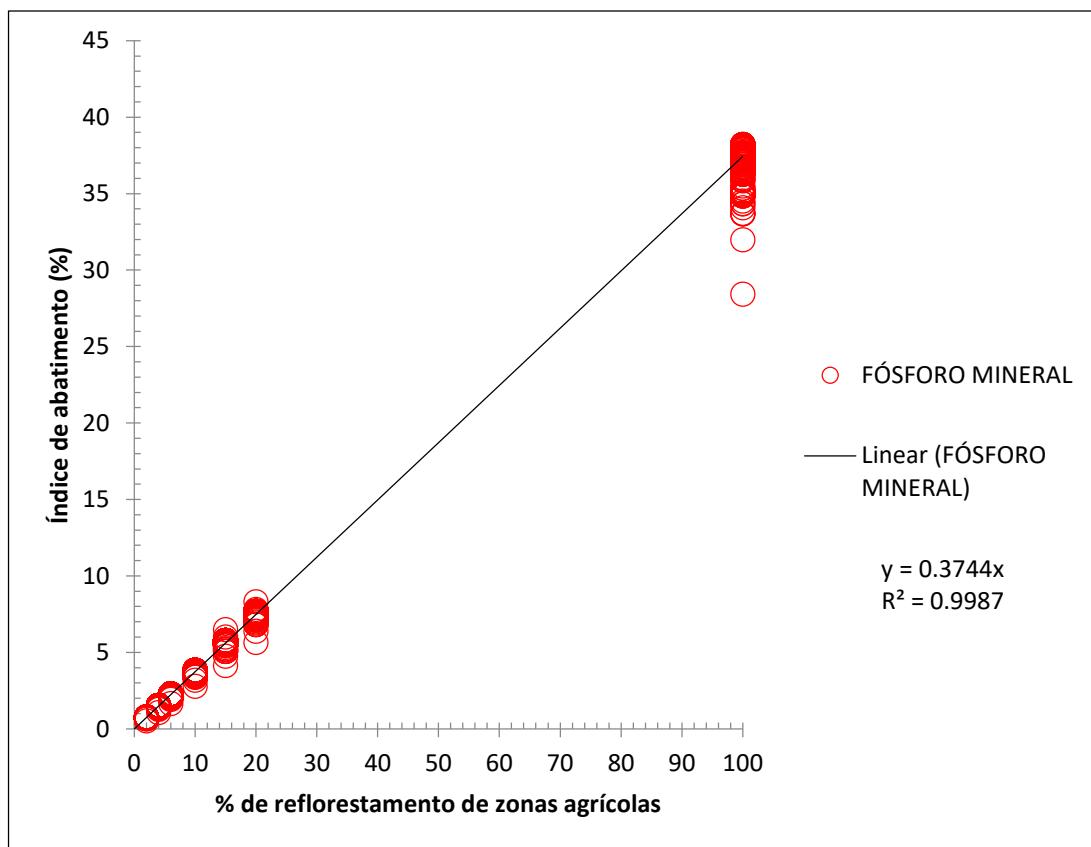


Fonte: Autor (2018)

O nitrogênio amoniacal apresenta coeficiente angular da reta igual a 0,4403. Isso indica que, se houver o reflorestamento de 10% de uma área de agricultura, ocorrerá o abatimento de 4,403% ao mês do aporte de nitrogênio amoniacal para a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

O índice de abatimento de fósforo mineral que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim está apresentado na Figura 45.

Figura 45 – Índice de abatimento de fósforo mineral que aflui até a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (escala mensal)



Fonte: Autor (2018)

O coeficiente angular da reta referente ao fósforo mineral é de 0,3744, indicando que, se ocorrer o reflorestamento de 10% de uma área agrícola, resultará em um abatimento de 3,744% ao mês no aporte de fósforo mineral que aflui para a sub-bacia de contribuição 1 da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

Verificando as Figuras 42, 43, 44 e 45, nota-se que o nitrato mostrou-se como o nutriente mais sensível à modificações, pois apresentou o maior coeficiente angular da reta, indicando que uma dada substituição por floresta consegue retribuir em uma maior atenuação deste nutriente.

Este indicador é especialmente interessante em termos práticos, uma vez que permite vislumbrar, de forma simples, a magnitude dos benefícios ambientais provocados pela aplicação de um ou mais cenários conservacionistas, podendo ser utilizado pelos órgãos gestores dos recursos hídricos, e até mesmo para auxiliar nos programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

CAPÍTULO 5

DIRETRIZES DE IMPLANTAÇÃO DE UM MODELO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) PARA A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

Após observar os resultados positivos para a diminuição de nutrientes na área de estudo, gerados por meio das simulações no SWAT, deu-se início a proposição de diretrizes para implantação de programas de PSA na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Os seguintes passos foram seguidos:

- Definição do serviço ambiental que será fornecido pelo programa.
- Definição dos provedores do serviço ambiental e das áreas onde será implantado o programa.
- Proposição de ações para que a provisão desse serviço seja garantida.
- Definição dos pagadores do serviço ambiental / formas de financiamento.
- Estimativa de um valor médio de transação para o serviço ambiental preservado.
- Contrato entre as partes.
- Estabelecimento de um sistema de monitoramento e fiscalização.

Os passos descritos anteriormente foram baseados na literatura e na revisão bibliográfica apresentada neste trabalho e adaptados para a realidade da região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim.

Definição do serviço ambiental:

A conservação dos serviços hídricos é o tipo de serviço ambiental mais adequado para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Apesar de todos os serviços prestados pela natureza serem importantes, os recursos hídricos desempenham um papel de destaque na referida sub-bacia. Como já apresentado nesse trabalho, o ribeirão Bom Jardim e seus afluentes são responsáveis

pelo fornecimento da água que abastece cerca de 50% da população do município de Uberlândia. O provimento de água em quantidade suficiente para atender a demanda e com qualidade adequada é fundamental para a manutenção desse sistema de captação. Além do uso para abastecimento público na área urbana de Uberlândia, o ribeirão Bom Jardim e os seus afluentes exercem papel importante para os produtores rurais que vivem na área de sua sub-bacia, fornecendo água para a irrigação, dessedentação de animais, lazer, paisagismo, entre outros usos.

Proposição de ações para que a provisão dos serviços hídricos seja garantida:

As principais ações para que a provisão dos serviços hídricos seja garantida é a proteção das nascentes e das áreas de vegetação natural. Outro ponto importante é a conscientização dos proprietários rurais e de toda a sociedade acerca do assunto.

Segundo o Código Florestal Brasileiro (2012), as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes são consideradas áreas de proteção, dispendo de um raio de 50 metros (BRASIL, 2012). Para que essas áreas sejam protegidas, é recomendado a instalação de cercas de arame em sua volta, com o objetivo de demarcação e também para que não haja invasão e pisoteio de gado.

Assim como as nascentes, as outras áreas de vegetação natural devem possuir cercas para a sua proteção. Se essas áreas apresentarem vegetação escassa ou degradada, seja pela presença de cultivos ou pastoreio, as mesmas deverão ser recuperadas. Essa recuperação consiste na implementação e manutenção da cobertura vegetal, além de práticas de conservação do solo.

Outro ponto a ser discutido é sobre a distribuição dessas áreas de vegetação natural. O mais recomendado é o plantio de mudas de espécies nativas em locais favoráveis para a formação de corredores de biodiversidade. Esses corredores possuem o objetivo de interligar os remanescentes florestais, evitando áreas isoladas.

A criação de mosaicos de vegetação nativa através de corredores tende a melhorar a resiliência e a conectividade dessas áreas, aumentando a biodiversidade ao longo da bacia hidrográfica (BROCKERHOFF et al., 2013).

O Cerrado possui várias fisionomias vegetais, desde campos limpos até cerradão, sendo este último caracterizado por vegetação densa e de porte maior. Muitas das vezes, as áreas próximas

aos cursos d'água são campos úmidos, geralmente sem árvores. Nesse tipo de vegetação natural do Cerrado, não se deve plantar árvores, mas sim preservar sua biodiversidade como ela é, mesmo que esta seja constituída apenas de ervas, capins ou outra espécie rasteira (DURIGAN et al., 2011).

Outras sugestões para assegurar o bom funcionamento do programa de PSA são:

- Promover a Educação Ambiental para toda a sociedade acerca do assunto.
- Instalação de placas, indicando que é uma área protegida integrada em um programa de PSA.
- Divulgação do programa de PSA. A divulgação é importante pois as pessoas, administradores, empresas, etc. tendem a apoiar programas que elas conhecem e possuem informações sobre o seu desenvolvimento.
- Implantação de sistemas agrosilvipastoris (integração lavoura/pecuária/floresta), pois são uma alternativa para o uso sustentável do solo, já que os mesmos podem proteger o solo contra erosão, além de aumentar sua fertilidade, sem deixar de lado a produção agropecuária.
- Implementação de bacias de infiltração, com o objetivo de reduzir o pico do escoamento, evitando perturbações a jusante.
- Terraceamento (cultivo em socalcos), técnica muito utilizada em terrenos inclinados, tem como principal finalidade o controle da erosão hídrica.

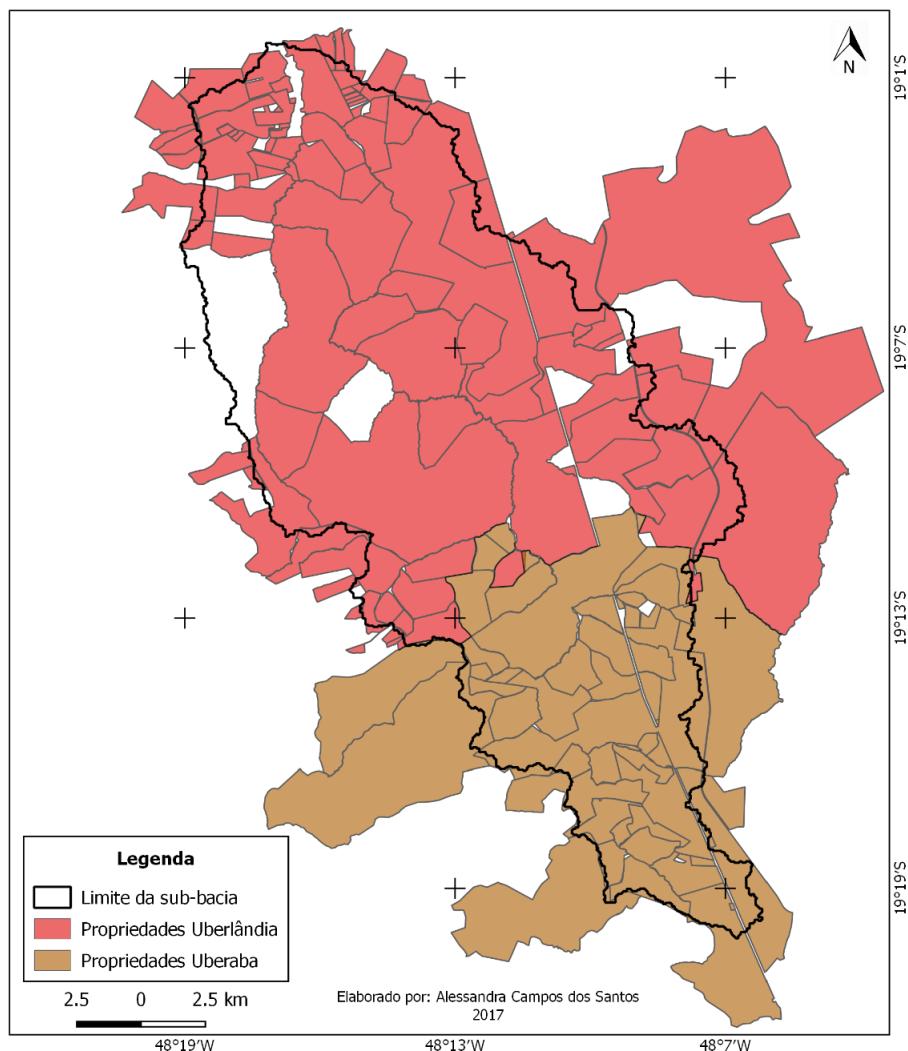
Foram listadas as práticas mais comuns, mas muitas outras ações também podem ser implementadas no programa de PSA, de acordo com a necessidade.

Provedores do serviço ambiental e escolha do local:

Os provedores do serviço ambiental são os proprietários rurais localizados dentro da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. São eles que, por meio da adoção das práticas e ações de conservação da água e do solo, vão garantir o fornecimento da água com qualidade e em quantidade.

Existem aproximadamente 154 imóveis rurais cadastrados dentro dos limites da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (Figura 46), segundo o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2017).

Figura 46 – Propriedades rurais cadastradas no SICAR dentro dos limites da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: SICAR (2017)

De acordo com a Figura 46, nota-se uma grande quantidade de propriedades rurais pertencentes a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. No extremo norte da sub-bacia e no extremo sul, observa-se uma quantidade maior de propriedades de pequeno porte. Já na região central é notório as propriedades de grande porte. Os espaços em branco, dentro do limite da sub-bacia, representam áreas que não possuem cadastro do SICAR, podendo ser propriedades rurais públicas ou privadas.

Como a implantação de um programa de PSA, geralmente, não é realizado em toda bacia de uma só vez, uma primeira opção é iniciar pelas regiões a montante do ribeirão. Depois, o programa se estende para as outras áreas da sub-bacia.

As regiões localizadas nas proximidades da nascente do ribeirão Bom Jardim são indicadas para participar do programa (o ribeirão tem sua nascente situada no extremo sul da sub-bacia). A ideia é começar pela cabeceira de drenagem, local onde o ribeirão começa, no alto curso, e posteriormente, expandir o programa para as áreas do curso médio até chegar no curso inferior, próximo a sua foz, no rio Uberabinha.

Esse trajeto de implementação do programa de PSA é uma opção interessante, pois o alto curso é a parte mais inclinada do ribeirão, fazendo com que o poder erosivo e de transporte de sedimentos e nutrientes seja mais intenso nessas regiões. A medida que a água chega no médio curso, essa intensidade diminui, ocorrendo a deposição dos materiais mais pesados. O curso inferior possui inclinação quase nula, o que diminui muito os processos erosivos e o transporte de materiais.

Outra opção para a escolha da região onde o programa de PSA deverá ser implementado, é observando as áreas mais críticas da sub-bacia, ou seja, as áreas onde a quantidade de nutrientes produzida é maior. No tópico 4.3 foram apresentadas as sub-bacias que mais produziram nitrogênio e fósforo, sendo estas localizadas na porção leste e sul da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. As simulações de cenários alternativos, substituindo agricultura por mata, foram realizadas nessas áreas, apresentando resultados com declínio na produção desses nutrientes a medida que a porcentagem de mata é aumentada.

Após a escolha das áreas prioritárias para implantação do programa de PSA, deve-se fazer um levantamento a respeito das propriedades rurais existentes nessas áreas. Muitos dos programas de PSA implantados no Brasil realizam entrevistas com os proprietários rurais, com o objetivo de traçar um perfil social dessas pessoas. A entrevista deve abranger o maior número de propriedades, com questionamentos a respeito do tamanho da propriedade, da sua principal renda, escolaridade, entre outros. As perguntas devem possuir uma linguagem de fácil entendimento e compreensão. Além do perfil social, as entrevistas servem para descobrir o interesse dos proprietários rurais de participar de programas de PSA.

Um estudo realizado por Silva, Santos e Almeida (2015), na microrregião de Uberlândia, mais especificamente no município de Monte Alegre de Minas, avaliou o potencial de implantação de um programa de PSA, com foco nos provedores de serviços ambientais. Os referidos autores realizaram entrevistas com os proprietários rurais de Monte Alegre, por meio de um questionário, contendo perguntas sobre a escolaridade, a renda, o tamanho da propriedade,

sobre o interesse em participar de um programa de PSA, entre outros. O questionário encontra-se descrito no Anexo C, podendo ser utilizado para caracterizar os proprietários que vivem na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, foco desse trabalho.

Após traçar o perfil social e das propriedades, os proprietários rurais mais indicados serão escolhidos para integrar o programa de PSA. Essa escolha deve ser realizada respeitando os objetivos do programa, além de requerer a formalização por meio de contrato entre as partes, ou seja, entre os pagadores e os provedores do serviço ambiental.

Fontes de financiamento (pagadores) e apoio:

O financiamento e o apoio para a implantação de programas de PSA podem ser provenientes de diversas partes. Foram propostas algumas fontes de incentivo, tanto técnico quanto monetário, para a execução de programas de PSA na região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, que são apresentadas a seguir.

A Prefeitura Municipal é a sede do poder executivo de Uberlândia, além de ser responsável pela preservação e melhoria do município e do bem-estar de seus cidadãos. É encarregada também pela administração dos impostos recolhidos no município e recebidos das esferas estadual e federal, além de promulgar e sancionar leis. A Prefeitura desempenha papel fundamental nos programas de PSA, como foi mostrado no caso de Extrema, onde os programas foram implementados por meio da aprovação de uma lei municipal. Outra forma de contribuição, seria a destinação de parte do orçamento municipal para a implantação e execução do PSA, além de todo suporte técnico que a Prefeitura pode oferecer, como disponibilização de pessoas, veículo para transporte, entre outros.

O Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Ecológico é uma boa alternativa para financiamento de programas de PSA. O ICMS Ecológico é um mecanismo fiscal, proveniente de um repasse obrigatório de parte dos valores do ICMS recolhido pelos estados.

Em Minas Gerais, o ICMS Ecológico é repassado aos municípios por meio do cálculo do Índice de Meio Ambiente (IMA), que se divide em Índice de Conservação, Índice de Saneamento Ambiental e Índice de Mata Seca. Os municípios recebem os recursos do ICMS de acordo com o cumprimento dos critérios estabelecidos por cada índice. Assim, os municípios que possuem

áreas destinadas à preservação e sistema de tratamento ou disposição final de lixo e de esgoto sanitário, ganham uma pontuação maior, logo recebem uma parcela maior dos recursos financeiros a título de compensação, o ICMS Ecológico (SEMAD, 2017b). Visto isso, a implantação de programas de PSA possibilita maior pontuação nos critérios ambientais exigidos, logo o município pode receber uma parcela maior de dinheiro, proporcionando mais subsídios para os programas.

A Cobrança pelo Uso da Água é um instrumento previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos e na Política Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais, e também é uma alternativa para o financiamento de programas de PSA. A sub-bacia do ribeirão Bom Jardim está inserida na bacia do rio Araguari, logo, a entidade responsável pela cobrança e pela destinação dos recursos é a Associação Multissetorial de Usuários de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (ABHA). Dos recursos arrecadados, 7,5% é destinado às despesas da agência, e os outros 92,5% são investidos em estudos, programas e obras que estejam inseridos no Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica (IGAM, 2017).

Outra opção de financiamento, é a empresa responsável pelo saneamento, o Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE). O DMAE é encarregado tanto pela captação de água para abastecimento, quanto pelo tratamento de esgoto do município. Teoricamente, quanto mais limpa a água chega na captação, mais simplificado poderá ser o seu tratamento. O DMAE já está envolvido no Programa Buriti de proteção e recuperação das nascentes da bacia do rio Uberabinha, o que o torna convedor das práticas de implantação e execução desses programas. Assim, além da contribuição financeira, o DMAE tem a capacidade de proporcionar auxílio técnico e a troca de experiências.

Como apresentado na revisão bibliográfica, a maior parte do financiamento dos programas de PSA da Costa Rica são provenientes do fundo governamental, por meio da arrecadação de 3,5% da receita dos impostos sobre a venda de combustíveis fósseis (PAGIOLA, 2008). Adequando essa ideia para a realidade da região de estudo em questão, uma alternativa seria uma taxa extra a ser cobrada na conta de água da população überlandense, já que a mesma se beneficia com a água proveniente do ribeirão Bom Jardim. Ao juntar a arrecadação de todas as residências, comércios e indústrias, essa taxa pode se tornar um valor considerável, podendo contribuir bastante para a implantação e execução dos programas de PSA.

O suporte financeiro também pode ser oriundo de empresas privadas que possuem compensações ambientais provenientes do processo de licenciamento ambiental de suas atividades. Isso porque, dependendo do porte e do grau poluidor/degradador de sua atividade, a empresa é obrigada a realizar compensações, como medidas mitigadoras dos impactos causados pelas suas atividades, restauração de áreas degradadas, restauração florestal, entre outros.

A compensação ambiental pode ser entendida como a substituição de um bem que será perdido ou modificado, por outro. Essa substituição deve ser proporcional ao dano causado, além da preferência pela implantação dessas medidas em área contínua à área afetada, ou, se isso não for possível, na mesma bacia hidrográfica (SÁNCHEZ, 2008).

A Lei Estadual nº 12.503, de 30 de maio de 1997 determina que as empresas concessionárias de serviços de abastecimento de água e de geração de energia elétrica devem investir um valor mínimo de 0,5% do total da receita apurada na proteção e na preservação ambiental da bacia hidrográfica em que estas realizam suas atividades (MINAS GERAIS, 1997).

Um exemplo de compensação ambiental na região do Triângulo Mineiro é o Parque Estadual do Pau Furado, entre os municípios de Uberlândia e Araguari. O parque foi criado por meio de uma determinação da Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), durante o processo de licenciamento ambiental do Complexo Energético Amador Aguiar (Usinas Hidrelétricas Capim Branco I e II).

Visto isso, a parceria com as empresas privadas torna-se bastante atrativa no que se diz respeito ao financiamento do programa de PSA. A realização de uma pesquisa mais aprofundada em relação as empresas instaladas na região e do seu interesse em participar do programa é uma etapa importante para a implantação do mesmo.

Outras formas de apoio são por meio de Organizações Não-Governamentais (ONG's) ligadas ao meio ambiente. Geralmente essas organizações apoiam e dão suporte a projetos e programas que visam a preservação e conservação da natureza. De modo geral, as ONG's possuem como missão promover, estimular e patrocinar projetos socioambientais, culturais e educacionais, por meio de protestos, palestras, apoio, entre outros. Também é recomendado um levantamento mais detalhado acerca dessas organizações e do interesse em participar de programas de PSA.

Além do financiamento monetário, a implantação de programas de PSA também exige apoio técnico para execução de obras, como plantação de mudas e colocação de cercas. Nesse sentido, as entidades apontadas para prestar o apoio técnico necessário são:

O Instituto Estadual de Florestas (IEF), que atua no desenvolvimento e na implementação de políticas florestal, de pesca, de recursos naturais renováveis e de biodiversidade no estado de Minas Gerais. O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que tem como área de atuação o planejamento e a promoção de ações voltadas para a provisão de água em quantidade e de qualidade no estado de Minas Gerais. E a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais (EMATER-MG), que tem como missão a de fornecer assistência técnica e extensão rural, com o objetivo de promover o desenvolvimento sustentável. Juntos, esses órgãos podem auxiliar nas questões técnicas dos programas de PSA.

A parceria com instituições de ensino também é um ponto importante a ser discutido para a implantação dos programas de PSA. Isto porque vai haver demanda de estudos sobre a caracterização da área, a qualidade da água, acompanhamento da fauna e da flora, entre outros. Esses estudos e trabalhos de campo podem ser realizados pela Universidade Federal de Uberlândia, por meio de projetos de pesquisa de graduação e de pós graduação. Além de ser um ponto positivo para o programa de PSA, também é uma forma de participação da comunidade acadêmica, o que pode agregar mais conhecimento para ambas as partes.

Valor médio de transação para o serviço ambiental:

Para se chegar no valor a ser pago pelo serviço ambiental, deve-se levar em consideração as variáveis ambientais, econômicos e sociais da região onde se pretende implantar o programa de PSA.

Para se calcular o valor do serviço ambiental, propõe-se a utilização do custo de oportunidade, ou seja, o custo provocado pelo não uso de um recurso. O ganho econômico proveniente do PSA deve compensar o custo de oportunidade da terra. Por exemplo, se um produtor rural deixa de utilizar uma área de cultivo ou de criação de gado em prol da preservação dos serviços ambientais, o valor recebido deve ser igual ou superior ao custo de oportunidade dessa terra.

O principal uso da terra na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim é a agricultura, em sua maioria de milho, soja e cana-de-açúcar. Para se calcular o custo de oportunidade do cultivo dessas culturas, deve-se descontar os custos operacionais do valor da produção. A média de produção

em Uberlândia e Uberaba é de 6.489 kg/ha de milho, 2.413 kg/ha de soja e 82.500 kg/ha de cana (IBGE, 2017b; IBGE, 2017c). Obtendo o valor da produção por hectare, é preciso descontar os custos operacionais dessa produção, como o investimento inicial, a tributação sobre o produto, mão de obra, máquinas e equipamentos, manutenção das máquinas e equipamentos, energia e combustível, transporte, fertilizantes, agrotóxicos, e qualquer outro custo que foi gerado durante a produção. Descontando todos os custos, é possível obter o real valor, ou seja, a renda líquida do produtor.

Essa renda líquida pode ser obtida por meio de entrevistas com os proprietários rurais, como já citado anteriormente, onde será levantado todas esses questionamentos a respeito da produção e dos custos. E também com base no mercado agrícola regional.

A partir do cálculo do custo de oportunidade por hectare para os usos da terra na sub-bacia, são estabelecidas algumas variáveis referentes ao nível de conservação da área pertencente ao programa de PSA e outras atividades sustentáveis presentes nas propriedades rurais, como mostrado na Tabela 12.

Tabela 12 – Valor do PSA de acordo com as variáveis ambientais

	Variáveis	Fator Multiplicador
APP	Estágio inicial	1
	Estágio médio	1,1
	Estágio avançado	1,3
Outra área com floresta	Estágio inicial	1
	Estágio médio	1,1
	Estágio avançado	1,2
Existência de corredores ecológicos		1,2
Prática da agricultura orgânica certificada		1,2
Existência de reserva privada na propriedade - Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)		1,3

Fonte: Adaptado de Castelo Branco (2015) e FGBPN (2011)

De acordo com a Tabela 12, percebe-se que o valor final do PSA é a soma dos fatores multiplicado pelo custo de oportunidade. Por exemplo, se um produtor possuir em sua fazenda uma APP em estágio avançado (1,3), outra área com floresta em estágio médio (1,1), praticar a agricultura orgânica (1,2) e existência de corredor ecológico (1,2), ele receberá 4,8 vezes o custo de oportunidade da terra por hectare.

Assim, o valor do PSA está representada pela Equações 17 e 18:

Quando a propriedade não apresenta as variáveis: $VALOR\ PSA = CO$ (17)

Quando a propriedade apresenta as variáveis: $VALOR\ PSA = CO * \sum f$ (18)

Na qual:

$VALOR\ PSA$ (R\$/ha/ano)

CO = custo de oportunidade (R\$/ha/ano)

$\sum f$ = somatório dos fatores multiplicadores, de acordo com as variáveis existentes na propriedade (Tabela 12)

Assim, o mínimo que o produtor rural receberá no programa de PSA será o valor do custo de oportunidade para a atividade desempenhada em suas terras. A remuneração é sempre proporcional ao serviço ambiental prestado e ao grau de conservação do serviço. O valor máximo que o produtor rural poderá receber será de 6,2 vezes o custo de oportunidade por hectare, se o mesmo possuir todas as variáveis descritas. Vale ressaltar que tanto as variáveis quanto os fatores multiplicadores podem sofrer alterações, de acordo com a necessidade e características da região.

O objetivo de remunerar de acordo com o estágio sucessional da vegetação, é favorecer aqueles produtores rurais que já possuem um histórico de preservação ambiental em suas propriedades, e também aqueles que praticam a agricultura orgânica sustentável. A presença de corredores ecológicos na propriedade também agrega valor ao PSA, já que são áreas que conectam remanescentes florestais, favorecendo a biodiversidade. E por último, a presença de RPPN, que é um tipo de Unidade de Conservação, onde o proprietário faz a desapropriação de uma área, destinando-a para proteção e conservação da natureza. O repasse do dinheiro aos produtores rurais vai depender de prévia inspeção da propriedade, para garantir que os objetivos estabelecidos estão sendo cumpridos.

É sempre bom lembrar que os provedores do serviço ambiental, ou seja, os proprietários rurais participantes do programa de PSA ganham muitos outros benefícios além do incentivo fiscal pago pela preservação do serviço ambiental, como o cercamento das áreas protegidas, a recuperação de APP's, recuperação de remanescentes florestais, assistência técnica, elaboração do mapa e de estudos de sua propriedade rural, tudo sem custo para o proprietário. Além disso,

o reconhecimento desses proprietários como agentes do desenvolvimento sustentável (CASTELO BRANCO, 2015).

O Quadro 7 mostra alguns exemplos de valoração dos serviços ambientais em programas de PSA implantados no Brasil, além das principais variáveis levadas em consideração para chegar a esses valores.

Quadro 7 – Valoração do serviço ambiental em alguns programas brasileiros

Programa de PSA	Valoração do serviço ambiental	Principais variáveis consideradas
Conservador de Águas – Extrema, MG	R\$176,00/ha/ano	Unidade Fiscal do Município de Extrema; Custo de oportunidade local; Área da propriedade
Produtor de Água Bacia PCJ – Nazaré Paulista e Joanópolis, SP	Variam entre R\$25,00 e R\$125,00/ha/ano	Valores de Referência de Abatimento da Erosão
Produtores de Água e Florestas Bacia Guandu – Rio Claro, RJ	Variam entre R\$10,00 e R\$60,00/ha/ano	Custo de oportunidade local; Áreas a serem restauradas; Áreas de conservação
Produtor de Água Bacia Benevente – Alfredo Chaves, ES	Variam entre R\$80,00 e R\$340,00/ha/ano	Declividade do terreno; Estágio de regeneração da floresta; Custo de oportunidade local; Valor de Referência do Tesouro Estadual
Produtor de Água Bacia Guandu – Afonso Cláudio e Brejetuba, ES	Variam entre R\$80,00 e R\$340,00/ha/ano	Declividade do terreno; Estágio de regeneração da floresta; Custo de oportunidade local; Valor de Referência do Tesouro Estadual
Oásis – Região metropolitana de São Paulo, SP	Variam entre R\$75,00 e R\$370,00/ha/ano	Custo de reposição; Índice de Valoração de Mananciais
Oásis – Apucarana, PR	Variam entre R\$93,00 e R\$563,00/ha/ano	Custo de oportunidade da terra; Qualidade ambiental das propriedades
Programa de Gestão Ambiental da Região dos Mananciais SOS Nascentes – Joinville, SC	Variam entre R\$175,00 e R\$577,00/ha/mês	Estabelecido como um percentual do salário mínimo
Produtor de Água do Rio Camboriú – Balneário Camboriú e Camboriú, SC	Variam até no máximo R\$2200,00/ha/ano	Custo de prevenção e de oportunidade; Estágio de conservação das áreas
Pipiripau – Planaltina de Goiás e Planaltina, GO e DF	Variam entre R\$80,00 e R\$200,00/ha/mês	Áreas ativas de rios e suscetibilidade à erosão; Custo de oportunidade da conservação
Corredores do Vale do Guaratinguetá (BHPS) – Guaratinguetá, SP	Variam entre R\$40,00 e R\$320,00/ha/mês	Custos de redução do abatimento da erosão; Custos de oportunidade da terra (baseado em valores de arrendamento)

Fonte: GUEDES; SEEHUSEN (2011)

Os valores apresentados no Quadro 7 variam bastante, mostrando que as variáveis consideradas são determinantes para se chegar a um valor coerente de acordo com a realidade de cada região.

Contrato entre as partes:

Dentro do programa de PSA, cada ator deve ter suas funções muito bem definidas, para que todas as metas, obrigações e deveres sejam cumpridos.

Os programas serão selecionados por meio de edital, o qual terá explicado todas as regras e orientações para o proprietário rural. Os proprietários que melhor se encaixarem nos requisitos e que apresentarem maiores benefícios para a bacia serão os escolhidos.

A realização de um contrato entre as partes, definindo as obrigações e deveres de cada um, também é de extrema importância. O repasse do dinheiro só deve ser feito se o que está definido no contrato foi cumprido pelo proprietário e pelo pagador dos serviços.

Sistema de monitoramento e fiscalização:

É recomendado a adoção de um sistema de monitoramento e fiscalização durante a implantação e execução do programa de PSA. O monitoramento vai assegurar que os termos firmados por ambas as partes estão sendo cumpridos, tanto a provisão do serviço ambiental quanto o pagamento pelo serviço.

As fiscalizações e monitoramentos poderão ter diversas finalidades, como análises da qualidade da água; monitoramento da fauna e da flora; certificação que as cercas estão em bom estado; acompanhamento do crescimento das mudas de espécies nativas plantadas nas áreas de recuperação; entre outras. Essa fiscalização, na maioria dos programas, é realizada por técnicos de órgãos ambientais, como o IEF, IGAM, SEMAD e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Todas essas instituições possuem locação no município de Uberlândia.

Por se tratar de um programa de PSA de conservação e preservação dos recursos hídricos, a realização de alguns monitoramentos específicos são interessantes, podendo ser executados por meio de indicadores, como por exemplo:

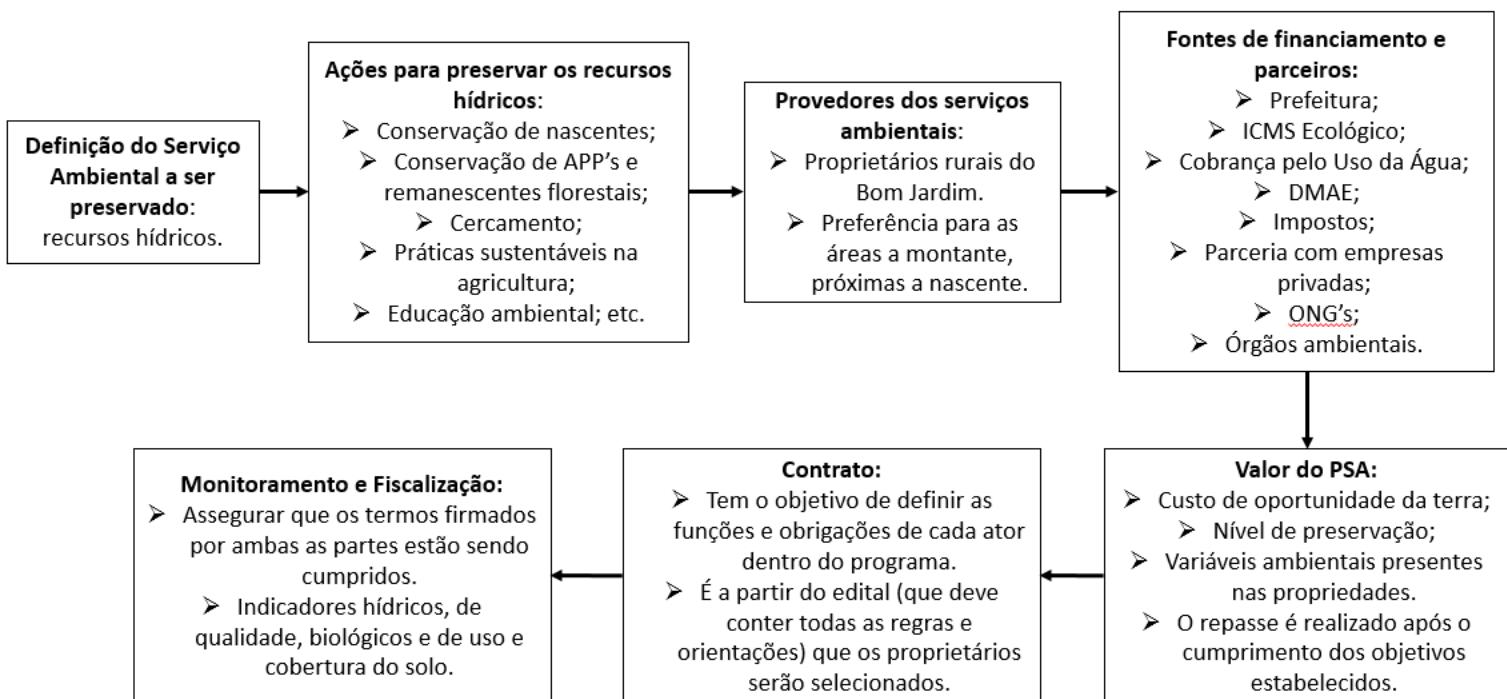
- Indicadores hídricos: monitoramento do fluxo de água no ribeirão Bom Jardim e em seus principais afluentes. O controle da vazão em diferentes pontos da sub-bacia é importante para a verificação da efetividade do programa de PSA, já que seu principal objetivo é a melhora na provisão de água. Neste sentido, recomenda-se a instalação de estações fluviométricas, para medição de níveis d'água, velocidades e vazões nos cursos d'água. Além de monitorar o fluxo da água, a estação fluviométrica traz outros benefícios, como o fornecimento de dados para estudos científicos.
- Indicadores de qualidade: monitoramento da qualidade da água no ribeirão Bom Jardim e em seus principais afluentes. Por se tratar de uma bacia que alimenta um reservatório de abastecimento de água, e por seu principal uso do solo ser a agricultura, é de suma importância o controle da qualidade da água. Recomenda-se o monitoramento dos parâmetros que constituem o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que é o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil. Fazem parte do IQA os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido; coliformes termotolerantes; pH; demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}); temperatura da água; nitrogênio total; fósforo total; turbidez; e resíduo total. Cada parâmetro possui um peso e um valor de qualidade, que são considerados para se chegar no valor final do IQA. Esse valor vai avaliar a qualidade da água, que varia desde ótima até péssima (ANA, 2017).
- Indicadores biológicos: monitoramento de espécies consideradas indicadoras de qualidade ambiental (bioindicadores). São espécies sensíveis às mudanças do ambiente e que vivem em uma condição ambiental particular. Por exemplo, existem espécies da ictiofauna que só conseguem viver em águas limpas e sem poluição, logo, a presença ou ausência dessas espécies indicam a qualidade da água. Esse monitoramento das espécies de peixes de água doce são realizados em laboratórios de biologia, mais especificamente de limnologia.
- Indicadores de uso e cobertura do solo: monitoramento das mudanças no uso e cobertura vegetal das áreas pertencentes ao programa de PSA, haja visto que a preservação e a recuperação dos remanescentes florestais constituem uma das principais atividades do programa. Esse acompanhamento da cobertura vegetal deve ser realizado para garantir que as áreas definidas estão sendo devidamente preservadas. O monitoramento pode ser feito por meio de imagens de satélite e checagens em campo.

Assim, a medida que o programa for sendo implantado, os cuidados com o monitoramento devem ser constantes, para avaliar os resultados gerados, verificar se há necessidade de alterações nos procedimentos, e, se cabível, a expansão do PSA para outras áreas.

Fluxograma operacional:

A Figura 47 a seguir mostra o fluxograma operacional simplificado dos passos que devem ser seguidos para implementação e execução de um programa de PSA, baseado no que foi discutido nesse tópico.

Figura 47 – Fluxograma operacional simplificado de um PSA para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim



Fonte: Autor (2018)

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O SWAT mostrou-se como um modelo bastante completo para avaliar e quantificar os principais processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica. As simulações realizadas neste trabalho apresentaram os principais componentes do ciclo hidrológico, como a precipitação, evapotranspiração, percolação, escoamentos superficial e de base.

A partir da metodologia implantada também foi possível quantificar a geração e o aporte de nitrogênio e fósforo na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim. Observou-se que, à medida que os cenários conservacionistas foram sendo implementados (substituição de áreas de agricultura por mata), houve uma diminuição desses nutrientes.

Em relação aos índices de abatimento de nutrientes, o nitrato mostrou-se como o mais sensível à modificações, pois apresentou o maior coeficiente angular da reta (0,4875), indicando que uma dada substituição por floresta consegue retribuir em uma maior atenuação deste nutriente. Este indicador é especialmente interessante em termos práticos, uma vez que permite prever a extensão dos benefícios ambientais provocados pela aplicação de um ou mais cenários conservacionistas, podendo ser utilizado pelos órgãos gestores dos recursos hídricos, e até mesmo para auxiliar nos programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

Como a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim não é instrumentada, ou seja, não há postos fluirométricos dentro dos seus limites, além da ausência de registros de estudos anteriores com valores de nitrogênio e fósforo, não foi possível realizar o processo de calibração e validação dos resultados obtidos pelas simulações do modelo SWAT.

Outro ponto que deve ser destacado é que não foram realizadas medições de vazão e análises da água em períodos chuvosos, apenas na época de estiagem. E o pequeno número de

campanhas (três) não permite uma caracterização completa da região estudada. Assim, recomenda-se, para trabalhos futuros, a continuação das análises de água e medição da vazão nos pontos de amostragem, com o objetivo de construir o traçado de uma curva-chave para a descarga dos nutrientes.

As diretrizes propostas para implantação de programas de PSA foram obtidas por meio da revisão da literatura. Foi possível observar que, o sucesso do PSA depende principalmente do bom planejamento e da inclusão das características locais da região e dos proprietários. O comportamento da geração de nutrientes associado ao principal uso do solo na sub-bacia do ribeirão Bom Jardim (a agricultura), além da associação direta com outros poluentes como partículas sólidas do solo, defensivos agrícolas, entre outros, induz a compreensão da relevância da implantação de programas de PSA na área estudada, a fim de manter as áreas de mata protegidas, e, consequentemente, melhorar a qualidade da água.

Por se tratar de uma súmula de PSA para a sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, elaborada a partir de embasamento teórico, as diretrizes de implantação de programas de PSA devem ser mais estudadas e adaptadas de acordo com a necessidade. Desta forma, um estudo mais detalhado da região, das propriedades rurais e demais características é fundamental para a criação e execução de um programa deste tipo.

Devido à falta de postos pluviométricos e fluviométricos, à grande dificuldade na obtenção de dados e à ausência de trabalhos que utilizaram o modelo SWAT na região da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, recomenda-se estudos mais detalhados, com o objetivo de formar um banco de dados pedológico, de uso e ocupação do solo, de parâmetros climáticos, meteorológicos, hidrosedimentológicos e de nutrientes, pois são parâmetros fundamentais para que as simulações realizadas com o SWAT, ou com outro modelo computacional, sejam confiáveis e apresentem resultados condizentes com a realidade.

O presente trabalho foi o primeiro a estudar e quantificar as cargas de nutrientes da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim, utilizando modelagem hidrológica e propondo cenários conservacionistas de uso e ocupação do solo. Apesar das dificuldades enfrentadas, principalmente em relação à disponibilidade de dados, espera-se que as pesquisas na referida sub-bacia tenham continuidade, já que se trata de uma região tão relevante para o município de Uberlândia.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733-752, mai. 2015.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Indicadores de Qualidade:** Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 10 set. 2017.

_____. **Programa Produtor de Água.** Disponível em: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2016.

_____. **Bacias Hidrográficas.** Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/default.aspx>>. Acesso em: 4 nov. 2015.

_____. **Lei das Águas.** Brasília: Agência Nacional de Águas, 2014. 40 p., il. Inclui índice.

_____. **Atlas Brasil:** abastecimento urbano de água. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2010. 52 p., il., Inclui índice. CDU 644.6 (81)(084.4).

_____. **Programa Produtor de Água.** Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Usos Múltiplos, Brasília, DF, 2008.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 69-75, jan. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100010>

ANGSTROM, A. Solar and terrestrial radiation. Report to the international commission for solar research on actinometric investigations of solar and atmospheric radiation. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 50, n. 210, p. 121-126, abr. 1924. <https://doi.org/10.1002/qj.49705021008>

ARAÚJO, R. S. et al. Water resource management: a comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815-828, abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.098>

ARNOLD, J. G. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation Version 2012.** 650 p. Texas Water Resources Institute TR-439. 2013.

ARNOLD, J. G. et al. **SWAT:** Model use, calibration, and validation. Biological Systems Engineering: Papers and Publications – University of Nebraska-Lincoln. 2012.

ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, fev. 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MT.** 2005. 148 f. Dissertação (Pós Graduação em Física e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BENSUSAN, N. **Seria melhor mandar ladrilhar? Biodiversidade:** como, para que, e por que. 2 ed. Brasília: Universidade de Brasília, 2008. 428 p., il., Inclui índice. ISBN: 9788523010102.

BERTOL, O. J. et al. **Série de Cadernos Técnicos da Agenda Parlamentar - Manejo e conservação do solo e da água.** Conselho Regional de Engenharia e Agronomia do Paraná (CREA-PR), 2016.

BERTONI, J; LOMBARDI NETTO, F. **Conservação do solo.** 3 ed. São Paulo, SP: Ícone, 1990. 355 p., il. ISBN: 8527401436.

BEVEN, K. Riverine Flooding in a Warmer Britain. **The Geographical Journal**, v. 159, n. 2, p. 157-161, jul. 1993. <https://doi.org/10.2307/3451405>

BHUYAN, S. J. et al. An integrated approach for water quality assessment of a Kansas watershed. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, n. 5, p. 473-484, jun. 2003. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00021-5](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00021-5)

BONUMÁ, N. B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil.** 2011. 136 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 5.487 de 2009.** Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/sileg/integras/667325.pdf>>. Acesso em: 22 jan. 2016.

_____. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997.** Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 10 nov. 2015.

_____. Agência Nacional de Águas (ANA). **Portaria nº 196, de 30 de agosto de 2013.** Manual Operativo, 2ª edição – Programa Produtor de Água.

_____. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 15 mai. 2017.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water

Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, jun. 2015.

BRITO, J. L. S. Os solos da bacia do ribeirão Bom Jardim e suas relações com relevos e os recursos hídricos, Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 3, n. 7, p. 20-40, 2002.

BRITO, J.L.S. **Adequação das potencialidades do uso da terra na Bacia do ribeirão Bom Jardim no Triângulo Mineiro (MG)**: Ensaio de Geoprocessamento. 2001. 184 p. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43-50, ago. 2013.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, ago. 2006.

CARVALHO-SANTOS, C. C. et al. Ecosystem services and biodiversity conservation under forestation scenarios: options to improve management in the Vez watershed, NW Portugal. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 6, p. 1557-1570, ago. 2016.

CASTELO BRANCO, M. R. **Pagamento por Serviços Ambientais**: da teoria à prática. Rio Claro, RJ: ITPA, 2015. 188 p., il. 21x23 cm. ISBN: 78-85-69611-00-4.

CASTRO, K. B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. 2013. 141 f. Dissertação (Instituto de GeociênciA Aplicada – Geoprocessamento e Análise Ambiental) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

CASTRO, J. E. A gestão da água na América Latina. **Desafios do desenvolvimento**, Brasília, ano 9, n. 74, out. 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Drenagem Urbana**. Manual de Projeto. São Paulo, 1982.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, DF, 2005.

CHAVES, M. A. **Modelos digitais de elevação hidrologicamente consistentes para a bacia Amazônica**. 2002. 132 f. Tese (Pós Graduação em Ciência Floresta) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

CLAASSEN, R., et al. Agri-environmental policy at the crossroads: Guideposts on a changing landscape. **Economic Research Service/USDA**, n. 794, p. 1-65, jan. 2001.

COLLISCHONN, B.; TUCCI, C. E. M. Relações Regionais entre Precipitação e Evapotranspiração Mensais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n.3, p. 205-214, jul./set. 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p205-214>

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE UBERLÂNDIA (DMAE). **Água - Mananciais de abastecimento de Uberlândia**. Disponível em: <<http://www.dmae.mg.gov.br/?pagina=Conteudo&id=766>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE UBERLÂNDIA (DMAE). **Desenvolvimento e sustentabilidade da bacia hidrográfica do rio Uberabinha: Ações de Conservação de Água e Solo**. Uberlândia, MG, julho de 2015.

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE UBERLÂNDIA (DMAE). **Programa Buriti - Proteção às Nascentes**. Disponível em: <<http://www.dmae.mg.gov.br/?pagina=Conteudo&id=1161>>. Acesso em: 10 mai. 2017.

DURIGAN, G. et al. **Manual para recuperação da vegetação de Cerrado**. 3 ed. São Paulo: SMA, 2011. 19 p., il color. Inclui índice.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Embrapa milho e sorgo**. Disponível em: <<http://www.cnpmgs.embrapa.br/irriga/ajudairriga.html>>. Acesso em: 10 mai. 2017a.

_____. **Agência Embrapa de Informação Tecnológica**: Plantio da cana-de-açúcar. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_33_711200516717.html>. Acesso em: 10 mai. 2017b.

_____. **Latossolos**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_11_22_12200611540.html>. Acesso em: 20 dez. 2017c.

_____. **Neossolos Flúvicos**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz246ynf0t.html>. Acesso em: 20 dez. 2017d.

_____. **Cultivares de Soja**: Minas Gerais e região central do Brasil. EMBRAPA Soja Londrina, PR, 2010.

EXTREMA. **Lei Municipal nº 2.100 de 21 de dezembro de 2005**. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Lei-2100-05_Extrema-MG.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2017.

FAGANELLO, C. R. F. **Fundamentação da cobrança pelo uso da água na agricultura irrigada, na microbacia do Ribeirão dos Marins, Piracicaba/SP**. 2007. 133 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.

FAO Irrigation and Drainage Paper n° 56: Crop Evapotranspiration. FAO, Water Resources, Development and Management Service. 333 p. 2009.

FELTRAN FILHO, A. A estruturação das paisagens nas chapadas do Oeste Mineiro. 1995. 251 f. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

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

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.032>

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA (FGBPN). Projeto Oásis. Disponível em: <<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/o-que-fazemos/oasis/pages/default.aspx>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA (FGBPN). Projeto Oasis São Paulo: Resumo Executivo. Curitiba, PR, 2011.

GASSMAN, P. W. et al. The Soil and Water Assessment Tool: development, applications, and future research directions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, p. 1211-1250, 2007. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>

GHORABA, S. M. Hydrological modeling of the Simly Dam watershed (Pakistan) using GIS and SWAT model. **Alexandria Engineering Journal**, v. 54, n. 3, p. 583-594, set. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.05.018>

GLAVAN, M.; PINTAR, M. Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats of Catchment Modelling with Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model. **Water Resources Management and Modeling**. Dr. Purna Nayak (Ed.). ISBN 978-953-51-0246-5. InTech, 2012.

GREEN, W. H.; AMPT, G. A. Studies on soil physics. **Journal of Agricultural Sciences**, Cambridge, v. 4, n. 1, p. 1-24, mai. 1911.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica:** lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, 2011. 272 p., il. color, 29 cm. ISBN 978-85-7738-157-9.

GUSMÃO, A. V. P. Problemas ambientais globais e a compensação por serviços ambientais como alternativa para a proteção do capital social e ecológico. **Jus Navigandi**, Teresina, v. 9, n. 589, fev. 2005.

HACKEL, H. **Meteorologie**. 4 ed. Stuttgart: UTB. ISBN: 978-3-8252-3700-4. 1999.

HE, C. Integration of geographic information systems and simulation model for watershed management. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, n. 8-9, p. 809-813, out./nov. 2003. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00080-X](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00080-X)

HIDROWEB. **Pesquisar Estações**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 10 out. 2016.

HUANG, J. HUANG, Y. PONTIUS JR. R. G., ZHANG, Z. Geographically weighted regression to measure spatial variations in correlations between water pollution versus land use in a coastal Watershed. **Ocean & Coastal Management**, v. 103, p. 14-24, jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.10.007>

HUPFFER, H. M.; WEYERMÜLLER, A. R.; WACLAWOVSKY, W. G. Uma análise sistêmica do princípio do protetor-recebedor na institucionalização de programas e compensação ambiental por serviços ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 14, n. 1, p. 95-114, jan./jun. 2011. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2011000100006>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapas**. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 jan. 2017a.

_____. **Produção agrícola – lavoura temporária Uberaba 2015**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/mg/uberaba/pesquisa/14/10193?ano=2015>>. Acesso em: 10 abr. 2017b.

_____. **Produção agrícola – lavoura temporária Uberlândia 2015**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/mg/uberlandia/pesquisa/14/10193?ano=2015&indidor=10370>>. Acesso em: 10 abr. 2017c.

_____. **IBGE Cidades – Extrema**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/mg/extrema/panorama>>. Acesso em: 10 mar. 2017d.

_____. Sala de Imprensa. **Estudo inédito do IBGE mostra as mudanças na cobertura e uso da terra e aponta redução nas pastagens naturais e florestas**. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias.html?view=noticia&id=1&idnoticia=2996&busca=1&t=estudo-inedito-ibge-mostra-mudancas-cobertura-uso-terra-aponta-reducao-pastagens-naturais>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

_____. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p., il. Inclui índice. ISBN 978-85-240-4307-9.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Cobrança pelo uso de Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/gestao-das-aguas/cobranca-pelo-uso-de-recursos-hidricos>>. Acesso em: 15 jun. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Divisão de Geração de Imagens (DGI): **Catálogo de Imagens**. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>>. Acesso em: 01 ago. 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **TOPODATA – Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 05 jan. 2017.

JINSOO, K. SOYOUNG, P. Potential Effects of Urban Growth under Urban Containment Policy on Streamflow in the Gyungan River Watershed, Korea. **Journal of the Korean Society of Surveying, Geodesy, Photogrammetry and Cartography**, v. 33, n. 3, p. 163-172, jun. 2015.

KING, N.; LETSAOLO, A.; RAPHOLO, B. Developing markets for watershed protection services and improved livelihoods in South Africa. **International Institute for Environment and Development**, London, 77 p., nov. 2003.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LAM, Q. D.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 2, p. 317-325, fev. 2010.

<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.10.004>

LAMBA, J. et al. Effect of best management practice implementation on sediment and phosphorus load reductions at subwatershed and watershed scale using SWAT model. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 4, p. 386-394, dez. 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.06.004>

LESSA, L. G. F. et al. Modelo hidrológico swat na determinação das perdas de solo na bacia hidrográfica do rio pardo – Botucatu/SP. **Revista Energia na Agricultura**, v. 28, n. 3, p. 170-178, jul./set. 2013. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2013v28n3p170-178>

LIMA, J.E.F.W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado**. 2010. 312 f. Tese de Doutorado, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2010.

LIU, R. et al. Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 379-388, fev. 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.024>

LLOYD, C. D. Assessing the effect of integrating elevation data into the estimation of monthly precipitation in Great Britain. **Journal of Hydrology**, v. 308, n. 1-4, p. 128-150, jul. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.10.026>

LU, G. Y. ; WONG, D. W. An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 9, p. 1044-1055, set. 2008.

<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.07.010>

MANSON, S. T. et al. Geographic Information Systems and Remote Sensing. **International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences (Second Edition)**, p. 64-68, 2015. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097086-8.91027-4>

MEHAFFEY, M. H. et al. Linking land cover and water quality in New York City's water supply watersheds. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 107, n. 1-3, p. 29-44, mar. 2005. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-2018-5>

MEIYAPPAN, P. et al. Spatial modeling of agricultural land use change at global scale. **Ecological Modelling**, v. 291, p. 152-174, nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.027>

MICOL, L.; ANDRADE, J.; BORNER, J. **Redução das emissões do desmatamento e da degradação florestal (REDD): potencial de aplicação no Estado de Mato Grosso**. 20 ed. Cuiabá: Instituto Centro de Vida, 2008. 92 p., il., 23 cm. Inclui índice. CDD 634.956.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: Mountain Systems. Washington: Island Press and World Resources Institute, 2005. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.293.aspx.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

MINAM. Compensación por servicios ecosistémicos: Lecciones aprendidas de una experiencia demonstrativa. Las microcuencas Mishiquiyacu, Rumiacu y Almendra de San Martín, Perú. Lima: Ministerio del Ambiente, 2010. 106 p.

MINAS GERAIS. Lei nº 12.503 de 30 de maio de 1997. Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=627>>. Acesso em: 10 mai. 2017.

MORAES, J. L. A. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como instrumento de Política de Desenvolvimento Sustentável dos Territórios Rurais: o projeto Protetor das águas de Vera Cruz, RS. **Sustentabilidade em Debate**, v. 3, n. 1, p. 43-46, 2012.

MOTA, S. Gestão Ambiental de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro: ABES, 2008. 343 p., 3 ed. Inclui índice. ISBN: 978-85-7563-356-4.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009.** Texas Water Resources Institute - Technical Report n. 406, set. 2011.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p.712-724, mai. 2008.

PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. **World Development**, v. 33, n. 2, p. 237-253, fev. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.011>

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G. **Pagos por servicios ambientales.** Para apresentação no Tercero Congreso Latinoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Foro Regional sobre Sistemas de Pago por Servicios Ambientales. Arequipa, p. 9-12, jun. 2003.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Diffuse Surface Water Pollution: Driving Factors for Different Geoclimatic Regions. **Water Resources Management**, v. 25, p. 3635-3660, jul. 2011. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9874-2>

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

PFAFSTETTER, O. **Chuvas intensas no Brasil**: relação entre precipitação, duração e frequencia de chuvas, registradas com pluviógrafos, em 98 postos meteorológicos. 2 ed. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Obras de Saneamento, 1982. 426 p.

PINTO, D. B. F. **Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica na Serra da Mantiqueira, MG**. 2011. 227 f. Tese (Pós Graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

PORRAS, I. et al. **Learning from 20 years of Payments for Ecosystem Services in Costa Rica**. International Institute for Environment and Development (IIED). Shaping Sustainable Markets. 76 f. ISBN: 978-1-84369-855-5. 2013.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, jun. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200004>

PREFEITURA MUNICIPAL DE EXTREMA. **Projeto Conservador das Águas**. Disponível em: <<http://www.extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/Projeto-Conservador-das-aguas-versao-fevereiro-de-2016.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2017.

RESENDE, T. M.; ROSOLEN, V. Impactos da conversão de uso e manejo do solo do Cerrado utilizando dados de carbono total isotópico. **GEOUSP: Espaço e Tempo**, v. 17, n. 33, p. 39-52, 2013. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2013.74300>

RIBEIRO, S. C. et al. Estimativa do abastecimento de erosão aportado por um sistema agrossilvipastoril e sua contribuição econômica. **Revista Árvore**, v. 31, n. 2, p. 285-293, mar./abr. 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000200011>

RIBEIRO, C. B. M.; BRESSIANI, D. A.; ROTUNNO FILHO, O. C. Modelagem hidrológica de vazões na bacia Amazônica utilizando o modelo SWAT. In: XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 2015. Brasília. **Anais...** Brasília, DF: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015, p. 1-8.

RITCHIE, J. T. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. **Water Resources Research**, v. 8, n. 5, p. 1204-1213, out. 1972. <https://doi.org/10.1029/WR008i005p01204>

ROSA R. et al. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia-MG. **Sociedade e Natureza**, v. 3, n. 5, p. 91-108, jan./dez. 1991.

SALTON, J. C.; TOMAZI, M. **Sistema radicular de plantas e qualidade do solo.** Comunicado Técnico 198, ISSN 1679-0472, Dourados, MS, 2014.

SÁNCHEZ, L. H. **Avaliação de Impactos Ambientais:** conceitos e métodos. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008. 584 p., il. 21x28 cm. ISBN 978-85-86238-79-6.

SANTOS, P. et al. **Marco regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil.** Belém: AMAZON; FGV, 2012. 76 p., il., 28 cm. Inclui índice. ISBN 978-85-86212-45-1.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5-18, out./dez. 2005.

<https://doi.org/10.21168/rbrh.v10n4.p5-18>

SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1569-1578, set./out. 2006. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DE MINAS GERAIS (SEMAD). **Outorga**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.mg.gov.br/outorga/relacao-de-processos-formalizados>>. Acesso em: 10 abr. 2017a.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DE MINAS GERAIS (SEMAD). **ICMS Ecológico**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.mg.gov.br/icms-ecologico>>. Acesso em: 10 abr. 2017b.

SELIGMAN, N. G.; VAN KEULEN, H. PAPRAN: A simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen. In: **SIMULATION OF NITROGEN BEHAVIOUR OF SOIL-PLANT SYSTEMS**. Wageningen. **Anais...** Wageningen, Guéldria: Proc. Workshop, 1981, 29 p.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica dos recursos ambientais.** Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997. 254 p.

SEROA DA MOTTA, R.; RUITENBEEK, J.; HUBER, R. **Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe:** lições e recomendações. Rio de Janeiro: IPEA, 1996. 61 p. Texto para discussão nº 440.

SHEN, Z. Y. et al. Assessment of nitrogen and phosphorus loads and causal factors from different land use and soil types in the Three Gorges Reservoir Area. **Science of the Total Environment**, v. 454-455, p. 383-392, jun. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.036>

SILVA, B. F. **Análise dos parâmetros do modelo hidrossedimentológico SWAT na bacia hidrográfica do córrego Samambaia, Goiânia-GO.** 2015. 134 f. Dissertação (Pós

Graduação em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

SILVA, C. R.; BRESSIANI, G. M.; CRESTANA, S. Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para estimar produção de sedimento e nutrientes na microbacia experimental da EMBRAPA Pecuária Sudeste. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA. 2014. São Carlos. *Anais...* São Carlos, SP: SIAGRO, 2014, p. 609-612.

SILVA, A.; JOVIANO, P. E. A. Pagamento por serviços ambientais (PSA): princípio do protetor-recebedor. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE DIREITO CONSTITUCIONAL E CIDADANIA. 2012. Londrina. *Anais...* Londrina, PR: IDCC - Instituto de Direito Constitucional e Cidadania, 2012, p. 28-32.

SILVA, R. F.; SANTOS, A. C.; ALMEIDA, M. R. R. E. Análise do Potencial de Implantação de Projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) na Microrregião de Uberlândia: Enfoque nos Potenciais Provedores. In: 28º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2015. Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, RJ: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL (SICAR). **Imóveis**. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em: 19 set. 2017.

SOIL CONSERVATION SERVICE – SCS. **Section 4: Hydrology**. In: NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK. 1972

SOUZA et al. Estudo do Meio Físico na Avaliação de Bacias Hidrográficas Utilizadas como Mananciais de Abastecimento. In: GESTÃO INTEGRADA DE MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO EUTROFIZADOS. 2005. Curitiba. *Anais...* Curitiba, PR: SANEPAR - Finep, 2005, p. 123-158.

SOUZA, R. M.; SANTOS, I.; KOBIYAMA, M. O Modelo SWAT como Ferramenta para a Gestão de Recursos Hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 2009. Campo Grande. *Anais...* Campo Grande, MS: ABRH, 2012, 14 p.

SREEDEVI, P. D. et al. Drainage morphometry and its influence on hydrology in an semiarid region: using SRTM data and GIS. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 2, p. 839-848, set. 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2172-3>

SWAT – SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL. **Software**. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/software/>>. Acesso em: 05 jan. 2017.

TOPODATA. **Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS; ABRH, 2000. 943 p., il., 21 cm. Inclui índice. ISBN 85-7025-298-6.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Hydrologic Soil Groups.** In: Natural Resources Conservation Servise. National Engineering Handbook, Section 4, Chapter 7, 1972.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Landsat Missions.** Disponível em: <<http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>>. Acesso em: 10 jul. 2016.

VALERIANO, M. M. Dados Topográficos. In: FLORENZANO, T. G. (org). **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008. Cap. 3, p.72-103.

VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p. 2287-2302, mai. 2013.

VEITH, T. L. et al. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: a comparison across five USDA-ARS watersheds. **American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)**, v. 53, n. 5, p. 1477-1486, 2010.

VIOLA, M. R. et al. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 581-590, set./out. 2009. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000500011>

VOLK, L. B. S. **Avaliação de condições físicas de superfície e subsuperfície do solo para fins de predição da erosão hídrica e indicação da qualidade da sua estrutura.** 149 f. 2006. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

VOLK, M.; BOSCH, D. SWAT: Agricultural water and nonpoint source pollution management at a watershed scale – Part II. **Agricultural Water Management**, v. 180, p. 191-193, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.09.029>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p. Inclui índice. ISBN: 85-7041-114-6.

WANG, W. et al. Effects of best management practices on nitrogen load reduction in tea fields with different slope gradients using the SWAT model. **Applied Geography**, v. 90, p. 200-213, jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.020>

WHITE et al. Evaluating nonpoint source critical source area contributions at the watershed scale. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 4, p. 1654-1663, jan. 2009. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0375>

WILLIAMS, J. R. The EPIC Model. In: COMPUTER MODELS OF WATERSHED HYDROLOGY. Highlands Ranch. Anais... Highlands Ranch, CO: Watershed Resources Publications, 1995, p. 909-1000.

WUNDER, S. et al. **Pagamentos por Serviços ambientais**: perspectivas para a Amazônia legal. 2 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 144 p., il., 28 cm. (Série Estudos, 10). Inclui índice. ISBN 9788577381142.

ZAHABIYOUN, B. et al. Assessment of Climate Change Impact on the Gharesou River Basin Using SWAT Hydrological Model. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 41, n. 6, p. 601-609, jun. 2013. <https://doi.org/10.1002/clen.201100652>

ZHOU, Z. X.; LI, J. The correlation analysis on the landscape pattern index and hidrological processes in the Yanhe watershed, China. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 417-426, mai. 2015.

ZILBERMAN, D.; LIPPER, L.; MCCARTHY, N. Putting payments for environment services in the context of economic development. **ESA Working Paper**, p. 6-15, mai. 2006.

ANEXO A

PARÂMETROS PEDOLÓGICOS UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES HIDROLÓGICAS DO MODELO SWAT, PARA A REGIÃO DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO BOM JARDIM

O Quadro A representa os valores dos parâmetros pedológicos descritos no tópico 3.3.2, que foram obtidos para inserção no modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT).

Quadro A – Características pedológicas da sub-bacia do ribeirão Bom Jardim

Classes Parâmetros	LVAw	LVAd	LVw	LVd	RYbd
NLAYERS	2	2	2	2	2
HYDGRP	A	B	A	B	C
SOL_ZMX	620	700	720	600	600
ANION_EXCL	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
SOL_Z1	270	360	230	300	350
SOL_Z2	620	700	720	600	600
SOL_BD1	1,30	1,61	1,28	1,61	1,55
SOL_BD2	1,26	1,61	1,24	1,60	1,58
SOL_AWC1	0,11	0,07	0,11	0,07	0,05
SOL_AWC2	0,11	0,07	0,11	0,08	0,05
SOL_CBN1	1,81	0,70	1,58	0,74	0,76
SOL_CBN2	1,37	0,51	1,07	0,65	0,76
SOL_K1	0,02	15,90	0,02	14,18	73,18
SOL_K2	0,01	10,57	0,02	7,27	49,05
CLAY1	64,40	21,75	65,60	22,80	8
CLAY2	67,80	24,87	68,20	27,60	12
SILT1	6	4,06	5,40	3	7
SILT2	4	3,38	5,20	4	5
SAND1	29,60	74,19	29	74,20	85
SAND2	28,20	71,75	26,60	68,40	83
ROCK1	0	0	0	0	0
ROCK2	0	0	0	0	0
SOL_ALB1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
SOL_ALB2	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
USLE_K1	0,07	0,10	0,07	0,09	0,09
USLE_K2	0,07	0,10	0,08	0,10	0,09
SOL_PH1	5,43	5,25	5,30	5,38	5,50
SOL_PH2	5,07	5,05	5,12	5,34	5,15

ANEXO B

EQUACIONAMENTO DA PRODUÇÃO E DO TRANSPORTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO REALIZADO PELO MODELO SWAT (DE ACORDO COM O “SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL THEORETICAL DOCUMENTATION VERSION 2009”, POR NEITSCH et al., 2011)

B1. Níveis iniciais de nitrogênio no solo

Os níveis iniciais de nitrato no solo variam de acordo com a profundidade, e é calculado pela Equação 19.

$$NO3_{conc,z} = 7 * \exp\left(\frac{-z}{1000}\right) \quad (19)$$

Na qual:

$NO3_{conc,z}$ = concentração de nitrato no solo a uma profundidade z (mg/kg ou ppm);

z = profundidade da superfície do solo (mm).

Os níveis de nitrogênio orgânico são calculados assumindo que a relação C:N para materiais húmicos seja de 14:1. A concentração de nitrogênio orgânico húmico em uma camada de solo é dada pela Equação 20.

$$orgN_{hum,ly} = 10^4 * \left(\frac{orgC_{ly}}{14} \right) \quad (20)$$

Na qual:

$orgN_{hum,ly}$ = concentração de nitrogênio orgânico húmico na camada do solo (mg/kg ou ppm);

$orgC_{ly}$ = quantidade de carbono orgânico na camada (%).

O nitrogênio húmico é dividido em ativo e estável, utilizando as Equações 21 e 22, respectivamente.

$$orgN_{act,ly} = orgN_{hum,ly} * fr_{actN} \quad (21)$$

$$orgN_{sta,ly} = orgN_{hum,ly} * (1 - fr_{actN}) \quad (22)$$

Na qual:

$orgN_{act,ly}$ = concentração de nitrogênio orgânico na forma ativa na camada (mg/kg);

$orgN_{sta,ly}$ = concentração de nitrogênio orgânico na forma estável na camada (mg/kg);

$orgN_{hum,ly}$ = concentração de nitrogênio orgânico húmico na camada (mg/kg);

fr_{actN} = fração de nitrogênio húmico na forma ativa (definido em 0,02).

O nitrogênio orgânico fresco é definido como sendo 0,15% da quantidade inicial do resíduo na superfície do solo, como mostra a Equação 23.

$$orgN_{frsh,surf} = 0,0015 * rsd_{surf} \quad (23)$$

Na qual $orgN_{frsh,surf}$ é o nitrogênio orgânico fresco presente nos primeiros 10 mm da superfície do solo (kg N/ha) e rsd_{surf} é o material residual nos primeiros 10 mm da superfície do solo (kg/ha).

O SWAT considera a quantidade inicial de amônio (NH_4^+) no solo igual a zero ppm.

B2. Mineralização, decomposição e imobilização do nitrogênio

A mineralização e a decomposição dependem da disponibilidade de água e da temperatura. Elas vão acontecer apenas se a temperatura da camada do solo estiver acima de 0°C. O fator de temperatura da ciclagem de nutrientes é calculado através da Equação 24.

$$\gamma_{tmp,ly} = 0,9 * \left(\frac{T_{soil,ly}}{T_{soil,y} + \exp[9,93 - 0,312 * T_{soil,ly}]} \right) + 0,1 \quad (24)$$

Na qual:

$\gamma_{tmp,ly}$ = fator de temperatura da ciclagem de nutrientes para a camada ly ;

$T_{soil,ly}$ = temperatura da camada ly ($^{\circ}\text{C}$).

O fator de temperatura da ciclagem de nutrientes nunca pode ser menor que 0,1.

O fator de água da ciclagem de nutrientes é calculado através da Equação 25.

$$\gamma_{sw,ly} = \frac{SW_{ly}}{FC_{ly}} \quad (25)$$

Na qual:

$\gamma_{sw,ly}$ = fator de água da ciclagem de nutrientes para a camada ly ;

SW_{ly} = quantidade de água na camada ly em um dado dia (mmH_2O);

FC_{ly} = quantidade de água na camada ly na capacidade de campo (mmH_2O).

O fator de água da ciclagem de nutrientes nunca pode ser menor que 0,05.

A quantidade de nitrogênio transferido de orgânico ativo e estável é dada pela Equação 26.

$$N_{trns,ly} = \beta_{trns} * orgN_{act,ly} * \left(\frac{1}{fr_{actN}} - 1 \right) - orgN_{sta,ly} \quad (26)$$

Na qual:

$N_{trns,ly}$ = quantidade de nitrogênio transferido entre os reservatórios de nitrogênio orgânico ativo e estável (kg N/ha);

β_{trns} = taxa constante (1×10^{-5});

$orgN_{act,ly}$ = quantidade de nitrogênio orgânico ativo (kg N/ha);

fr_{actN} = fração de nitrogênio húmico ativo (0,02);

$orgN_{sta,ly}$ = quantidade de nitrogênio orgânico estável (kg N/ha).

Quando o $N_{trns,ly}$ é positivo, o nitrogênio move-se do reservatório orgânico ativo para o estável, e vice-versa.

A mineralização do nitrogênio orgânico ativo húmico é calculado pela Equação 27.

$$N_{mina,ly} = \beta_{min} * \left(\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly} \right)^{\frac{1}{2}} * orgN_{act,ly} \quad (27)$$

Na qual:

$N_{mina,ly}$ = nitrogênio mineralizado a partir do nitrogênio orgânico húmico ativo (kg N/ha);

β_{min} = coeficiente da taxa de mineralização de nutrientes orgânicos ativos de húmus.

A mineralização a partir do resíduo de nitrogênio orgânico fresco é calculado a partir da Equação 28.

$$N_{minf,ly} = 0,8 * \delta_{ntr,ly} * orgN_{frsh,ly} \quad (28)$$

Na qual:

$N_{min,ly}$ = nitrogênio mineralizado a partir do resíduo de nitrogênio orgânico fresco (kg N/ha);

$\delta_{ntr,ly}$ = taxa de decaimento constante do resíduo;

$orgN_{frsh,ly}$ = nitrogênio orgânico fresco na camada ly (kg N/ha).

A decomposição a partir do resíduo de nitrogênio orgânico fresco é calculada a partir da Equação 29.

$$N_{dec,ly} = 0,2 * \delta_{ntr,ly} * orgN_{frsh,ly} \quad (29)$$

Na qual:

$N_{dec,ly}$ = nitrogênio decomposto a partir do nitrogênio orgânico fresco (kg N/ha).

B3. Nitrificação e volatilização da amônia

A quantidade total de amônio perdido para nitrificação e volatilização é calculada a partir da equação de primeira ordem da taxa cinética, mostrada na Equação 30.

$$N_{nit|vol,ly} = NH4_{ly} * \left(1 - \exp\left[-\eta_{nit,ly} - \eta_{vol,ly}\right]\right) \quad (30)$$

Na qual:

$N_{nit|vol,ly}$ = quantidade de amônio convertido via nitrificação e volatilização na camada ly (kg N/ha);

$NH4_{ly}$ = quantidade de amônio na camada ly (kg N/ha);

$\eta_{nit,ly}$ = regulador da nitrificação;

$\eta_{vol,ly}$ = regulador da volatilização.

Para dividir $N_{nit|vol,ly}$ em nitrificação e volatilização, a expressão pela qual $NH4$ é multiplicado na Equação 30 é resolvida usando cada regulador individualmente, obtendo assim, a fração de amônio removido por cada processo, nitrificação e volatilização, expressas nas Equações 31 e 32, respectivamente.

$$fr_{nit,ly} = 1 - \exp\left[-\eta_{nit,ly}\right] \quad (31)$$

$$fr_{vol,ly} = 1 - \exp\left[-\eta_{vol,ly}\right] \quad (32)$$

A quantidade de nitrogênio removido pelo processo de nitrificação é calculado pela Equação 33.

$$N_{nit,ly} = \frac{fr_{nit,ly}}{fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly}} * N_{nit|vol,ly} \quad (33)$$

Na qual $N_{nit,ly}$ é a quantidade de nitrogênio convertido de $NH4^+$ para $NO3^-$ na camada ly (kg N/ha).

A quantidade de nitrogênio removido pelo processo de volatilização é calculado pela Equação 34.

$$N_{vol,ly} = \frac{fr_{vol,ly}}{fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly}} * N_{nit|vol,ly} \quad (34)$$

Na qual $N_{vol,ly}$ é a quantidade de nitrogênio convertido de NH_4^+ para NH_3 na camada ly (kg N/ha).

B4. Desnitrificação

O SWAT determina a quantidade de nitrato perdido por desnitrificação a partir da Equação 35 e 36.

$$N_{denit,ly} = NO3_{ly} * \left(1 - \exp\left[-\beta_{denit} * \gamma_{tmp,ly} * orgC_{ly}\right]\right) \text{ se } \gamma_{sw,ly} \geq \gamma_{sw,thr} \quad (35)$$

$$N_{denit,ly} = 0 \text{ se } \gamma_{sw,ly} < \gamma_{sw,thr} \quad (36)$$

Na qual:

$N_{denit,ly}$ = quantidade de nitrogênio perdido por desnitrificação (kg N/ha);

$NO3_{ly}$ = quantidade de nitrato na camada ly (kg N/ha);

β_{denit} = coeficiente da taxa de desnitrificação.

B5. Nitrogênio atmosférico

A quantidade de nitrato adicionado ao solo através de precipitações é calculado pela Equação 37.

$$NO3_{rain} = 0,01 * R_{NO3} * R_{day} \quad (37)$$

Na qual:

$NO3_{rain}$ = nitrato adicionado pela chuva (kg N/ha);

R_{NO3} = concentração de nitrato na chuva (mg N/L);

R_{day} = quantidade de chuva em um dado dia (mm H₂O).

B6. Níveis iniciais de fósforo no solo

A concentração inicial de solução de fósforo é ajustada para 5 mg/kg de solo para todas as camadas do solo. A concentração de fósforo mineral na forma ativa é inicializada de acordo com a Equação 38.

$$minP_{act,ly} = P_{solution,ly} * \left(\frac{1 - pai}{pai} \right) \quad (38)$$

Na qual:

$minP_{act,ly}$ = quantidade de fósforo mineral na forma ativa (mg/kg);

$P_{solution,ly}$ = quantidade de fósforo em solução;

pai = índice de disponibilidade de fósforo.

A concentração de fósforo mineral na forma estável é inicializada de acordo com a Equação 39.

$$minP_{sta,ly} = 4 * minP_{act,ly} \quad (39)$$

Na qual:

$minP_{sta,ly}$ = quantidade de fósforo mineral na forma estável (mg/kg).

Os níveis de fósforo orgânico são atribuídos assumindo que a razão N:P para materiais húmicos seja de 8:1. Assim, a concentração de fósforo orgânico húmico é calculada de acordo com a Equação 40.

$$orgP_{hum,ly} = 0,125 * orgN_{hum,ly} \quad (40)$$

Na qual:

$orgP_{hum,ly}$ = concentração de fósforo orgânico húmico na camada ly (mg/kg);

$orgN_{hum,ly}$ = concentração de nitrogênio orgânico húmico na camada ly (mg/kg).

O fósforo orgânico fresco nos primeiros 10 mm da superfície do solo representa 0,03% do total inicial de resíduos presentes nessa superfície, como mostra a Equação 41.

$$orgP_{frsh,surf} = 0,0003 * rsd_{surf} \quad (41)$$

Na qual $orgP_{frsh,surf}$ é o fósforo orgânico fresco presente nos primeiros 10 mm da superfície do solo (kg P/ha) e rsd_{surf} é o material residual nos primeiros 10 mm da superfície do solo (kg/ha).

B7. Mineralização e decomposição do fósforo

A mineralização e a decomposição dependem da disponibilidade de água da temperatura. Elas vão acontecer apenas se a temperatura da camada do solo estiver acima de 0°C. A quantidade de fósforo orgânico na forma ativa e estável é calculada pelas Equações 42 e 43, respectivamente.

$$orgP_{act,ly} = orgP_{hum,ly} * \left(\frac{orgN_{act,ly}}{orgN_{act,ly} + orgN_{sta,ly}} \right) \quad (42)$$

$$orgP_{sta,ly} = orgP_{hum,ly} * \left(\frac{orgN_{sta,ly}}{orgN_{act,ly} + orgN_{sta,ly}} \right) \quad (43)$$

Na qual:

$orgP_{act,ly}$ = quantidade de fósforo na forma ativa (kg P/ha);

$orgP_{sta,ly}$ = quantidade de fósforo na forma estável (kg P/ha);

$orgP_{hum,ly}$ = concentração de fósforo orgânico húmico na camada ly (kg P/ha);

$orgN_{act,ly}$ = quantidade de nitrogênio na forma ativa (kg N/ha);

$orgN_{sta,ly}$ = quantidade de nitrogênio na forma estável (kg N/ha).

A mineralização do fósforo orgânico ativo húmico é calculada pela Equação 44.

$$P_{mina,ly} = 1,4 * \beta_{min} * \left(\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly} \right)^{\frac{1}{2}} * orgP_{act,ly} \quad (44)$$

Na qual:

$P_{mina,ly}$ = fósforo mineralizado a partir do fósforo orgânico húmico ativo (kg P/ha);

β_{min} = coeficiente da taxa de mineralização de nutrientes orgânicos ativos de húmus;

$\gamma_{tmp,ly}$ = fator de temperatura da ciclagem de nutrientes para a camada ly ;

$\gamma_{sw,ly}$ = fator de água da ciclagem de nutrientes para a camada ly .

A mineralização a partir do resíduo de fósforo orgânico fresco é calculado por meio da Equação 45.

$$P_{minf,ly} = 0,8 * \delta_{ntr,ly} * orgP_{frsh,ly} \quad (45)$$

Na qual:

$P_{minf,ly}$ = fósforo mineralizado a partir do resíduo de fósforo orgânico fresco (kg P/ha);

$\delta_{ntr,ly}$ = taxa de decaimento constante do resíduo;

$orgP_{frsh,ly}$ = fósforo orgânico fresco na camada ly (kg P/ha).

A decomposição a partir do resíduo de fósforo orgânico fresco é calculada a partir da Equação 46.

$$P_{dec,ly} = 0,2 * \delta_{ntr,ly} * orgP_{frsh,ly} \quad (46)$$

Na qual:

$P_{dec,ly}$ = fósforo decomposto a partir do fósforo orgânico fresco (kg P/ha).

B8. Sorção de fósforo inorgânico

O índice de disponibilidade de fósforo é calculado pela Equação 47.

$$pai = \frac{P_{solution,f} - P_{solution,i}}{fert_{minP}} \quad (47)$$

Na qual:

pai = índice de disponibilidade de fósforo;

$P_{solution,f}$ = quantidade de fósforo em solução após fertilização e incubação;

$P_{solution,i}$ = quantidade de fósforo em solução antes da fertilização;

$fert_{minP}$ = quantidade de fósforo solúvel adicionado na amostra.

O movimento do fósforo entre a solução e a forma mineral ativa é governado pelas Equações 48 e 49.

$$P_{sol|act,ly} = 0,1 * (P_{solution,ly} - minP_{act,ly} * \left(\frac{pai}{1-pai} \right))$$

Se $P_{solution,ly} > minP_{act,ly} * \left(\frac{pai}{1-pai} \right)$ (48)

$$P_{sol|act,ly} = 0,6 * (P_{solution,ly} - minP_{act,ly} * \left(\frac{pai}{1-pai} \right))$$

Se $P_{solution,ly} < minP_{act,ly} * \left(\frac{pai}{1-pai} \right)$ (49)

Na qual:

$P_{sol|act,ly}$ = quantidade de fósforo transferido entre o reservatório solúvel e o mineral ativo (kg P/ha);

$P_{solution,ly}$ = quantidade de fósforo em solução (kg P/ha);

$minP_{act,ly}$ = quantidade de fósforo na forma mineral ativa (kg P/ha);

pai = índice de disponibilidade de fósforo.

Quando $P_{sol|act,ly}$ é positivo, o fósforo está sendo transferido da solução para a forma mineral ativa. Quando $P_{sol|act,ly}$ é negativo, o fósforo está sendo transferido da forma mineral ativa para a solução.

O movimento do fósforo entre a forma mineral ativa e a forma mineral estável, não estando em equilíbrio, é dado pelas Equações 50 e 51.

$$P_{act|sta,ly} = \beta_{eqP} * (4 * minP_{act,ly} - minP_{sta,ly})$$

Se $minP_{sta,ly} < 4 * minP_{act,ly}$ (50)

$$P_{act|sta,ly} = 0,1 * \beta_{eqP} * (4 * minP_{act,ly} - minP_{sta,ly})$$

Se $minP_{sta,ly} > 4 * minP_{act,ly}$ (51)

Na qual:

$P_{act|sta,ly}$ = quantidade de fósforo transferido entre o fósforo mineral ativo e o fósforo mineral estável (kg P/ha);

$minP_{act,ly}$ = quantidade de fósforo na forma mineral ativa (kg P/ha);

$minP_{sta,ly}$ = quantidade de fósforo na forma mineral estável (kg P/ha);

β_{eqP} = constante da taxa de equilíbrio lento (0,0006 d⁻¹).

Quando $P_{act|sta,ly}$ é positivo, o fósforo está sendo transferido da forma mineral ativa para a forma mineral estável. Quando $P_{act|sta,ly}$ é negativo, o fósforo está sendo transferido da forma mineral estável para a forma mineral ativa.

B9. Lixiviação do fósforo

Devido à baixa mobilidade do fósforo, o SWAT permite que o fósforo solúvel lixivie apenas nos primeiros 10 mm da superfície do solo até a primeira camada. A quantidade de fósforo

solúvel que lixivia dos primeiros 10 mm da superfície até a primeira camada do solo é calculada usando a Equação 52.

$$P_{perc} = \frac{P_{solution,surf} * w_{perc,surf}}{10 * \rho_b * depth_{surf} * k_{d,perc}} \quad (52)$$

Na qual:

P_{perc} = quantidade de fósforo que se move dos primeiros 10 mm para a primeira camada de solo (kg P/ha);

$P_{solution,surf}$ = quantidade de fósforo em solução nos primeiros 10 mm de solo (kg P/ha);

$w_{perc,surf}$ = quantidade de água que percola dos primeiros 10 mm de solo para a primeira camada do solo em um dado dia (mm H₂O);

ρ_b = densidade aparente dos primeiros 10 mm (Mg/m³);

$depth_{surf}$ = profundidade da camada superficial (10 mm);

$k_{d,perc}$ = coeficiente de percolação do fósforo (m³/Mg).

B10. Transporte de nitrogênio e de fósforo

A concentração de nitrato presente na fração de água móvel é calculada pela Equação 53.

$$conc_{NO3,mobile} = \frac{NO3_{ly} * \left(1 - \exp\left[\frac{-w_{mobile}}{(1 - \theta_e) * SAT_{ly}}\right]\right)}{w_{mobile}} \quad (53)$$

Na qual:

$conc_{NO3,mobile}$ = concentração de nitrato na água móvel em uma dada camada (kg N/mmH₂O);

$NO3_{ly}$ = quantidade de nitrato na camada ly (kg N/ha);

w_{mobile} = quantidade de água móvel na camada (mmH₂O);

SAT_{ly} = teor de água saturada na camada do solo (mmH₂O).

O nitrato removido pelo escoamento superficial é calculado pela Equação 54.

$$NO3_{surf} = \beta_{NO3} * conc_{NO3,mobile} * Q_{surf} \quad (54)$$

Na qual:

$NO3_{surf}$ = nitrato removido pelo escoamento superficial (kg N/ha);

β_{NO3} = coeficiente de percolação do nitrato;

Q_{surf} = escoamento superficial gerado em um dado dia (mmH₂O).

O nitrato removido pelo fluxo lateral é calculado pelas Equações 55 e 56.

$$NO3_{lat,ly} = \beta_{NO3} * conc_{NO3,mobile} * Q_{lat,ly} \quad (55)$$

Para os primeiros 10 mm.

$$NO3_{lat,ly} = conc_{NO3,mobile} * Q_{lat,ly} \quad (56)$$

Para as camadas inferiores.

Na qual:

$NO3_{lat,ly}$ = nitrato removido pelo fluxo lateral (kg N/ha);

$Q_{lat,ly}$ = fluxo lateral gerado em um dado dia (mmH₂O).

O nitrato movido para as camadas inferiores pela percolação é calculado usando a Equação 57.

$$NO3_{perc,ly} = conc_{NO3,mobile} * w_{perc,ly} \quad (57)$$

Na qual:

$NO3_{perc,ly}$ = nitrato movido para as camadas inferiores pela percolação (kg N/ha);

$w_{perc,ly}$ = quantidade de água que percola para as camadas inferiores em um dado dia (mmH₂O).

A quantidade de nitrogênio transportado com sedimento para o rio é calculada utilizando a Equação 58.

$$orgN_{surf} = 0,001 * conc_{orgN} * \left(\frac{sed}{area_{hru}} \right) * \varepsilon_{N:sed} \quad (58)$$

Na qual:

$orgN_{surf}$ = quantidade de nitrogênio orgânico transportado para o canal principal pelo escoamento superficial (kg N/ha);

$conc_{orgN}$ = concentração de nitrogênio orgânico nos primeiros 10 mm (g N/toneladas métricas);

sed = produção de sedimento em um dado dia (toneladas métricas);

$area_{hru}$ = área da unidade de resposta hidrológica (ha);

$\varepsilon_{N:sed}$ = relação de enriquecimento de nitrogênio.

A quantidade de fósforo solúvel transportado no escoamento superficial é dada pela Equação 59.

$$P_{surf} = \frac{P_{solution,surf} * Q_{surf}}{\rho_b * depth_{surf} * k_{d,surf}} \quad (59)$$

Na qual:

P_{surf} = quantidade de fósforo solúvel perdido no escoamento superficial (kg P/ha);

$P_{solution,surf}$ = quantidade de fósforo solúvel nos primeiros 10 mm da superfície (kg P/ha);

Q_{surf} = quantidade de escoamento superficial em um dado dia (mm H₂O);

ρ_b = densidade aparente dos primeiros 10 mm de solo (Mg/m³);

$depth_{surf}$ = profundidade da superfície da camada (10 mm);

$k_{d,surf}$ = coeficiente de partição do fósforo no solo (m^3/Mg).

A quantidade de fósforo transportado com sedimento para o rio é calculada utilizando a Equação 60.

$$sedP_{surf} = 0,001 * conc_{sedP} * \left(\frac{sed}{area_{hru}} \right) * \varepsilon_{P:sed} \quad (60)$$

Na qual:

$sedP_{surf}$ = quantidade de fósforo transportado para o canal principal pelo escoamento superficial ($kg P/ha$);

$conc_{sedP}$ = concentração de fósforo ligada ao sedimento nos primeiros 10 mm ($g P/toneladas métricas$);

sed = produção de sedimento em um dado dia (toneladas métricas);

$area_{hru}$ = área da unidade de resposta hidrológica (ha);

$\varepsilon_{P:sed}$ = relação de enriquecimento de fósforo.

A quantidade de nutrientes carreada para o canal principal é calculada, utilizando as Equações 61, 62, 63, 64 e 65.

$$NO3_{surf} = (NO3'_{surf} + NO3_{surstor,i-1}) * \left(1 - \exp \left[\frac{-surlag}{t_{coc}} \right] \right) \quad (61)$$

$$NO3_{lat} = (NO3'_{lat} + NO3_{latstor,i-1}) * \left(1 - \exp \left[\frac{-1}{TT_{lat}} \right] \right) \quad (62)$$

$$orgN_{surf} = (orgN'_{surf} + orgN_{stor,i-1}) * \left(1 - \exp \left[\frac{-surlag}{t_{conc}} \right] \right) \quad (63)$$

$$P_{surf} = (P'_{surf} + P_{stor,i-1}) * \left(1 - \exp \left[\frac{-surlag}{t_{conc}} \right] \right) \quad (64)$$

$$sedP_{surf} = (sedP'_{surf} + sedP_{stor,i-1}) * \left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right]\right) \quad (65)$$

Na qual:

$NO3_{surf}$ = quantidade de nitrato descarregado no canal principal pelo escoamento superficial em um dado dia (kg N/ha);

$NO3'_{surf}$ = quantidade de nitrato gerado na HRU pelo escoamento superficial em um dado dia (kg N/ha);

$NO3_{surstor,i-1}$ = nitrato gerado pelo escoamento superficial armazenado do dia anterior (kg N/ha);

$NO3_{lat}$ = quantidade de nitrato descarregado no canal principal pelo fluxo lateral em um dado dia (kg N/ha);

$NO3'_{lat}$ = quantidade de nitrato gerado na HRU pelo fluxo lateral em um dado dia (kg N/ha);

$NO3_{latstor,i-1}$ = nitrato gerado pelo fluxo lateral armazenado do dia anterior (kg N/ha);

$orgN_{surf}$ = quantidade de nitrato orgânico descarregado no canal principal pelo escoamento superficial em um dado dia (kg N/ha);

$orgN'_{surf}$ = carga de nitrato orgânico gerada na HRU em um dado dia (kg N/ha);

$orgN_{stor,i-1}$ = nitrato orgânico armazenado do dia anterior (kg N/ha);

P_{surf} = quantidade de fósforo solúvel descarregado no canal principal pelo escoamento superficial em um dado dia (kg P/ha);

P'_{surf} = carga de fósforo solúvel gerado na HRU em um dado dia (kg P/ha);

$P_{stor,i-1}$ = carga de fósforo solúvel armazenada do dia anterior (kg P/ha);

$sedP_{surf}$ = quantidade de fósforo ligado ao sedimento descarregado no canal principal pelo escoamento superficial em um dado dia (kg P/ha);

$sedP'_{surf}$ = quantidade de fósforo ligado ao sedimento gerado na HRU em um dado dia (kg P/ha);

$sedP_{stor,i-1}$ = fósforo ligado ao sedimento armazenado do dia anterior (kg P/ha);

$surlag$ = coeficiente de armazenamento do escoamento superficial ;

t_{conc} = tempo de concentração de uma HRU (h);

TT_{lat} = tempo de deslocamento do fluxo lateral (dias).

B11. O ciclo do nitrogênio e do fósforo no corpo hídrico

A transformação do nitrito é dada pela Equação 66.

$$\Delta NO2_{str} = (\beta_{N,1} * NH4_{str} - \beta_{N,2} * NO2_{str}) * TT \quad (66)$$

Na qual:

$\Delta NO2_{str}$ = mudança na concentração de nitrito (mg N/l);

$\beta_{N,1}$ = taxa constante para oxidação biológica de nitrogênio amoniacal (dia-1 ou h-1);

$NH4_{str}$ = concentração de amônia no começo do dia (mg N/l);

$\beta_{N,2}$ = taxa constante para oxidação biológica de nitrito para nitrato (dia⁻¹ ou h⁻¹);

$NO2_{str}$ = concentração de nitrito no começo do dia (mg N/l);

TT = tempo de viagem da água (dia ou h).

A transformação do nitrato é dada pela Equação 67.

$$\Delta NO3_{str} = (\beta_{N,2} * NO2_{str} - (1 - fr_{NH4}) * \alpha_1 * \mu_a * algae) * TT \quad (67)$$

Na qual:

$\Delta NO3_{str}$ = mudança na concentração de nitrato (mg N/l);

$\beta_{N,2}$ = taxa constante para oxidação biológica de nitrito para nitrato (dia-1 ou h-1);

$NO2_{str}$ = concentração de nitrito no começo do dia (mg N/l);

fr_{NH4} = fração de nitrogênio amoniacal absorvido pelas algas;

α_l = fração de biomassa de algas que é nitrogênio (mg N/mg biomassa de alga);

μ_a = taxa de crescimento de alga (dia⁻¹ ou h⁻¹);

$algae$ = concentração de biomassa de alga no começo do dia (mg alg/l);

TT = tempo de viagem da água (dia ou h).

A transformação do fósforo orgânico é dada pela Equação 68.

$$\Delta orgP_{str} = (\alpha_2 * \rho_a * algae - \beta_{P,4} * orgP_{str} - \sigma_5 * orgP_{str}) * TT \quad (68)$$

Na qual:

$\Delta orgP_{str}$ = mudança na concentração de fósforo (mg P/l);

$orgP_{str}$ = concentração de fósforo orgânico no começo do dia (mg P/l);

$\beta_{P,4}$ = taxa constante para mineralização do fósforo (dia-1 ou h-1);

α_2 = fração de biomassa de algas que é fósforo (mg P/mg biomassa de alga);

ρ_a = taxa de mortalidade de alga (dia⁻¹ ou h⁻¹);

σ_5 = taxa de sedimentação do fósforo orgânico (dia⁻¹ ou h⁻¹);

$algae$ = concentração de biomassa de alga no começo do dia (mg alg/l);

TT = tempo de viagem da água (dia ou h).

A transformação ocorrida no fósforo solúvel é dada pela Equação 69.

$$\Delta solP_{str} = (\beta_{P,4} * orgP_{str} + (\sigma_2 / (1000 * depth)) - \alpha_2 * \mu_a * algae) * TT \quad (69)$$

Na qual:

$\Delta solP_{str}$ = mudança na concentração de fósforo solúvel (mg P/l);

$orgP_{str}$ = concentração de fósforo orgânico no começo do dia (mg P/l);

$\beta_{P,4}$ = taxa constante para mineralização do fósforo orgânico (dia-1 ou h-1);

α_2 = fração de biomassa de algas que é fósforo (mg P/mg biomassa de alga);

σ_2 = fonte de sedimento para fósforo solúvel (mg P/ m²-dia);

μ_a = taxa de crescimento de alga (dia⁻¹ ou h⁻¹);

$algae$ = concentração de biomassa de alga no começo do dia (mg alg/l);

$depth$ = profundidade da água (m);

TT = tempo de viagem da água (dia ou h).

ANEXO C

QUESTIONÁRIO SUGERIDO PARA ENTREVISTAS COM OS POTENCIAS PROVEDORES DE SERVIÇOS AMBIENTAIS (SILVA; SANTOS; ALMEIDA, 2015)

1) Nome e idade do entrevistado:

2) Tempo de residência na propriedade:

- Menos de 1 ano.
- De 1 a 5 anos.
- De 5 a 10 anos.
- De 10 a 20 anos.
- Mais de 20 anos.

3) Qual é o tamanho da propriedade (ha)?

4) Escolaridade/grau de instrução:

- Não alfabetizado.
- Sabe ler e escrever mas não frequentou a escola.
- Ensino Fundamental 1 (2^a a 5^a).
- Ensino Fundamental 2 (6^a a 9^a).
- Ensino Médio (colegial).
- Superior incompleto.
- Superior completo.
- Outros.

5) Condição da propriedade:

- Própria.
- Arrendada.
- Cedida ou arrendada.
- Outros.

6) Quais são as principais fontes de renda?

Aposentadoria.

Agricultura familiar.

Qual cultivo? _____

Agricultura comercial.

Qual cultivo? _____

Pecuária de leite.

Pecuária de corte.

Produtos artesanais.

Trabalha para terceiros (fora da propriedade).

Arrenda as terras.

Outros.

7) Possui alguma renda fixa?

Sim

Não

8) Recebe algum benefício do governo?

Bolsa família.

Vale gás.

Tarifa de energia elétrica.

Cesta básica.

Outros.

Não.

9) Sua renda total gira em torno de:

Até um salário mínimo (SM).

> que 1SM e menor que R\$ 1.000,00.

de R\$ 1.000,00 a R\$ 3.000,00.

> que R\$ 3.000,00.

10) Quantas pessoas vivem dessa renda? _____

11) Consegue suprir a demanda por alimento da casa com o que produz na fazenda? Se não, compra onde?

Sim.

Supermercados em cidades próximas.

Vizinhos.

Outros.

12) Possui reserva legal (RL) na propriedade?

Sim.

Não.

13) Possui APP preservada na propriedade?

Sim.

Não.

14) Possui averbação de RL da propriedade?

Sim.

Não.

15) Qual órgão ambiental você recorre em sua região quando necessário?

EMATER.

IEF.

IGAM.

FEAM.

Outros.

16) Você observou alguma mudança na área ambiental nos últimos anos?

Redução na quantidade de água.

Alteração na qualidade da água.

Solos menos férteis.

Alteração nos regimes de chuva.

Erosão dos solos.

Menos espécies vegetais.

Menos espécies animais.

Alteração da qualidade do ar.

Outros.

17) Recebe algum incentivo do governo por preservar?

Sim.

Não.

18) Sabe o que é um programa de Pagamento por Serviços Ambientais?

() Sim.

() Não.

///

19) Conhece algum programa de PSA?

() Sim.

() Não.

20) Se um projeto de PSA fosse implantado na sua região teria interesse de aderir?

() Sim.

() Não.