



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE



Tese de Doutorado

Marinoé Gonzaga da Silva

MODELAGEM AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU/SE E SUAS RELAÇÕES ANTRÓPICAS

São Cristóvão, SE

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE



Marinoé Gonzaga da Silva

**MODELAGEM AMBIENTAL NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU/SE E SUAS
RELAÇÕES ANTRÓPICAS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, como requisito para obtenção do grau de **Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.**

Orientador: Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto

São Cristóvão, SE

2013

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

Silva, Marinoé Gonzaga da

S586m Modelagem ambiental na bacia hidrográfica do Rio Poxim-
Açu/SE e suas relações antrópicas / Marinoé Gonzaga da Silva ;
orientador Antenor de Oliveira Aguiar Netto. – São Cristóvão,
2013.

224 f. : il.

Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) –
Universidade Federal de Sergipe, 2013.

1. Qualidade da água. 2. Modelagem hidrológica. 3. Solo e
água – Ferramenta de avaliação. 4. Poxim-Açu, Rio, bacia. 5.
Sergipe (SE). I. Aguiar Netto, Antenor de Oliveira, orient. II.
Título.

CDU: 556.1(813.7)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

Marinoé Gonzaga da Silva

**MODELAGEM AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-
AÇU/SE E SUAS RELAÇÕES ANTRÓPICAS**

Tese apresentada como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor, no Programa de Pós-
Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente
da Universidade de Federal de Sergipe.

Aprovado em 13 de setembro de 2013

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Antenor Oliveira de Aguiar Netto - Universidade Federal de Sergipe
Orientador/Presidente**

Prof. Dr. Antonio Vital Menezes de Souza - Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia - Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Gregório Guirado Faccioli - Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Neylor Alves Calasans Rego - Universidade Estadual de Santa Cruz

Dedico este trabalho à minha mãe
Rosa Maria Gonzaga Santos, minha avó
Maria Bernadete Gonzaga Santos e ao
meu esposo Ademir Kuhn.

Agradecimentos

Ninguém consegue nada sozinho, para a realização deste trabalho contei com a ajuda de muitas pessoas. E a essas pessoas prestarei, através de poucas palavras, os mais sinceros agradecimentos:

Ao Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto, pela orientação, participação, atenção e apoio em todas as fases deste trabalho.

À Coordenação do Prodepa nas pessoas da Profa. Dra. Maria José Soares Nascimento e Prof. Dr. Antonio Carlos dos Santos.

Aos Professores Antonio Vital Menezes de Souza, Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas, Carlos Alexandre Borges Garcia, Gregório Guirado Faccioli, Neylor Alves Calasans Rego, Inajá Francisco de Souza, Tácio Oliveira da Silva, Vlândia Pinto Vital de Oliveira pela contribuição em diferentes fases deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Ramiro Joaquim de Jesus Neves, do Instituto Superior Técnico/Universidade Técnica de Lisboa pela sua grande colaboração.

À Alda Lisboa Matos, Alexsandro Guimarães Aragão, Ana Carla, Anderson do Nascimento Vasco, Carlos Alberto Prata de Menezes, Deilton Santos Quintiliano, Edson Meneses Leal, Fábio Britto Brandão, Iasmine Louise de Almeida Dantas, João Marcos de Jesus Sales, Rogério Moreira Chagas, Samuel Barreto da Silva, Sandro Iury Valverde, Simonise Figueiredo Amarante, Tadeu Ismerim Silva Santos, Tayany Ferreira Rezende, Thassio Monteiro Menezes Silva que cooperaram e contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos colegas de turma: Marcelo Cardoso de Sousa e Jeane Denise Menezes pela amizade e incentivo.

Ao Prof. MSc. Jacó Araújo de Oliveira pelo apoio e contribuição fundamentais.

À Antonio Feitosa, Daniel e Dilma pela ajuda.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de nas pessoas do Diretor do Campus São Cristóvão, Sr. Alfredo Franco Cabral e o Magnífico Reitor Ailton Ribeiro.

Aos amigos Marco Arlindo Amorim de Melo Nery, Juliana Sério, Márcio Trindade, Maria Selene Braga Cabral, Roger pelo apoio em muitas fases deste trabalho.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) pelo fornecimento dos dados da estação meteorológica Aracaju.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de doutorado sanduíche.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço ao Pai Interno e à Mãe Divina.

RESUMO

O crescimento populacional e desenvolvimento econômico têm levado à exploração não sustentável dos recursos naturais. A ocupação dos espaços ocorre quase sempre em áreas situadas próximas aos mananciais, muitas vezes sem planejamento, gerando situações de escassez dos recursos hídricos, tanto em qualidade, como em quantidade. Os modelos hidrológicos são amplamente utilizados para o estudo e previsão dos processos hidrossedimentológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, colaborando para a compreensão dos impactos das alterações ocasionadas pelo uso e manejo do solo, na qualidade e quantidade de água, como também prever possíveis alterações que poderão ocorrer nos ecossistemas. Este trabalho teve como objetivo geral estudar a dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, a partir do monitoramento quantitativo e qualitativo da água, com a utilização de um modelo matemático para simulação de cenários em função do uso do solo. A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, localizada na porção leste do estado de Sergipe. Neste sentido, foi aplicado o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para simular a produção de água e sedimentos, além dos nutrientes. Para alcançar os objetivos foram realizadas campanhas mensais de monitoramento da qualidade da água de fevereiro de 2010 a março de 2011 em 7 estações distribuídas ao longo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu. Os parâmetros analisados foram condutividade, turbidez, cor, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, alcalinidade e dureza, nutrientes – fósforo total, ortofosfato dissolvido, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total – além da clorofila-a, coliformes termotolerantes e totais. Foram realizadas coletas de amostras de solo para a determinação de propriedades físico-hídricas do solo: densidade, umidade, porcentagens de argila, silte e areia, macro e microporosidade, porosidade total, além da velocidade de infiltração. O monitoramento referente a vazão e lâminas d'água (cota) foram efetuadas no período de 13 de julho a 26 de setembro de 2011, no rio Poxim-Açu, por meio da técnica de batimetria e determinação da vazão por molinete. A qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Poxim encontra-se comprometida principalmente no que se refere ao oxigênio dissolvido e coliformes totais e termotolerantes. De acordo com os métodos para análise do solo os valores de densidade obtidos foram no intervalo de 1,07 a 1,88 g.cm⁻³, a umidade, apresentou-se abaixo de 35%. Os solos que apresentam maiores velocidades de infiltração foram os Neossolos Quartzarênicos, seguidos pelos Neossolos Litólicos, Gleissolos e Argissolos Vermelho Amarelo, respectivamente. A curva-chave determinada a partir da regressão polinomial apresentou elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9376$). Após a análise de sensibilidade e calibração do modelo foram obtidos valores satisfatórios para o desempenho do modelo, NSE = 0,77, $R^2 = 0,65$, PBIAS = 5,05, RMSE = 0,48, RSR = 0,49. As estatísticas da validação ficaram piores que no período de calibração, o que pode ter contribuído para este fato é o pequeno tamanho da amostra de dados observados de vazão. Observa-se ainda que em 30% da bacia hidrográfica estudada foram produzidos 65% dos sedimentos, 84 % do nitrogênio total, 93 % do fosfato e 86% do fósforo total. Essas subbacias são caracterizadas pelos solos Argissolo Vermelho Amarelo e Gleissolo. Nestas subbacias o percentual de área ocupado pela pastagem é sempre superior a 40 %, em algumas subbacias, como a 21, o percentual é superior a 90 %. O cenário de ocupação da bacia hidrográfica por floresta apresentou os menores valores de produção de água, sedimentos e nutrientes, em contrapartida a implantação de culturas anuais, como a cana de açúcar em substituição ao cenário atual, promoveu aumento considerável na produção de sedimentos e nutrientes.

Palavras-chave: qualidade da água, modelagem hidrológica, SWAT.

ENVIRONMENTAL MODELING OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM-AÇU RIVER AND ANTHROPIC IMPACTS

ABSTRACT

Population growth and economic development has led to the unsustainable use of natural resources. The occupation of land often occurs preferentially in areas close to water sources, and frequently proceeds without any a priori planning, resulting in harm to both the availability and quality of water supplies. Hydrological models are widely used to study and predict the hydrosedimentological processes that occur in hydrographic basins, aiding the understanding of changes in water quality and quantity resulting from the use and management of the soil, and enabling prediction of possible alterations in ecosystems. The overall aim of this work was to study the hydrosedimentological dynamics of the hydrographic basin of the Poxim-Açu River, using qualitative and quantitative water monitoring, together with a mathematical model to simulate different scenarios according to the type of land use. The study region comprised the hydrographic basin of the Poxim-Açu River, located in the eastern region of Sergipe State. The SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model was used to simulate the production of water, sediments, and nutrients. Water quality monitoring campaigns were conducted on a monthly basis, between February 2010 and March 2011, at 7 stations distributed along the basin. The parameters analyzed were: conductivity, turbidity, color, total dissolved solids, dissolved oxygen, alkalinity and hardness, nutrients (total phosphorus, dissolved orthophosphate, nitrite, nitrate, ammoniacal nitrogen, and total nitrogen), chlorophyll-a, and thermotolerant and total coliforms. Soil samples were collected for the determination of physico-hydric properties: density, humidity, percentages of clay, silt, and sand, macro- and microporosity, total porosity, and infiltration rate. Monitoring of the flow rate and water column height of the Poxim-Açu River was undertaken between July 13 2011 and September 26 2011, using bathymetry and a winch. The water quality in the basin was found to be degraded in terms of the levels of dissolved oxygen and total and thermotolerant coliforms. The soils presented densities in the range 1.07-1.88 g.cm⁻³ and humidities below 35%. The greatest infiltration rates were obtained for Quartzarenic Neosols, followed by Litholic Neosols, Gleysols, and Red-Yellow Argisols, respectively. The depth-availability curve obtained using polynomial regression showed a high coefficient of determination ($R^2 = 0.9376$). After sensitivity analysis and calibration, the model provided satisfactory performance, with values: NSE = 0.77, $R^2 = 0.65$, PBIAS = 5.05, RMSE = 0.48, and RSR = 0.49. The validation statistics were poorer than obtained during the calibration procedure, probably due to the small sample size of the flow data. It was found that 30% of the hydrographic basin produced 65% of the sediment, 84% of total nitrogen, 93% of phosphate, and 86% of total phosphorus. These sub-basins were characterized by the presence of Red-Yellow Argisols and Gleysols, with the area occupied by pasture exceeding 40% in all cases, and being greater than 90% in one case (sub-basin 21). The scenario in which the hydrographic basin was occupied by forest showed the lowest values for the production of water, sediments, and nutrients. This was in contrast to the implementation of annual cultivations, such as sugar cane, which greatly increased the production of sediments and nutrients.

Keywords: Water quality, hydrological modeling, SWAT.

SUMÁRIO

Resumo	vii
Lista de figuras	x
Lista de tabelas	xii
Lista de siglas	xiv
Introdução	19
1.1. Objetivos	23
1.2. Organização da Tese	23
1.3. Fundamentação Teórica	25
1.3.1. Desenvolvimento e Sustentabilidade	25
1.3.2. Recursos hídricos	30
1.3.3. Bacias hidrográficas	33
1.3.4. Qualidade da água	36
1.3.5. Modelagem ambiental	45
1.4. Referências	55
2. Metodologia	64
2.1. Área de estudo	65
2.1.1. Principais problemas na bacia hidrográfica do rio Poxim	68
2.2. Descrição do modelo	69
2.3. Dados de entrada	73
2.4. Monitoramento da qualidade da água	78
2.5. Caracterização dos solos	80
2.6. Referências	80
3. A qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim	86
3.1. Introdução	87
3.2. Qualidade da água	88
3.3. Monitoramento da qualidade da água	90
3.4. Qualidade da água do rio Poxim	92
3.5. Conclusão	103
3.6. Referências	104
4. Propriedades físico-hídricas dos solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	107
4.1. Introdução	108
4.2. Bacias hidrográficas	111
4.3. Propriedades físico-hídricas do solo	112
4.4. Classificação dos solos	114
4.5. Características físico-hídricas	116
4.6. Considerações Finais	123
4.7. Referências	123
5. Determinação da curva-chave no rio Poxim-Açu	127
5.1. Introdução	128
5.2. Material e Métodos	130
5.3. Resultados e Discussão	132
5.4. Conclusão	136
5.5. Referências	137
6. Análise de sensibilidade e calibração de modelo hidrológico na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	139
6.1. Introdução	140

6.2. Análise de sensibilidade	141
6.3. Calibração	146
6.4. Avaliação de desempenho do modelo	147
6.5. Resultados e discussão	151
6.6. Referências	161
7. Modelagem hidrológica da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	166
7.1. Introdução	167
7.2. Nutrientes	169
7.3. Material e Métodos	173
7.3.1. Coleta e análise das amostras de água	173
7.4. Análise de sensibilidade, calibração e validação	173
7.5. Resultados e Discussão	176
7.6. Conclusão	193
7.7. Referências	194
8. Produção e qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu em diferentes cenários de uso da terra	201
8.1. Introdução	203
8.2. Metodologia	204
8.3. Resultados e Discussão	205
8.4. Conclusão	217
8.5. Referências	218
9. Considerações Finais	223

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Localização da bacia hidrográfica do rio Poxim no Brasil e em Sergipe	64
Figura 2.2: Usos do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	66
Figura 2.3: Classes de solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	67
Figura 2.4: Modelo digital de elevação para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	73
Figura 2.5: Subbacias delineadas para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	74
Figura 2.6: Classes de declividade para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	75
Figura 3.1: Localização das estações de coleta de água na bacia hidrográfica do rio Poxim.	91
Figura 3.2: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e frequência de amostras de pH de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	94
Figura 3.3: Variação das concentrações da alcalinidade e dureza e valores de pH para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	94
Figura 3.4: Concentrações máximas, médias e mínimas de alcalinidade (a) e dureza (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	95
Figura 3.5: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal da turbidez (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	96
Figura 3.6: Variação sazonal para a condutividade elétrica (a) e sólidos totais dissolvidos (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	97
Figura 3.7: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) frequência de amostras (b) de oxigênio dissolvido de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	98
Figura 3.8: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações de nitrato (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	100
Figura 3.9: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações do fósforo total (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	101
Figura 3.10: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações da clorofila-a (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	101
Figura 3.11: Concentrações máximas, médias e mínimas de coliformes totais (a) e coliformes termotolerantes (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	102

Figura 3.12: Variação sazonal (a) e frequência de amostras (b) de coliforme termotolerante de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011	103
Figura 4.1: Solos da área de estudo pertencente à bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	115
Figura 4.2: Determinação da velocidade de infiltração da água no solo	121
Figura 4.3: Curvas da velocidade de infiltração e infiltração acumulada medidas no campo (a – Nascente; b – Estação nascente; c – riacho das Minas; d – Assentamento; e – IFS (fruticultura); f – IFS (milho); g – Estação (IFS)	122
Figura 5.1: Localização da bacia hidrográfica do rio Poxim, no Brasil e em Sergipe	131
Figura 5.2: Curva chave da vazão para o rio Poxim-Açu	134
Figura 6.1: Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros em função da variação percentual média no valor da função objetivo	153
Figura 6.2: Hidrograma da vazão diária referente à calibração no período de janeiro a junho de 2012.	159
Figura 6.3: Hidrograma da vazão diária referente à validação no período de agosto a outubro de 2011	159
Figura 7.1: Formas e processos do nitrogênio simulados pelo SWAT	170
Figura 7.2: Formas e processos do fósforo simulados pelo SWAT	171
Figura 7.3: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a vazão referente ao período de julho de 2011 a junho de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	181
Figura 7.4: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a o nitrogênio total referente ao período de março de 2011 a março de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	184
Figura 7.5: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a o fósforo total referente ao período de março de 2011 a fevereiro de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	185
Figura 7.6: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a o fosfato referente ao período de março de 2011 a janeiro de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	185
Figura 7.7: Produção de água, sedimentos, nitrogênio total e fósforo total na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	188
Figura 8.1: Produção média anual de água (mm) na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	206
Figura 8.2: Isoietas de precipitação para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.	207
Figura 8.3: Produção média anual de sedimentos (Mg ano^{-1}) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	211
Figura 8.4: Produção média anual de nitrogênio total (kg ano^{-1}) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	213
Figura 8.5: Produção média anual de fósforo total (kg ano^{-1}) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	214

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Parâmetros de solo para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	76
Tabela 2.2: Solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs	76
Tabela 2.3: Usos do solo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs	76
Tabela 2.4: Declividades da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs	77
Tabela 2.5: Parâmetros climáticos para o gerador climático do SWAT referente à bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	77
Tabela 2.6: Resumo dos requisitos necessários à amostragem	79
Tabela 2.7: Resumo da metodologia analítica adotada	79
Tabela 3.1: Datas das campanhas para monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim	90
Tabela 3.2: Descrição das estações de amostragem da água na bacia hidrográfica do rio Poxim	91
Tabela 3.3: Descritores estatísticos para as variáveis de qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Poxim-Açu/SE	92
Tabela 4.1: Caracterização pedológica, trincheira do IFS, área de fruticultura.	116
Tabela 4.2: Caracterização pedológica, trincheira do IFS, área de próxima à estação pluviométrica.	116
Tabela 4.3: Porcentagens de areia, argila e silte por profundidade nos locais de coleta de solo	117
Tabela 4.4: Propriedades físicas dos solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	118
Tabela 4.5: Classificação do solo a partir da velocidade básica de infiltração	121
Tabela 5.1: Valores de cota e respectivas vazões para o rio Poxim-Açu	133
Tabela 5.2: Vazões calculadas a partir da equação polinomial e exponencial	135
Tabela 6.1: Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações	151
Tabela 6.2: Parâmetros e intervalos dos parâmetros usados na análise de sensibilidade	152
Tabela 6.3: Classificação das sensibilidades dos parâmetros	154

Tabela 6.4: Valores das modificações e finais no processo de calibração manual	155
Tabela 6.5: Resultados da calibração da vazão diária no período de janeiro a junho de 2012	156
Tabela 6.6: Resultados dos critérios de desempenho para os processos de calibração e validação	157
Tabela 7.1: Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações	175
Tabela 7.2: Parâmetros e intervalos dos parâmetros mais sensíveis na análise de sensibilidade	177
Tabela 7.3: Valores das modificações dos parâmetros dos modelos e finais no processo de calibração manual	178
Tabela 7.4: Descritores estatísticos da calibração da vazão mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).	182
Tabela 7.5: Critérios de desempenho para os processos de calibração da vazão mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).	183
Tabela 7.6: Descritores estatísticos para os parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu para o período de fevereiro de 2011 a março de 2012.	184
Tabela 7.7: Critérios de desempenho para os processos de calibração do N_{total} , P_{total} e $P-PO_4^{3-}$ mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).	186
Tabela 7. 8: Produção média de água, sedimentos, nitrogênio total e fósforo total nas subbacias da bacia hidrográfica do rio Poxim para o período de 2000 a 2012.	189
Tabela 7.9: Características das principais subbacias produtoras de nutrientes na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	191
Tabela 7.10: Valores médios de precipitação, produção de sedimentos, vazão, nitrogênio total e fósforo total para a subbacia 25 da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu para o período de 2000 a 2012.	193
Tabela 8.1: Produção de sedimentos anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	212
Tabela 8.2: Produção de nitrogênio total anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	216
Tabela 8.3: Produção de fósforo total anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu	217

LISTA DE SIGLAS

ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ARS	Agricultural Research Service – Seção de Pesquisas Agrícolas
BASINS	Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
COE	Coefficiente de Nash- Sutcliffe
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DDT	dicloro-difenil-tricloroetano
DESO	Companhia de Saneamento de Sergipe
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
EPIC	Erosion-Productivity Impact Calculator
GLEAMS	Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems
HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
IFS	Instituto Federal de Sergipe
IISD	International Institute for Sustainable Development
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	Índice de Qualidade das Águas
ITPS	Instituto Tecnológico de pesquisas de Sergipe
LQA	Laboratório de Química Ambiental
MDE	Modelo digital de elevação
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MNT	Modelo numérico do terreno
OD	Oxigênio dissolvido
pH	potencial hidrogeniônico
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
R ²	Coefficiente de determinação
STD	Sólidos totais dissolvidos
STS	Sólidos totais suspensos
SUDENE	Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins
UN	Nações Unidas
UNEP	United Nations Environment Programme – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
USDA	United States Department of Agriculture – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

UTM	Universal Transversa de Mercator
WRF	Weather Research and Forecasting
WWAP	World Water Assessment Programme
CO ₂	Dioxide de carbon
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
°C	Graus Celsius
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
PO ₄ ⁻³	ortofosfato
HPO ₄ ⁻²	monohidrogenofosfato
H ₂ PO ₄ ⁻¹	Diidrogenofosfato
H ₃ PO ₄	Ácido fósforico
Q _{sim}	Vazão simulada
Q _{95%}	Vazão com 95% de probabilidade de ocorrer
APP	Área de Preservação Permanente
BR	Brasil
UFS	Universidade Federal de Sergipe
CEAP	Service Conservation Effects Assessment Project
MDE	Modelo Digital de Elevação
CN	Curva Número
SCS	Soil Conservation Service
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SRH	Secretária de Recursos Hídricos de Sergipe
ANION_EXCL	Porosidade (%)
SOL_Z	Profundidade do solo (mm)
SOL_BD	Densidade do solo (g cm ⁻³)
SOL_AWC	Conteúdo de água disponível no solo (mmH ₂ O mm ⁻¹ solo)
SOL_CBN	Carbono orgânico (%)
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada (mmh ⁻¹)
CLAY	Argila (%)
SILT	Silte (%)
SAND	Areia (%)
FRSE	Forest evergreen
PAST	Pasture
AGRL	Agricultural Land Generic
SUGC	Sugarcane
FRST	Forest Mixed
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
TMPMX	Temperatura máxima nos diferentes meses do ano (°C);
TMPMN	Temperatura mínima nos diferentes meses do ano (°C);
TMPSTDMX	Desvio padrão da máxima temperatura no mês;

TMPSTDMN	Desvio padrão da mínima temperatura no mês;
PCPMM	Média da precipitação no mês;
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação no mês,
PCPSKW	Coefficiente Skew para a precipitação diária no mês;
PR_W	Probabilidade de dia úmido (com chuva) seguido de um dia seco no mês;
PR_W	Probabilidade de dia úmido seguido de outro dia úmido no mês;
PCPD	Número médio de dias chuvosos no mês;
SOLARAV	Radiação solar média diária no mês ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$);
DEWPT	Ponto de orvalho médio diário no mês ($^{\circ}\text{C}$);
WNDV	Velocidade do vento médio diário no mês (m.s^{-1}).
LQA	Laboratório de Química Ambiental
H_2SO_4	Ácido sulfúrico
VMP	valores máximos permitidos
IFS	Instituto Federal de Sergipe
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
VIB	Velocidade de infiltração básica
R^2	Coefficiente de determinação
NSE	Coefficiente de Eficiência de Nash–Sutcliffe
r	Coefficiente de correlação
LH	Latin Hypercube
OAT	One-factor-At-a-Time
SSQ	Soma dos quadrados dos resíduos
SSQR	Soma dos quadrados da diferença dos dados medidos e simulados após o ordenamento de dados (SSQR).
PBIAS	Percentual de tendência
RMSE	Raiz quadrada do erro quadrático médio
SD	Desvio padrão
RSR	Erro padrão médio normalizado,
Alpha_BF	Fator de escoamento de base,
Biomix	Eficiência de mixagem biológica do solo
Blai	Índice de área foliar potencial máxima
Canmx	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo
Ch_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal principal
Ch_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal
CN2	Valor da curva número para a condição de umidade II (Soil Conservation Soil)
Epc	Fator de compensação de retirada das plantas
Esco	Fator de compensação de evaporação do solo
Gw_Delay	Período de tempo que a água se move da camada de solo mais profunda até o aquífero superficial
Gw_Revap	Coefficiente de escoamento (movimento) de água do aquífero superficial para zona insaturada
Gwqmn	Profundidade mínima do aquífero superficial para que ocorra

	escoamento subterrâneo
Revapmn	Profundidade do aquífero superficial para que ocorra percolação ao aquífero profundo
Slope	Declividade média
Ssubbsn	Comprimento do declive médio
Sol_Alb	Albedo do solo úmido
Sol_Awc	Capacidade de água disponível na camada do solo
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada
Sol_Z	Profundidade máxima da raiz na terra
Surlag	Coefficiente de resposta do escoamento superficial
NPERCO	Coefficiente de percolação do nitrogênio
PHOSKD	Coefficiente de partição do fósforo no solo
PPERCO	Coefficiente de percolação do fósforo

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, aliado ao desenvolvimento econômico, tem produzido grandes mudanças ambientais em todo o mundo. A exploração pouco sustentável dos recursos naturais para a satisfação das necessidades e realização das atividades humanas tem ocasionado impactos negativos sobre o ambiente.

Dentre os recursos naturais, a água é sem dúvida um dos mais afetados. A ocupação dos espaços de forma desordenada e irregular, as atividades agrícolas e industriais, promovem degradação deste recurso, através da poluição, desmatamentos, assoreamento, lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, ocasionando situações de escassez hídrica, tanto em qualidade, como em quantidade. A preocupação com este quadro tem levado a discussões acerca de qual desenvolvimento garantirá a vida no planeta, a sobrevivência de todas as espécies, inclusive a do homem, com qualidade, hoje e no futuro.

A água é elemento essencial para o desenvolvimento, qualquer que seja sua adjetivação. O desenvolvimento social, econômico, sustentável, o desenvolvimento da vida. As civilizações da humanidade cresceram e progrediram às margens de grandes rios, como o Nilo, Tigre, Eufrates, Sena, Danúbio, Tietê, São Francisco, Sergipe. A qualidade de vida das pessoas sempre está associada à presença desse recurso, em quantidade e qualidade adequadas. Atualmente, a água se tornou um bem dotado de valor econômico e presente em vários processos do cotidiano do homem (AGUIAR NETTO; MENDONÇA FILHO; ROCHA, 2010).

Com o paradigma do desenvolvimento sustentável, veio à tona a questão ambiental e com ela as discussões sobre os desafios para a geração atual em gerir os recursos naturais de maneira sustentável e de forma a mantê-los em qualidade e quantidade para as gerações futuras. O ambiente urbano é o resultado das aglomerações localizadas em ambientes naturais transformados, em que o homem é o grande agente transformador, que para garantir a sua sobrevivência e desenvolvimento necessitam de recursos do ambiente natural, promovendo adaptações nas mais variadas condições climáticas, geográficas e topográficas (PHILIPPI JR.; ROMERO; BRUNA, 2004).

A água é fator estruturador do espaço e condicionador da localização e da dinâmica das atividades antrópicas, possuindo importância estratégica no desenvolvimento e expansão dos povos. A situação de escassez hídrica, em qualidade e

quantidade, trouxe novas exigências na integração de esforços na gestão racional dos usos da água (MAGALHÃES JR. et al, 2007).

Em todo mundo existem conflitos pelo uso da água, alguns de dimensões locais, como aquele em que, um agricultor, considera a nascente que brota em suas terras sua propriedade, cabendo-lhe fazer o que desejar. Outros podem ter dimensões regionais, como a indústria que polui um rio sem se preocupar com os que estão à jusante, ou mesmo, guerras em que um país procura anexar terras que não são suas para ter controle das fontes de água.

O Brasil possui 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos, mas levando-se em consideração as vazões oriundas dos países circunvizinhos e que ingressam no país, a disponibilidade aumenta para 18%, mas apesar da riqueza hídrica, assim como cenário mundial, a oferta não é equitativa. Enquanto a Amazônia apresenta 74 % dessa água, a população desta região corresponde a menos de 5 % da população brasileira, algumas bacias hidrográficas da região do Atlântico Nordeste Oriental possuem disponibilidades hídricas inferiores a $500 \text{ m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, o que configura, de acordo com a classificação das Nações Unidas (UN), situação de escassez (BRASIL, 2007). É na região Nordeste que essa disponibilidade é mais injusta, pois 28% da população vivem com 3% dos recursos hídricos, conseqüentemente, em virtude desta situação, muitos conflitos pelo uso da água ocorrem.

Os conflitos não estão restritos a vizinhos, mas extrapolam os limites entre municípios, regiões e países. Diante desse quadro, a gestão de bacias hidrográficas permite resolver conflitos entre os usuários e garantir qualidade de vida à população de uma região.

A gestão é o “modus operandi” cuja premissa básica é manter os recursos naturais disponíveis para o desenvolvimento sustentável, hoje, amanhã e sempre. Portanto, para Bezerra e Munhoz (2000), tem-se por gestão ambiental o conjunto de princípios, estratégias, diretrizes de ações e procedimentos para proteger a integridade dos meios físicos e bióticos, bem como dos grupos sociais que deles dependem.

Para a gestão deve-se ter, ao menos, o conhecimento do funcionamento dos recursos naturais, em uma área, neste caso, a bacia hidrográfica, na sua capacidade de produção e reprodução das quantidades com as qualidades desejadas, para os mais diversos usos (AGUIAR NETTO et al., 2008). A gestão dos recursos hídricos se insere

no contexto das novas práticas para com os recursos naturais, cuja realidade é antecedida por estudos que apontem e demonstrem as formas de apropriação e, os níveis de suporte da relação homem-ambiente. Nesse contexto, a bacia hidrográfica é estabelecida como unidade de planejamento, sendo analisada como um sistema aberto, resultante da interação das ações humanas com os elementos e formas do meio físico e, dentre estes, em especial, a disponibilidade e qualidade das águas (PINTO; AGUIAR NETTO, 2008).

A gestão da água implica em equacionar um balanço entre a disponibilidade e as demandas dos recursos hídricos, com qualidade adequada, para: consumo humano, dessedentação de animais, manutenção da biodiversidade aquática, transporte aquaviário, irrigação, indústria, aproveitamento dos potenciais hidrelétricos, aquicultura, lazer e lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, com a finalidade de sua diluição, transporte ou disposição final (AGUIAR NETTO; MENDONÇA FILHO; ROCHA, 2010).

O estudo integrado de uma bacia hidrográfica pressupõe o entendimento da dinâmica de funcionamento do ambiente natural com ou sem a intervenção humana. O desenvolvimento do projeto deve partir da adoção de uma metodologia de trabalho baseada na compreensão das características e da dinâmica do ambiente natural, através da integração de várias áreas do conhecimento (química, biologia, matemática, geografia, sensoriamento remoto, hidrologia, ecologia, climatologia, ciências sociais e outras) por meio da construção do conhecimento acerca da realidade pesquisada.

Uma importante ferramenta para a representação e compreensão do comportamento hidrológico de uma bacia é a modelagem. Esta permite antecipar eventos, como a representação do impacto da urbanização de uma bacia antes que ela ocorra, e assim medidas preventivas possam ser tomadas, previsão de uma enchente em tempo real, o impacto da alteração de um rio, a ocorrência de eventos extremos estatisticamente possíveis (TUCCI, 2005).

Em Sergipe, o rio Poxim é um dos principais afluentes da bacia hidrográfica do rio Sergipe, uma das mais importantes do estado, e possui importância estratégica para Aracaju, pois contribui com cerca de 30% para o suprimento de água desta cidade, já tendo contribuído com 70% havendo perspectivas de diminuir ainda mais este percentual (SILVA et al., 2004). Seus principais afluentes são os rios Poxim-Açu,

Poxim-Mirim e Pitanga, e sua nascente principal encontra-se localizada na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

A bacia hidrográfica do rio Poxim pode servir como um caso emblemático da política e gestão de recursos hídricos em Sergipe e no Brasil, pois apesar de sua importância histórica e atual como fonte de água, houve pouca preocupação com a efetiva preservação de seus recursos naturais. A ausência de planejamento urbano contribuiu para que os resíduos líquidos fossem jogados em suas águas, na maioria das vezes sem prévio tratamento (AGUIAR NETTO et al., 2007).

Ainda de acordo como Moreira e Aguiar Netto (2006) na bacia hidrográfica foram identificadas várias formas de exploração das fontes de matérias-primas, como a utilização dos recursos naturais como receptores de efluentes e resíduos sólidos, até a retirada quase total da vegetação, estas práticas inutilizam a área que está sendo poluída e as suas áreas de influência ocasionando sérios danos ao meio. Nesta bacia hidrográfica ocorrem usos competitivos, urbano e agrícola, que ocasionam degradação ambiental, comprometendo a quantidade e qualidade de sua água afetando diretamente a vida da população dessa bacia hidrográfica.

É possível através da modelagem ambiental compreender o processo hidrológico na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, simulando a produção de sedimentos, produção e a qualidade da água, colaborando assim para a compreensão dos impactos das alterações ocasionadas pelo uso e manejo do solo e prever possíveis alterações que poderão ocorrer nesta área.

1.1. OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Estudar a dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, a partir do monitoramento quantitativo e qualitativo da água, com a utilização de um modelo matemático para simulação de cenários em função do uso do solo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar e avaliar a distribuição espacial da qualidade e quantidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, fornecendo subsídios para o planejamento ambiental;
- Realizar análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo SWAT para os processos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu;
- Avaliar a variabilidade da produção de água, perda de sedimentos e de nutrientes para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu;
- Analisar os efeitos na qualidade de água devido à mudanças no uso do solo;
- Simular cenários alternativos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, permitindo verificar a influência destes cenários na dinâmica hidrossedimentológica e na qualidade da água;

1.2. ORGANIZAÇÃO DA TESE

Este capítulo traz uma breve introdução além dos objetivos e Fundamentação Teórica abordando os temas: Desenvolvimento e Sustentabilidade, Recursos Hídricos, Bacias Hidrográficas, Qualidade da Água, Modelagem Hidrológica.

No capítulo 2 aborda sobre a área de estudo, aspectos do modelo SWAT, procedimentos metodológicos referentes ao monitoramento da qualidade da água e caracterização dos solos. O principal objetivo foi o de evitar a repetição de aspectos comuns nos capítulos subsequentes. Os demais capítulos são no formato de artigos científicos.

O capítulo 3 descreve a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim, este capítulo será publicado no livro Poxim: Terra e Povo, com lançamento previsto para segundo semestre de 2013.

No capítulo 4 tem por objetivo apresentar os solos na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, este capítulo será publicado no livro Preservando Nascentes e Municípios, com lançamento previsto para o primeiro semestre de 2014.

O capítulo 5 aborda sobre a determinação da relação entre o nível da lâmina de água do rio Poxim-Açu e sua respectiva vazão através da construção curva-chave (publicado no VI Congresso Norte e Nordeste de Pesquisa e Inovação Tecnológica).

No capítulo 6 é apresentada a análise de sensibilidade e calibração da modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

O capítulo 7 trata da modelagem hidrológica da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

O capítulo 8 aborda a dinâmica hidrossedimentológica e qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu em diferentes cenários de uso da terra. Por fim, o capítulo 9 refere-se às considerações finais.

1.3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.3.1. DESENVOLVIMENTO E SUSTENTABILIDADE

O paradigma do desenvolvimento sustentável é inerente à questão ambiental, emergindo assim, discussões referentes aos desafios para a geração atual gerir os recursos naturais de maneira sustentável e de forma a mantê-los em qualidade e quantidade para as gerações futuras. O ambiente urbano é o resultado das aglomerações localizadas em ambientes naturais transformados, em que o homem é o grande agente transformador, que para garantir a sua sobrevivência e desenvolvimento necessita de recursos do ambiente natural, promovendo adaptações nas mais variadas condições climáticas, geográficas e topográficas, (PHILIPPI JR.; ROMERO; BRUNA, 2004).

O aumento populacional é fator limitante para a continuidade do modelo de desenvolvimento vigente até a década de 1980, potencializando assim a preocupação econômica relativa ao uso intensivo e a redução dos estoques dos recursos naturais (SILVA, 2005).

Nessa perspectiva, discussões acerca do modelo de desenvolvimento emergem da problemática ambiental, culminando com o paradigma do desenvolvimento sustentável. A seguir uma breve cronologia é apresentada sobre a evolução do conceito de desenvolvimento sustentável.

A primeira fase da construção da concepção de desenvolvimento sustentável consiste na preocupação com a problemática ambiental, iniciada com a publicação da obra *Silent Spring* (Primavera Silenciosa), de Rachel Carson, em 1962, onde emergem discussões relativas às questões ambientais. Destaque também deve ser dado à criação do Clube de Roma em 1968, organização não-governamental, constituída por um grupo de 30 indivíduos (dentre eles cientistas, economistas, humanistas, industriais, pedagogos e funcionários públicos), que mantinham discussões sobre a crise e o futuro da humanidade, liderados pelo economista e industrial italiano Arrilio Peccei. (CAMARGO, 2005; RODRIGUES; SILVA, 2009).

Neste mesmo ano, é realizada a Conferência Intergovernamental para o Uso Racional e a Conservação da Biosfera, subsidiada pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), onde ocorrem as discussões iniciais sobre o conceito de desenvolvimento ecologicamente sustentável (IISD, 2009).

O Relatório de Fournex (1971), preparado por um grupo de especialistas para integração do meio ambiente e estratégias de desenvolvimento, é considerado um documento preparatório da primeira Conferência Mundial das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, em Estocolmo, em 1972. Este relatório destaca que o meio ambiente é fundamental e indispensável para se atingir o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida (AMÂNCIO, 2001).

A reflexão sobre a relação entre o ambiente e o crescimento foi objeto de debate no final da década de 1960, destacando-se duas posições. De um lado, os que defendiam que a problemática ambiental foi criada pelos países desenvolvidos, como forma de inibir o desenvolvimento dos países em vias de desenvolvimento, assim quando a renda per capita desses países aumentasse, a discussão sobre a deterioração ambiental seria retomada. Do outro lado, estavam os defensores dos “limites do crescimento”, esta ideia evidenciava que o crescimento exponencial ilimitado era incompatível com a disponibilidade limitada dos recursos naturais e, como alternativa, enfatizavam o crescimento zero, inspirados no primeiro relatório do Clube de Roma, *The limits to growth* (Os limites do crescimento) elaborado a partir de um modelo econométrico que previa o esgotamento dos recursos renováveis e não renováveis diante do modelo de crescimento, o padrão tecnológico e a estrutura da demanda internacional vigentes. O relatório alertou para a taxa de crescimento da população mundial superior à taxa de produção de alimentos e de consumo dos recursos naturais. Os países do norte criticavam este relatório por não apresentar soluções tecnológicas, já os países do sul se irritaram, pois ele abordava o abandono do desenvolvimento econômico (AMÂNCIO, 2001; IISD, 2009).

Também em 1972, ocorre a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano, ou Conferência de Estocolmo (Suécia), que abordou os problemas de poluição e a chuva ácida no norte europeu. Destacou também problemas da pobreza e do crescimento da população, além da elaboração de metas ambientais e sociais, centradas principalmente nos países em desenvolvimento. Como resultado desta conferência é criado o United Nations Environment Programme – UNEP, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (CAMARGO, 2005; IISD, 2009).

Os países em desenvolvimento, a partir da Conferência de Estocolmo, atribuíram à causa da crise ambiental, às nações industrializadas, pois o modo de produção, capitalista ou socialista, requer grande quantidade de recursos e energia do planeta,

causando poluição e impacto ambiental. Inicia-se o conflito Norte-Sul, começando a transferir as atenções do crescimento populacional nos países do Sul para os padrões de produção dos países do Norte Ocidental (PORTILHO, 2005).

Em 1974, ocorre o Simpósio Internacional de Cocoyok, México, alguns itens de destaque da declaração resultante desse evento são: a explosão populacional tem como uma das suas causas a falta de recursos de qualquer tipo; pobreza gera o desequilíbrio demográfico; os países industrializados contribuem para os problemas do subdesenvolvimento por causa do seu nível exagerado de consumo; os países industrializados têm que baixar seu consumo e sua participação desproporcional na poluição da biosfera. Cocoyok deixou dois movimentos alternativos, o que fixava como prioridade as necessidades básicas, em oposição ao crescimento puro e simples, e o que priorizava a questão da sustentabilidade dos recursos naturais e meio ambiente (BRÜSEKE, 1994; AMÂNCIO, 2001).

A década de 1980 é marcada pela fase de conceitualização na concepção do desenvolvimento sustentável (RODRIGUEZ e SILVA, 2009). Em 1980, a Estratégia Mundial para a Conservação é lançada pela União Internacional para Conservação da Natureza. O relatório apela a uma nova estratégia de desenvolvimento internacional para compensar as desigualdades. A Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, também conhecida como Comissão Brundtland, é criada pela Nações Unidas (UN) em 1983.

O Relatório Brundtland, intitulado *Our Common Future* (Nosso Futuro Comum), publicado em 1987 pela Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, relacionou as questões sociais, econômicas, culturais e ambientais e soluções globais e difundiu o conceito de Desenvolvimento Sustentável. O relatório aponta como obstáculos para o desenvolvimento problemas como crescimento demográfico, deterioração do solo pela agricultura, desflorestamento, destruição das espécies, mudanças climáticas (IISD, 2009).

Neste relatório, o conceito de Desenvolvimento Sustentável enfoca o tripé: crescimento econômico, equidade social e equilíbrio ecológico, com ênfase na redução do consumo e a mudança na forma de exploração dos recursos naturais, redução da dívida externa dos países pobres e reorientação dos recursos destinados aos orçamentos militares, como forma de alterar as relações econômicas internacionais e diminuir as desigualdades sociais. A definição clássica de desenvolvimento sustentável emerge do

documento em questão, significando atender às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de responderem às suas próprias necessidades.

A fase de institucionalização ocorre com a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), em 1992 no Rio de Janeiro, conhecida como a ECO 92 ou Cúpula da Terra, que marca a reafirmação da Declaração de Estocolmo e aprovação de documento político, a Agenda 21, com compromissos assumidos pelos Estados com relação ao meio ambiente e ao desenvolvimento e consagração do termo sustentável.

Vários capítulos da Agenda 21 destacam a promoção do desenvolvimento sustentável. Além da Agenda 21, também foram aprovados outros documentos oficiais: Convenção sobre mudanças climáticas; Declaração de princípios sobre florestas; Declaração do Rio de Janeiro sobre meio ambiente e o desenvolvimento (IISD, 2009; RODRIGUEZ e SILVA, 2009).

Após a CNUMAD, em 1993, ocorre a primeira reunião da Comissão das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, criada para assegurar o acompanhamento da CNUMAD, reforçar a cooperação internacional e racionalizar a capacidade de decisão intergovernamental (IISD, 2009).

A Agenda 21 brasileira, em suas ações prioritárias, sinaliza que o desenvolvimento sustentável deve ser entendido como um conjunto de mudanças estruturais articuladas, que internalizam a dimensão da sustentabilidade nos diversos níveis, dentro do novo modelo da sociedade da informação e do conhecimento (BRASIL, 2004b).

A partir do ano 2000, inicia-se a fase da gestão ambiental, materializada das ideias e do aparecimento de numerosos projetos práticos, dirigidos a reverter as situações de insustentabilidade, apesar de não haver consenso entre o que é ou não sustentável. Destaca-se a campanha das Nações Unidas “Década para Educação para o Desenvolvimento Sustentável”, exigindo da educação ambiental uma reorientação para a temática da sustentabilidade (RODRIGUEZ e SILVA, 2009).

Embora não exista uma unanimidade acadêmica, científica e política a respeito da temática do desenvolvimento sustentável, alguns aspectos apontam para uma convergência de aspectos conceituais, como as dimensões que devem ser contempladas

para que se alcancem níveis maiores de sustentabilidade. As principais dimensões são: ambiental, econômica e social, além de outras dimensões que estão sendo cada vez mais citadas, como a institucional e a cultural.

Rodriguez e Silva (2009) definem o conceito de desenvolvimento sustentável englobando: a Visão Geracional, concebida a partir do conceito de desenvolvimento sustentável definida pelo Relatório Bruntland; Visão Ecológica: busca-se a melhoria das condições de vida respeitando a capacidade suporte do meio ambiente; Visão radical: deve haver a tomada progressiva do poder pela comunidade e pela maioria da população; Visão Tecnicista: considera a gestão e a conservação da base de recursos naturais e a orientação das mudanças tecnológicas para assegurar e alcançar a satisfação permanente das necessidades humanas pelas gerações presentes e futuras; Visão Operacional: o uso dos recursos naturais deve ser abaixo de sua capacidade de renovação.

Percebe-se que o conceito de desenvolvimento sustentável está bastante difundido entre os órgãos, instituições e comunidade científica internacional, mas a dúvida de como atingi-lo é uma questão a ser respondida. Como saber que uma comunidade, uma região, uma nação está desenvolvendo-se de forma sustentável? Qual o estado ideal de desenvolvimento sustentável?

Nesse sentido, a discussão sobre desenvolvimento sustentável está associada com a temática da sustentabilidade. Dessa forma, o desenvolvimento sustentável relaciona-se com o meio para se atingir a sustentabilidade, esta considerada como o fim. A preocupação com a sustentabilidade vincula-se com ao lugar a que se pretende chegar, é o futuro, já o desenvolvimento preocupa-se em como se pretende chegar, sendo assim o presente (SILVA, 2005).

O desenvolvimento sustentável deve ser compreendido como elemento articulador, como o eixo ao redor do qual o próprio processo de desenvolvimento seria estruturado e subordinado à sustentabilidade dos sistemas naturais, considerada como sustentabilidade ambiental (RODRIGUEZ e SILVA, 2009).

Diante de todas as concepções, o desenvolvimento sustentável deve partir da necessidade da mudança de hábitos de consumo e produção mundial, pois o meio ambiente é fator chave para o desenvolvimento, uma vez que não só fornece os recursos

necessários para todos os sistemas de produção, mas também é essencial para garantir as necessidades básicas de todo ser humano.

1.3.2. RECURSOS HÍDRICOS

Estima-se que a quantidade de água contida na hidrosfera terrestre é cerca de 1.386 milhões de km³, e que destes 97,5% é água salgada, sendo apenas 2,5% água doce. Do percentual de água doce, apenas 0,26% está armazenada em sistemas de fácil acessibilidade, como rios, lagos e reservatórios (SETTI et al., 2001). A quantidade de água doce armazenada no planeta, em lagos, rios e reservatórios é considerada constante, cerca de 8.000 km³ (WWAP, 2003), o que seria suficiente para atender toda população.

A demanda total de água no mundo no ano 2000 foi estimada em 3.940 km³, o que representa menos de 10% do volume total disponível, assim a nível global, não há escassez hídrica. Mas não é isto que se verifica em muitas partes do mundo, pois a disponibilidade hídrica não equitativa no mundo, ao contrário, é bastante variável no tempo e espaço, em razão de peculiaridades climáticas causadas por diferenças de latitude, longitude e altitude, além disso, tem-se as atividades antrópicas que alteram o padrão espacial de vazão natural, que em alguns casos, alcançam uma variação de mais de 70% e a distribuição populacional no planeta (SETTI et al., 2001; TUNDISI, 2011).

Ainda de acordo como o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) há água suficiente no planeta para satisfação das necessidades domésticas, para a agricultura e indústria, contudo, as pessoas mais carentes são excluídas do acesso. A escassez não é vista apenas como distribuição desigual entre países e no interior dos mesmos, mas também como um produto de processos políticos e de instituições desfavoráveis às pessoas carentes, que em muitos países recebem menos, pagam muito e devem suportar o fardo dos custos de desenvolvimento humano associados à escassez (PNUD, 2006).

Até o ano de 2025, serão mais de três bilhões de pessoas vivendo em países submetidos a grande pressão sobre os recursos hídricos. Países densamente povoados, dentre eles China e Índia, pertencerão ao clube mundial dos ameaçados por falta de água. Mais de 1,4 bilhões de pessoas estão vivendo em bacias hidrográficas onde a extração de água excede os níveis mínimos necessários para a reposição, ocasionando

dissecação dos rios e esgotamento das águas subterrâneas, além disso, até o ano de 2080, a insegurança da água e as alterações climáticas tendem a aumentar de 75 para 125 milhões, a quantidade de pessoas subnutridas em todo o mundo (PNUD, 2006).

O consumo *per capita* mundial tende a crescer devido à melhoria dos níveis de vida, ao crescimento populacional e em consequência a porcentagem da água apropriada aumenta. Aliado a isto, a variação espacial e temporal da água disponível, começa a tornar escassa a quantidade de água existente para todos os usos, provocando a crise mundial da água. Mas a crise da água não ocorre apenas pela redução de oferta hídrica, mas também pela degradação de sua qualidade. Cerca de 2 milhões de toneladas de dejetos (industriais, domésticos e agrícolas) são lançados diariamente em águas receptoras, com uma produção global de águas residuais de aproximadamente 1.500 km³. Considerando que 1 L de água residual contamina 8 L de água doce, o volume de águas residuais pode atingir a marca de 12.000 km³ (WWAP, 2003).

Ainda de acordo com PNUD (2006), a qualidade também tem influência no volume disponível para consumo, e em muitas das bacias mais ameaçadas pela escassez, a quantidade tem vindo a ser comprometida pelos índices de poluição.

Um dos grandes desafios deste milênio é sem dúvida a gestão dos recursos hídricos. Outrora, não se tinha esta preocupação, pois os estoques de água supriam as necessidades básicas do ser humano e, deveriam continuar suprindo. Contudo, o crescimento da população e o modelo de desenvolvimento adotado pela maioria dos países, que tem por base produção e consumo insustentáveis para a capacidade suporte do ambiente, têm levado ao esgotamento dos recursos naturais. Nesse contexto, a água é um dos recursos mais explorados e, também um dos mais degradados, ou seja, o modelo de desenvolvimento que não é integrado com a sustentabilidade do ambiente tem levado à degradação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos.

Em outras palavras, a gestão objetiva garantir a disponibilidade hídrica para os múltiplos usos a que se destina, a preservação e recuperação da qualidade dos corpos d'água, além de seu uso racional e eficiente. O processo de gestão deve ser dinâmico para evitar situações de conflitos de interesses entre os usuários, abordando os aspectos ambientais, econômicos, sociais, culturais dos recursos hídricos dentro de uma bacia hidrográfica, pois os problemas ambientais devem ser abordados de forma sistêmica e multidisciplinar.

Apesar da evolução da gestão dos recursos hídricos, a United Nations (UN) e World Water Assessment Programme (WWAP), em 2003, projetavam que cerca de 25.000 pessoas por dia morreriam devido à desnutrição e 6.000 pessoas, muitas delas crianças menores de 5 anos de idade, morreriam devido à doenças de veiculação hídrica.

Nesse sentido, a Agenda 21, capítulo 18, destaca o desenvolvimento e manejo integrado dos recursos hídricos, como área de programa para o setor de água doce, que deve ser de forma holística, tendo em vista que a água é um recurso finito e vulnerável, e a necessidade da integração de planos e programas hídricos setoriais aos planos econômicos e sociais. Outro programa proposto é a avaliação dos recursos hídricos, que deve buscar o desenvolvimento de modelos hidrológicos globais para apoiar as análises do impacto da mudança climática e avaliação dos recursos hídricos em macroescala.

Já a Agenda 21 Brasileira destaca problemas existentes na área de recursos hídricos, especificamente, águas doces: *i.* ausência de acompanhamento sistemático das condições de poluição dos sistemas hídricos, os poucos existentes estão restritos à área de saneamento urbano; *ii.* ausência de sistemas integrados sobre bacias hidrográficas que permitam a adoção de medidas mais estruturadas de combate à poluição hídrica; ausência de práticas efetivas da política de gestão integrada de recursos hídricos para a resolução dos conflitos de interesses com relação aos múltiplos usos da água. Referente à qualidade dos recursos hídricos, os problemas mais graves na área de poluição no país são: poluição por esgotos domésticos; poluição industrial; disposição dos resíduos sólidos; poluição difusa de origem agrícola; poluição acidental; eutrofização de lagos e represas; salinização de rios e açudes; poluição por mineração; falta de proteção dos mananciais superficiais e subterrâneos (BRASIL, 2004a).

Nesse sentido, no documento *Agenda 21 Brasileira: ações prioritárias*, em sua plataforma de 21 ações prioritárias inclui a preservação da quantidade e melhoria da qualidade da água nas bacia hidrográficas como um de seus objetivos (BRASIL, 2004b).

De acordo com Tucci (2001), um dos maiores problemas referentes aos recursos hídricos é a redução da disponibilidade hídrica ocasionada pela degradação da qualidade da água dos mananciais. Para a resolução deste problema é essencial o levantamento de informações, fiscalização e monitoramento das águas.

Percebe-se assim a importância de estudos que busquem analisar a quantidade e qualidade da água no tempo e no espaço a fim de conhecer a realidade dos recursos hídricos, e fornecer subsídios para a gestão integrada dos recursos hídricos.

1.3.3. BACIAS HIDROGRÁFICAS

A existência do homem e o desenvolvimento das atividades para sua sobrevivência sempre ocorrem dentro de uma bacia hidrográfica. É um sistema dinâmico e complexo. Dinâmico devido à ocorrência dos referentes ao ciclo hidrológico, importantes para a recarga dos corpos hídricos, e complexo devido à interação de diferentes processos que ocorrem na bacia hidrográfica, tais como precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração, além do transporte de sedimentos.

A bacia hidrográfica é a unidade de planejamento para o gerenciamento e manejo de recursos hídricos. Toda ocorrência de eventos em uma bacia hidrográfica, de origem antrópica ou natural interfere na dinâmica desse sistema.

Pires; Santos; Del Prette (2008) entendem que uma bacia hidrográfica compreende o conjunto de terras drenadas por um corpo d'água principal e seus afluentes, é a forma mais adequada para estudar os processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, como a qualidade e produção da água, além dos fluxos de sedimentos e nutrientes.

De acordo com Silveira (2009), a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório, constituindo-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar um leito único. Segundo o mesmo autor, pode ser considerada como um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente.

Em uma bacia hidrográfica, a precipitação cai sobre as vertentes, ocorrendo à infiltração nos solos e o escoamento superficial. A água de escoamento se encaminha à rede de drenagem. Para Silveira (2009), as vertentes são fontes produtoras de água e sedimentos e a rede de drenagem como transportadora de água e sedimentos,

respectivamente. Os sedimentos produzidos por fenômenos de erosão são transportados pela rede de drenagem, juntando-se com a carga significativa de sedimentos produzida nos próprios leitos dos rios. Dessa forma, as vertentes e os leitos dos rios estão continuamente em interação para a alteração da bacia hidrográfica.

Tanto a quantidade, como a qualidade da água, se relacionam com o uso e ocupação de uma bacia hidrográfica. Em condições naturais de preservação, a qualidade da água é afetada pelo tipo de solo, pela cobertura existente, além do escoamento superficial e pela infiltração no solo, decorrentes da precipitação. Contudo, o que modifica drasticamente as condições de uma bacia hidrográfica é a ação humana, provocando a poluição dos corpos d'água, de forma pontual, através da geração de efluentes domésticos e industriais, ou de forma difusa, como ocorre com a aplicação de insumos agrícolas (fertilizantes, pesticidas, herbicidas, dentre outros) nos agroecossistemas.

Percebe-se que, o atual modelo de desenvolvimento tem feito com que intervenções antrópicas em uma bacia hidrográfica provoquem grandes alterações na dinâmica hidrossedimentológica da mesma, favorecendo processos erosivos que aumentam a carga de sedimentos nos corpos d'água, comprometendo assim a quantidade e qualidade da água para os diferentes usos a que se destina.

O desenvolvimento sustentável está relacionado com o planejamento e gestão dos recursos naturais existentes em uma bacia hidrográfica, pois é possível ter uma visão conjunta do comportamento das condições naturais e das atividades humanas nelas desenvolvidas (CUNHA e GUERRA, 2010), portanto, seu planejamento deve orientar o uso adequado de todos os recursos existentes, não apenas os recursos hídricos, garantindo o desenvolvimento sustentável. Acrescenta-se também que o planejamento deve ter como meta recuperar a qualidade dos cursos d'água, garantir o abastecimento de água atual e futuro, garantindo alternativas de desenvolvimento econômico e social em consonância com a disponibilidade e a qualidade das águas (TUNDISI, 2003).

Para que o processo de planejamento e gestão seja eficiente, o conhecimento e monitoramento da disponibilidade e demanda hídrica são fundamentais. O monitoramento de uma bacia hidrográfica fornece informações sobre sua dinâmica permitindo obter indicações sobre situações de conflito, a além de possibilitar o reconhecimento de questões relacionadas ao fornecimento de água, regime hidrológico,

erosão e assoreamento, inundações, consequências das práticas de manejo e uso do solo, de forma a garantir o desenvolvimento sustentável em uma região.

A sustentabilidade é prejudicada através de várias práticas em diferentes níveis. Em um nível micro, a compactação, a destruição da matéria orgânica e a destruição da microbiologia do solo são alguns exemplos de consequências de práticas de manejo inadequado, que ocorrem em uma propriedade rural, e que contribuem para a degradação de importante fator hidrológico da manutenção dos recursos hídricos, que é o processo de infiltração de água no solo. Já em uma microbacia hidrográfica, em nível meso, o traçado de estradas que não leva em conta as características da bacia, sempre constitui um foco permanente de erosão, degradando tanto o potencial produtivo do solo, como a qualidade da água. Em escala macro ou regional, a disponibilidade hídrica natural, quantificada através do balanço hídrico, é um exemplo de indicador de sustentabilidade dos recursos hídricos (LIMA, 2000).

Segundo Tucci (2005), a alteração da superfície de uma bacia hidrográfica tem impactos significativos sobre o escoamento, provocando comportamento de enchentes, nas vazões mínimas e na vazão média. As alterações sobre o uso e manejo do solo da bacia podem ser classificadas quanto ao tipo de mudança (desmatamento e reflorestamento), ao tipo de uso da superfície (urbanização, reflorestamento para exploração sistemática, culturas agrícolas de subsistência, anuais ou perenes) e método de alteração (queimada, manual, equipamentos). O desmatamento da superfície de uma bacia hidrográfica provoca também alteração na precipitação. Percebe-se dessa forma que alterações em uma bacia hidrográfica provocam modificações no ciclo hidrológico.

As abordagens metodológicas utilizadas para o estudo e gerenciamento de uma bacia hidrográfica devem relacionar-se com as teorias e modelos que possam explicar, prever e organizar adequadamente as informações úteis ao processo de gestão ambiental (PIRES; SANTOS; DEL PRETTE, 2008).

O planejamento e gestão de uma bacia hidrográfica devem ter dentre seus objetivos a incorporação de todos os recursos ambientais da área de drenagem, ou seja, não apenas o recurso hídrico. Deve também adotar uma abordagem integrada dos aspectos ambientais, sociais, econômicos e políticos, enfatizando os primeiros. Por fim, deve incluir os objetivos de qualidade ambiental para utilização dos recursos, aumentando a produtividade dos mesmos e reduzindo e impactos e riscos ambientais (LORANDI e CANÇADO, 2008).

Dessa forma, a modelagem ambiental de uma bacia hidrográfica fornece subsídios para o seu planejamento e gestão em função das alterações nos diferentes usos da terra, através da elaboração de cenários que permitam simular as prováveis mudanças ambientais.

1.3.4. QUALIDADE DA ÁGUA

A preocupação mundial com a escassez de água, não só em quantidade, mas também em qualidade, tem aumentado cada vez mais nos últimos anos. Essa escassez, mesmo em regiões que possuem grandes mananciais, muitas vezes decorre da gestão e manejo inadequados dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica (SILVA, 2006). Essa preocupação torna-se um fator crítico em ambientes quentes e úmidos onde as pessoas necessitam de mais água que em áreas temperadas, além disso a qualidade da água pode se deteriorar durante eventos como secas, enchentes e chuvas. (LUCERO; GUNN; SCARBOROUGH, 2011).

Entretanto, cada vez se torna mais difícil encontrar mananciais que possam atender aos diferentes usos, em virtude da degradação da qualidade da água. Diariamente no Brasil são lançadas nos rios toneladas de esgoto doméstico sem tratamento, efluentes industriais, resíduos de atividades agropecuárias, além da disposição inadequada dos resíduos sólidos. Somam-se também a perda da vegetação ciliar e o desmatamento, que favorecem a erosão e o assoreamento, comprometendo a qualidade das águas, e provocando poluição hídrica.

A poluição pode ser definida como desequilíbrio e/ou desestruturação em sistemas biogeoquímicos, que ocasionam perda da qualidade de vida e levam a insustentabilidade dos ecossistemas. Nos corpos d' água a poluição é caracterizada por qualquer alteração nas condições naturais de um recurso hídrico, ou seja, alteração nas características físicas, químicas ou biológicas decorrentes de atividades humanas, de modo a torná-los prejudiciais aos seres vivos que deles dependam, ou ainda que dificulte ou impeça um determinado uso. A poluição hídrica prejudicial à saúde humana é denominada de contaminação, sua avaliação envolve a determinação da presença e da concentração de substâncias potencialmente nocivas, em pontos amostrais determinados com base na identificação de poluentes específicos, através de análises físicas, químicas e biológicas (BENETTI e BIDONE, 2009; BOLLMANN e EDWIGES, 2008; LORANDI e CANÇADO, 2008).

As principais causas dos impactos negativos em ecossistemas aquáticos continentais e subterrâneos são o crescimento populacional mundial e o grau de urbanização. Com o crescimento demográfico aumenta a necessidade de produção de bens de consumo e alimentos, neste último caso, refletindo na incorporação de novas áreas agrícolas, ocasionando ruptura do equilíbrio ecológico, com a redução do índice de diversidade das comunidades. A rápida taxa de urbanização tem grandes consequências, uma vez que altera a drenagem e produz problemas à saúde humana, além de impactos como enchentes, deslizamentos e desastres provocados pelo desequilíbrio no escoamento das águas (BENETTI e BIDONE, 2009; TUNDISI e TUNDISI, 2011).

Fontes de poluição pontuais, como efluentes industriais e domésticos, contribuem não só com o lançamento de substâncias prejudiciais, mas também com a contaminação bacteriológica, que ocasionam doenças veiculadas pela água e aumento em parâmetros como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) a demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos totais suspensos (STS) e salinidade, de forma a degradar a qualidade da água, tornando-a imprópria para consumo e outros fins (AZIZULLAH et al., 2011).

O escoamento superficial de áreas cultivadas e de efluentes domésticos de áreas sem saneamento representam as principais fontes de poluição difusa (JUDOVÁ; JANSKÝ, 2005). Estas fontes são de difícil controle, pois há dificuldade de relacioná-las com sua origem. Os principais problemas ambientais encontrados nas bacias hidrográficas agrícolas são gerados por fontes de poluição difusa, para localizá-las muitos gestores aplicam modelos distribuídos de bacias hidrográficas (BALTOKOSKI et al., 2010, WHITE et al., 2010).

Em geral, o uso e ocupação do solo implicam em diferentes comportamentos nos atributos do solo e da água, sendo que a remoção das florestas tem causado aumento significativo dos processos que levam à degradação de imensas áreas, com prejuízos aos recursos hídricos e à biodiversidade (PINTO et al., 2009)

Dessa forma, a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) definiu parâmetros que estabelecem limites aceitáveis de determinadas substâncias químicas, considerando os diferentes usos da água. Os corpos d'água doces, salobras e salinas foram classificados em treze classes, sendo cinco classes de

água doce (salinidade inferior a 0,5%), quatro salobras (salinidade entre 0,5 e 30%) e quatro classes salinas (salinidade superior a 30%).

A qualidade da água, antes de tudo, refere-se não a um estado original de pureza, mas, sobretudo a características químicas, físicas e biológicas que os corpos d'água devem apresentar de acordo com os múltiplos usos a que se destinam (SILVA, 2006). As características físicas, químicas e biológicas das águas naturais decorrem de uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e na bacia hidrográfica, uma vez que as substâncias dissolvidas presentes nas águas naturais relacionam-se com o tipo de uso e com atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, além do transporte superficial e subterrâneo (LIBÂNIO, 2005).

Vários trabalhos na literatura relatam alterações do uso e ocupação do solo de uma bacia hidrográfica com a redução da qualidade da água (AGUIAR NETTO et al., 2013; BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008; BUENO et al., 2005; HUEY e MEYER, 2010; SILVA et al., 2007; SILVA, et al., 2009)

Os principais poluentes hídricos podem ser classificados em diferentes grupos. Dessa forma, tem-se o grupo dos patógenos, dentre eles bactérias, vírus e protozoários, o grupo dos poluentes inorgânicos (ácidos, sais e metais tóxicos), os ânions e cátions (nitratos, fosfatos, sulfatos, cálcio, magnésio, dentre outros). Substâncias como óleos e pesticidas também são consideradas prejudiciais à qualidade da água. Quando estas substâncias excedem os limites estipulados são prejudiciais provocando problemas à saúde humana e aos ecossistemas (AZIZULLAH et al., 2011).

Na gestão de uma bacia hidrográfica deve-se conhecer o estado dos recursos hídricos, o que deve ser feito através do monitoramento, que por sua vez permite conhecer a qualidade da água dos mananciais. Ainda de acordo como Voncina et al. (2002) tanto as séries temporais de poluição, como os resultados de parâmetros específicos são importantes indicadores e podem auxiliar o planejamento de ações preventivas de curto e longo prazos. Uma avaliação criteriosa da qualidade das águas requer uma estrutura metodológica que seja capaz de integrar variáveis representativas dos processos que alterem suas condições estruturais, bem como das respostas à ação dos estímulos externos, que podem variar do nível individual ao ecossistêmico (BOLLMANN e EDWIGES, 2008).

A seguir serão apresentadas definições para parâmetros de qualidade da água, iniciando-se com os principais parâmetros físicos.

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. A alta concentração de material suspenso dificulta a propagação da luz, o que pode influir nas características do ecossistema presente. Esta interferência pode ser provocada por microorganismos, sílica, manganês, entre outros e pode reduzir a penetração da luz solar, prejudicando a fotossíntese. Sua origem pode estar ligada a causas naturais (características geológicas das bacias de drenagem, altos índices pluviométricos, escoamento superficial), ou antropogênicas (uso de práticas agrícolas inadequadas, lançamento de efluentes industriais e esgotos domésticos) (LIBÂNIO, 2005; MARQUES et al., 2007; TUCCI, 2005; VON SPERLING, 2005).

A turbidez é um parâmetro que indica qualidade estética das águas de abastecimento público, pois partículas grandes podem abrigar microrganismos. A sedimentação destas partículas dá origem a bancos de lodos, que através da digestão anaeróbia, conduz à formação principalmente dos gases metano e carbônico, além gases nitrogênio e sulfídrico (MARQUES et al., 2007).

A temperatura representa a medida da intensidade de calor. A elevação de temperatura aumenta as taxas de reações físicas, químicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases (VON SPERLING, 2005).

Os sólidos presentes nas águas podem ter origem natural ou antropogênica, o primeiro caso são provenientes do intemperismo das rochas e de processos erosivos dos solos. Com relação à origem antropogênica, os sólidos advêm de esgotos domésticos não tratados e perdas de solos por erosão. Os sólidos totais são classificados em dissolvidos e em suspensão.

Os sólidos dissolvidos podem ser classificados em voláteis e fixos. A fração volátil dos sólidos dissolvidos representa uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, enquanto os sólidos fixos representam a matéria orgânica ou mineral. Os sólidos em suspensão são classificados em sedimentáveis e não sedimentáveis, e alta concentração de sólidos em suspensão seja indicativo de degradação ambiental (LIBÂNIO, 2005; SILVA et al., 2008; VON SPERLING, 2005).

Referente aos parâmetros químicos, o pH, potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons hidrogênio H^+ dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade. Influencia a solubilidade de diversas substâncias, nas

formas livre e ionizada de diversos compostos (LIBÂNIO, 2005). O pH está relacionado à causas naturais como dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese, ou à causas antropogênicas como despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005).

O pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e complexas de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Nas águas naturais o pH é alterado pelas concentrações de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH e das reações de íons de carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina (ESTEVES, 2011).

A condutividade elétrica é a capacidade de uma solução em transmitir corrente elétrica devido à presença de substâncias dissolvidas na água, dissociadas ionicamente, dessa forma, condutividade elétrica se eleva proporcionalmente à concentração dos sólidos dissolvidos. A condutividade elétrica está relacionada à salinidade e constitui-se um importante indicador de eventual lançamento de efluentes devido à relação com os sólidos totais dissolvidos (LIBÂNIO, 2005), dessa forma, este parâmetro permite ainda verificar a influência direta e indireta de atividades rurais e urbanas nas bacias sobre os recursos hídricos.

A alcalinidade está relacionada com a presença de íons de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. É uma medida que reflete a capacidade da água de neutralizar ácidos. A distribuição das três formas na água é função do pH: $pH > 9,4$, hidróxidos e carbonatos; pH entre 8,3 e 9,4, carbonatos e bicarbonatos e; pH entre 4,4 e 8,3, apenas bicarbonatos.

Já a acidez representa a capacidade da água em resistir às mudanças de pH causadas pelas bases, sua ocorrência se deve principalmente à presença de gás carbônico livre (VON SPERLING, 2005). Para águas com pH inferior a 4,5, a acidez decorre de ácidos minerais fortes, geralmente resultante de despejos industriais, pH entre 4,5 e 8,2, acidez devido ao CO_2 e para pH maior que 8,2, CO_2 livre ausente (LIBÂNIO, 2005).

A dureza total expressa a concentração de sais principalmente de cálcio e magnésio, e em menor proporção alumínio, ferro, manganês e estrôncio. A dureza pode ser classificada em carbonatada, associada à presença de bicarbonato e carbonato, e

dureza não carbonatada, associada à presença de ânions, especialmente cloreto e sulfato. Conforme os teores de sais de cálcio e magnésio, expressos em mg.L^{-1} de CaCO_3 , a água pode ser classificada em: água mole, dureza até 50 mg.L^{-1} ; água moderadamente dura, dureza entre 50 e 150 mg.L^{-1} ; água dura, dureza entre 150 e 300 mg.L^{-1} ; água muito dura, dureza acima de 300 mg.L^{-1} (LIBÂNIO, 2005; VON SERLING, 2005).

A presença de cloretos nas águas superficiais está associada à dissolução de minerais e intrusão de águas salinas, como também à ocorrência de lançamentos de efluentes domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005).

O oxigênio dissolvido (OD) indica o grau de arejamento da água, representando um ótimo indicador de qualidade de água, é o critério mais importante na determinação das condições sanitárias das águas superficiais, sendo sua presença essencial para os seres aquáticos aeróbios. Quanto maior a concentração de OD melhor a qualidade da água. O OD avalia o efeito de despejos oxidáveis no recurso hídrico, é um indicador das condições de vida na água, do grau de poluição de um rio e do processo de autodepuração, ressalta-se ainda que, os níveis de OD representam exigências básicas e indicadoras de qualidade ambiental para a vida estuarina (MACÊDO, 2003; MARKAND et al., 2011; TUCCI, 2005). As variações nos teores de OD estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos. A manutenção da vida aquática aeróbia requer a faixa de valores de oxigênio dissolvido entre 2 a 5 mg.L^{-1} , de acordo com o grau de exigência de cada organismo (LIBÂNIO, 2005).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa a quantidade de oxigênio molecular necessária à estabilização da matéria orgânica carbonada decomposta aerobicamente por via biológica, ou seja, mede a quantidade de oxigênio usado pela água, na oxidação da matéria orgânica. É um importante indicador de qualidade de águas naturais, caracterizando o grau de poluição de um corpo hídrico (MACÊDO, 2003; TUCCI, 2005; VON SPERLING, 2005). A determinação da DBO é realizada a partir da diferença de concentração de oxigênio na amostra de água em período de 5 dias e temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (LIBÂNIO, 2005).

O nitrogênio se destaca como elemento de grande importância, junto com o fósforo, no desenvolvimento do fito e zooplâncton, como também no processo de eutrofização, sendo que as principais formas de ocorrência de nitrogênio em água são: N_2 , compostos orgânicos, amônia (NH_3 ou NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). A amônia, nitrito e nitrato são indicadores de poluição, a determinação da forma

predominante de nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição (MACÊDO, 2003; TUCCI, 2005; VON SPERLING, 2005).

Além da origem natural (proteínas, clorofila e outros compostos orgânicos), o nitrogênio apresenta significativa origem antrópica, em virtude do lançamento de esgotos domésticos, efluentes industriais e de criatórios de animais, como também fertilizantes utilizados em solos agricultáveis passíveis de serem carregados pelas chuvas (LIBÂNIO, 2005).

A presença em um corpo d'água de amônia caracteriza a poluição recente por esgotos domésticos, quando em águas de alcalinidade elevada, é diretamente tóxica para os peixes. O nitrogênio amoniacal é um indicador de poluição orgânica por efluentes domésticos (ALVES et al., 2007; LIBÂNIO, 2005; MACÊDO, 2003, VON SPERLING, 2005). Os nitritos, em geral, encontram-se em concentrações pequenas nas águas superficiais, principalmente devido a sua instabilidade na presença de oxigênio, apresentando-se como uma forma intermediária. A sua presença indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica. O nitrato é a forma mais comum de nitrogênio combinado, sua presença caracteriza uma poluição remota, em função de que o nitrogênio se encontra em seu último estágio de oxidação. Em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal (ALVES et al., 2007; MACÊDO, 2003).

O fósforo apresenta-se principalmente na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, originando-se da dissolução de compostos do solo e decomposição da matéria orgânica. Seu aporte pode ocorrer ainda pelo lançamento de despejos domésticos e industriais, fertilizantes e lixiviação de criatórios de animais. Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões à formas mais simples. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforos. As principais fontes de fósforo para os ecossistemas aquáticos são o intemperismo de rochas fosfatadas, despejos domésticos, efluentes industriais e domésticos (ALVES et al., 2007; LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 2005).

É fator limitante no desenvolvimento de algas e plantas no meio aquático, por ser menos abundante que o nitrogênio. O fósforo e o nitrogênio são indicadores das condições de eutrofização de um corpo de água.

A eutrofização é um desequilíbrio que ocorre em rios e lagos que recebem efluentes sanitários, como também escoamentos superficiais de agroecossistemas, devido à presença de fertilizantes. Um controle efetivo dos níveis de nitrogênio e fósforo proporciona uma melhor qualidade da água (IKEM e ADISA, 2011). A eutrofização pode ser medida através de índices de estado trófico que funcionam como um registro das atividades antrópicas em bacias hidrográficas, subsidiando a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, através de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (FIA et al., 2009).

Considerando-se ambientes lânticos, desde a construção de reservatórios, ocorrem os impactos negativos, refletidos na qualidade da água, devido à redução da capacidade de autodepuração, aumento de retenção de sedimentos e nutrientes e alteração das características físicas, químicas e biológicas do sistema (PRADO e NOVO, 2007).

Concentrações elevadas de fósforo podem conduzir a um incremento na produção de fitoplâncton na água. De acordo com Von Sperling (2005), os valores da concentração de fósforo total podem ser utilizados como parâmetro indicativo do estado de eutrofização de lagos: não eutrófico (concentração de fósforo menor que 0,01 –0,02 mg.L⁻¹); estágio intermediário (concentração de fósforo entre 0,01 –0,02 mg.L⁻¹ e 0,05 mg.L⁻¹); estágio eutrófico (concentração de fósforo maior que 0,05 mg.L⁻¹).

A água contém uma série de microorganismos, alguns naturais do ecossistema aquático, outros provenientes do solo e dejetos domésticos e industriais. Controlar a população bacteriana é de fundamental importância, pois o aumento de sua densidade pode levar a deterioração da qualidade da água, desenvolvendo-se odores e sabores desagradáveis e até mesmo prejudiciais à saúde humana, como as bactérias do grupo coliformes. (MACÊDO, 2003).

Segundo o mesmo autor, essas bactérias são indicadoras de poluição fecal, pois estão sempre presentes no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sendo eliminadas em grande número pelas fezes. Desse modo sua presença em água indica o risco potencial da presença de microorganismos patogênicos, enquanto que sua ausência evidencia condição de potabilidade, em nível bacteriológico, uma vez que são mais resistentes na água que as bactérias patogênicas de origem intestinal.

Esse grupo de bactérias é denominado de termotolerante, bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidasenegativas, caracterizadas pela atividade da enzima-galactosidase, seu crescimento pode ocorrer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44 – 45 °C, com produção de ácido, gás e aldeído. Podem estar presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal (BRASIL, 2005).

Os coliformes termotolerantes englobam predominantemente o gênero *Escherichia*, e em menor proporção, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, os dois últimos passíveis de serem isolados em ambientes não poluídos como água, solo e plantas. Esses gêneros representam percentual variável entre 3 a 4% nas fezes humanas e 3 a 8% nas fezes de animais.

Em geral, as análises microbiológicas da água permitem detectar os coliformes totais e termotolerantes. Os coliformes ocorrem normalmente no ambiente e geralmente não são prejudiciais ao homem, mas sua presença é usada como indicador para contaminação da água (AZIZULLAH et al., 2011).

De uma maneira geral, os parâmetros de qualidade de água DBO, nitrogênio, fósforo, coliformes fecais, turbidez, sólidos totais, são características de despejos orgânicos, que são comumente lançados em rios urbanos, sendo suas concentrações nos mananciais receptores proporcionais à quantidade de esgotos domésticos pouco ou não tratados lançados nos rios (BOLLMANN e EDWIGES, 2008).

Trabalhos sobre a qualidade da água são de extrema importância para a gestão dos recursos hídricos, no Brasil em todo o mundo vários trabalhos são realizados. Garcia et al. (2006), ao avaliarem a qualidade da água do rio Poxim-Mirim, afluente da bacia hidrográfica do rio Poxim, e sua relação com o uso e ocupação do solo, concluíram que as maiores relações entre o nitrogênio inorgânico dissolvido e ortofosfatos ocorreram em áreas com maior atividade agrícola, o que evidencia a relação dos teores de nitrogênio com o uso e ocupação do solo, uma vez que a bacia hidrográfica tem como principal uso a monocultura de cana-de-açúcar.

Considerando ainda a bacia hidrográfica do rio Poxim, Alves et al. (2007), identificaram que dentre as principais causas da ocorrência de valores muito baixos de OD, estão a deposição de resíduos sólidos e o aporte de matéria orgânica através de

efluentes sanitários e industriais. Sugerem ainda que as fontes de poluição pontual são responsáveis predominantemente pelo aporte de nitrogênio, enquanto que as fontes de poluição difusa são responsáveis pelo aporte de fósforo. Com relação à mesma bacia hidrográfica, Vasco et al. (2011), ressaltam que a parte mais baixa da bacia apresentou uma elevada degradação da qualidade da água devido ao processo de urbanização, sugerindo a necessidade de adoção de medidas mitigatórias apropriadas. Silva et al. (2009), indicam que a ausência da vegetação ciliar nas margens do rio Poxim-Açu favoreceu o escoamento superficial no período chuvoso, ocasionando aumento da turbidez, cor, concentração dos sólidos dissolvidos e em suspensão.

Silva et al. (2007) sugerem que a bacia hidrográfica do rio Dourados, São Paulo, é altamente suscetível ao processo erosivo, devido principalmente à alta erodibilidade do solo. A análise da qualidade da água indica que os corpos d'água não estão quimicamente impactados, devido à ausência de áreas urbanizadas. Contudo estão degradadas fisicamente, decorrentes das altas taxas de transferência de sedimentos e ausência de mata ciliar.

1.3.5. MODELAGEM AMBIENTAL

A bacia hidrográfica pode ser considerada ainda como um sistema não-isolado, devido às relações mantidas com os demais sistemas do universo; e um sistema aberto, porque nela ocorrem constantes trocas de energia e matéria (inputs e outputs), tanto recebendo como perdendo, é na área da bacia que se pode ter uma visão conjunta do comportamento das condições naturais e das atividades humanas nela desenvolvida (CHRISTOFOLETTI, 2007; CUNHA e GUERRA, 2010). Nesse sistema a variável de entrada é a precipitação, que é transformada em variável de saída, vazão, através de distintos processos do ciclo hidrológico, uma das maneiras de representar esse processo é através da modelagem hidrológica.

A modelagem pode ser considerada como um instrumento entre os procedimentos metodológicos da pesquisa, uma vez que a construção de modelos dos sistemas ambientais representa a expressão de uma hipótese científica, que deve ser avaliada como enunciado teórico sobre o sistema ambiental em questão (CHRISTOFOLETTI, 2007). O estudo do comportamento hidrológico decorrente de mudanças nas condições de uso e manejo do solo é fundamental para a gestão de

recursos hídricos, principalmente pela necessidade de prever a disponibilidade hídrica para os múltiplos usos.

Dessa forma, o comportamento hidrológico pode ser estudado através de modelos, representando o funcionamento e estrutura de um sistema ambiental, destacando as relações existentes entre as dimensões físicas, biológicas e socioeconômicas (BRAGA et al., 2002). Em Hidrologia, o modelo é uma ferramenta que permite entender e representar o comportamento de uma bacia hidrográfica e prever, simular, condições distintas das observadas, dessa forma, a antecipação de ocorrência de eventos, permite a tomada de medidas preventivas (TUCCI, 2005).

Através da modelagem é possível a representação e conhecimento da dinâmica hidrossedimentológica de uma bacia hidrográfica, permitindo identificar a disponibilidade hídrica, as variações sazonais e temporais na qualidade da água, em função de mudanças no clima ou no uso e ocupação do solo.

Deslocamentos de sedimentos carregados pelo escoamento superficial e outros processos acabam provocando a perda ou redistribuição pela bacia hidrográfica de consideráveis massas de solo, a ponto de alterar o ciclo hidrológico e afetar o uso, conservação e gestão dos recursos hídricos (BORDAS e SEMMELMANN, 2009).

A compreensão dos processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica é essencial para o estabelecimento de estudos ambientais. O tempo de permanência da água em distintas áreas da hidrosfera influencia, entre outros, a disponibilidade hídrica, a ocorrência de inundações e a dinâmica de elementos, nutrientes e poluentes. A importância dessas inter-relações é responsável pelo crescente interesse em estudos hidrológicos; neste contexto, a modelagem hidrológica é utilizada como ferramenta para se obter conhecimento mais aprofundado a respeito dos fenômenos físicos envolvidos e na previsão de cenários (MORAES, 2003).

Os principais objetos de interesse desses modelos são a estimativa da quantidade de água que escoar em uma bacia hidrográfica e sua qualidade. Surgindo assim os modelos que trazem associadas à simulação do escoamento, a partir da precipitação registrada, a carga de poluição que este terá conforme o uso do solo da bacia. Nesse contexto, os modelos hidrológicos e de qualidade da água vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura e do uso e ocupação do solo na qualidade e quantidade da água, pois todos os processos que ocorrem na bacia hidrográfica

produzem alterações ou impactos na água que escoam nos rios e lagos, a compreensão desses processos é essencial para dar respostas aos diferentes usos e a sustentabilidade ambiental (TUCCI, 2005). Alguns modelos geram cenários que podem ser úteis para a avaliação ambiental do estado ecológico de um sistema, tendo em conta fatores como clima, solo e uso da água (LAM; SCHMALZ; FOHRER, 2011).

De acordo com Tucci (2005) os modelos podem ser classificados quanto à representação do sistema em: *i.* físicos, são aqueles que representam fisicamente um sistema em escala menor, utilizado na hidráulica, onde a teoria da semelhança é utilizada para o estabelecimento dos modelos reduzidos; *ii.* analógicos: são aqueles em que a analogia das equações regem diferentes fenômenos, para modelar o sistema mais conveniente. A analogia entre as equações do escoamento hidráulico e de um circuito elétrico permite a representação de um sistema hidráulico por um circuito elétrico, que tem um custo mais reduzido; *iii.* matemáticos: são também chamados de digitais e representam a natureza do sistema, através de equações matemáticas. Como vantagem está sua versatilidade, pois facilmente pode-se modificar sua lógica, obtendo-se resultados de diferentes situações de um mesmo sistema ou de diferentes sistemas, além da grande velocidade de resposta. Como limitação está a discretização de processos contínuos e na dificuldade na representação matemática de alguns processos físicos.

De acordo com Christofletti (2007), as previsões dos modelos matemáticos podem ser verificadas em relação ao mundo real, assim, a convergência ou divergência entre o mundo real e os efeitos previstos pelo modelo indicam o sucesso que se obtém na sua construção em relação ao sistema real.

Outra classificação divide os modelos em contínuo e discreto, concentrado e distribuído, conceitual e empírico, estocástico e determinístico. A seguir é descrita a classificação segundo Tucci (2005).

Quando os fenômenos são contínuos no tempo, o modelo é dito contínuo. Quando as mudanças se dão em intervalos discretos, o modelo é chamado de discreto. Os sistemas hidrológicos em sua maioria são contínuos e representados por modelos discretos.

Um modelo é concentrado quando não leva em conta a variabilidade espacial, em geral, esses modelos utilizam somente o tempo como variável independente. Já no modelo distribuído, as variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou do tempo. De

acordo com Pai, Saraswat, Srinivasan (2011), modelos distribuídos dividem a bacia hidrográfica em pequenas unidades para representar a variabilidade espacial em toda a área.

Na prática não existem modelos puramente distribuídos, pois são utilizadas discretizações numéricas, que tornam o modelo distribuído concentrado, numa pequena subdivisão. Um modelo distribuído pode apresentar resultados praticamente iguais aos do modelo concentrado, quando ao ajuste dos valores simulados aos observados, no entanto, somente o modelo distribuído permite estudar a variabilidade do comportamento físico de diferentes partes do sistema.

No modelo conceitual as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Já os modelos empíricos ou do tipo “caixa preta” são aqueles que ajustam os valores calculados aos observados, através de funções que não tem nenhuma relação com os processos físicos envolvidos.

Modelos estocásticos são aqueles em que a chance de ocorrência é levada em conta, com o conceito de probabilidade sendo introduzido na formulação do modelo. Nos modelos determinísticos as chances de ocorrência das variáveis envolvidas no processo são ignoradas, e o modelo segue a lei das probabilidades.

Segundo Christofletti (2007), os modelos determinísticos são baseados nas noções matemáticas clássicas de relações exatamente previsíveis entre variáveis independentes e dependentes, consistindo em um conjunto de afirmações matemáticas específicas, a partir das quais consequências únicas podem ser deduzidas pela argumentação matemática. Enquanto os modelos estocásticos envolvem variáveis, parâmetros e constantes matemáticas, juntamente com um ou mais componentes aleatórios resultantes de flutuações imprevisíveis dos dados da observação ou da experimentação.

Os principais usos dos modelos hidrológicos são: *i.* melhorar o entendimento sobre o comportamento dos fenômenos hidrológicos na bacia hidrográfica; *ii.* análise de consistência e preenchimento de falhas, permitindo após o ajuste, a extensão da série de vazão com base na precipitação; *iii.* previsão da vazão; dimensionamento e previsão de cenários de planejamento, pois através do conhecimento da precipitação e do risco de ocorrência da mesma é possível estimar a vazão resultante, para cenários de uso e

modificações da bacia hidrográfica; *iv.* efeitos resultantes da modificação do uso do solo (TUCCI, 2005).

Os modelos de qualidade de água relacionam o transporte de uma substância ao longo do tempo e do espaço, sendo que este transporte está sujeito aos processos físicos, químicos e biológicos (TEIXEIRA e PORTO, 2008).

O transporte ocorre devido à advecção, difusão e dispersão das substâncias no corpo d'água. A advecção de uma substância é o transporte resultante do gradiente do escoamento. A difusão é a variação da concentração com base no gradiente da própria substância, ou seja, é o resultado do movimento molecular de um ponto de alta concentração para um de baixa concentração. A dispersão é o efeito da flutuação turbulenta sobre a concentração, quando o fluido é descrito pela velocidade média, num volume finito, considerando que existem partículas que escoam com velocidade diferente da média, existe uma ação dispersiva no escoamento e na concentração de uma substância. O modelo matemático de qualidade de água deve ser visto como auxiliador valioso para avaliar alternativas enumeradas pelos planejadores e questionadas pela população (TUCCI, 2005).

Ainda de acordo com Tucci (2005), os modelos de qualidade de água podem ser classificados de acordo com as condições de escoamento, transporte de massa e características dos parâmetros de qualidade de água.

De uma maneira geral, o modelo corresponde a representação simplificada de uma realidade, enquanto a modelagem relaciona-se com a aplicação de um determinado modelo. A execução desse modelo em situações desejadas é a simulação.

O modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), foi elaborado por Dr. Jeff Arnold do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*USDA - United States Department of Agriculture*), da Serviço de Pesquisas Agrícolas (*Agricultural Research Service - ARS*), desenvolvido para prever os impactos das práticas de manejo do solo sobre os recursos hídricos, produção de sedimentos e agroquímicos em grandes bacias hidrográficas com variação de práticas de manejo, uso e tipos de solos de em um longo período de tempo (NEITSCH et al, 2005). Este modelo permite simular espacialmente uma bacia hidrográfica com mosaico complexo com diferentes usos e cobertura do solo e tipos de solo (LOPES; KOBAYAMA, 2008). Também foi escolhido pela Environmental Protection Agency (EPA) como um dos modelos do pacote de

modelagem Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS) (JAH, 2011).

Trata-se de um modelo conceitual desenvolvido para auxiliar a gestão dos recursos hídricos na avaliação da disponibilidade hídrica e poluição de fontes não-pontuais em grandes bacias hidrográficas. As principais considerações no desenvolvimento do modelo foram: *i.* impactos de manejo e clima; *ii.* cargas e destino na qualidade da água; *iii.* flexibilidade na discretização da bacia hidrográfica; *iv.* simulação em tempo contínuo. O modelo simula os principais componentes do ciclo hidrológicos e suas interações de forma simples (ARNOLD e FOHRER, 2005).

O SWAT incorpora características de vários modelos Agricultural Research Service (ARS), superando o modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins). Outros modelos que contribuíram para o desenvolvimento do SWAT foram o CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) e EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (ARNOLD e FOHRER, 2005) e tem sido aplicado com sucesso em bacias hidrográficas de regiões tropicais (AKHAVAN et al, 2010; NDOMBA; MTALO; KILLINGTVEIT, 2008)

Com base nas características topográficas do terreno, a bacia hidrográfica é subdividida em subbacias e respectivas subunidades com características únicas de tipo e manejo de solo e uso do solo, mantendo o canal natural (DI LUZIO; ARNOLD; SRINIVASAN, 2005; NEITSCH et al., 2004). Estas áreas homogêneas são denominadas de Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU) e requerem a definição de limites para o uso do solo, tipos de solo e declividade (NEITSCH et al., 2005), com base nas opções do SWAT, as HRUs podem representar diferentes partes da área da subbacia ou com tipos de solo e uso do solo dominantes, além das características de manejo (MULUNGU; MUNISHI, 2007).

O balanço hídrico de cada HRU na bacia é representado por quatro volumes de armazenamento: neve, perfil do solo (0-2 m), aquífero raso (tipicamente 2-20 m) e aquífero profundo (> 20 m). O perfil do solo é subdividido em várias camadas e, os processos de água no solo incluem: infiltração, evaporação, absorção pelas plantas, fluxo lateral e percolação para camadas mais profundas (DI LUZIO; ARNOLD; SRINIVASAN, 2005).

Assim, o SWAT permite simular distintos processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica ocasionados pelos impactos decorrentes de alterações no manejo e uso do solo, que por sua vez alteram o escoamento superficial, a produção de sedimentos, o que afeta a quantidade e qualidade da água.

O modelo tem como características ser de base física, incorporando equações de regressão que descrevem a relação entre a entrada e saída de variáveis, exige informações específicas sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia hidrográfica. Os processos físicos associados com o movimento água e dos sedimentos, crescimento vegetal, ciclagem de nutrientes são modelados diretamente pelo SWAT. O modelo traz como vantagem o fato de bacias hidrográficas não instrumentadas poderem ser modeladas e, os impactos relativos às alterações de dados de entrada (como mudanças nas práticas de manejo, clima, vegetação) sobre a qualidade da água ou outras variáveis de interesse podem ser quantificadas (NEITSCH *et al.*, 2005).

Outras características são a utilização de dados de entrada facilmente disponíveis, ser eficiente computacionalmente, uma vez que simulações de grandes bacias ou com uma variedade de estratégias de manejo, podem ser realizadas sem investimento excessivo de tempo ou dinheiro. Além disso, permite aos usuários estudos de impactos de longo prazo, ou seja, é contínuo no tempo. Característica importante, uma vez que muitos dos problemas atuais envolvem o gradual acúmulo de poluentes e os impactos à jusante dos corpos d'água (NEITSCH *et al.*, 2011). Arnold e Fohrer (2005), enfatizando as informações acima, afirmam que o modelo não necessita de calibração, pois utiliza dados disponíveis para grandes áreas.

O SWAT considera a bacia dividida em subbacias com base no relevo, solos e uso da terra, preservando os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro da bacia hidrográfica. Cada subbacia está relacionada a um dos cursos d'água da rede de canais.

Este modelo é baseado em uma estrutura de comandos para propagar o escoamento, sedimentos e agroquímicos através da bacia. Sua estrutura é dividida em sete grandes componentes: hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola.

Dessa forma, o modelo SWAT foi escolhido devido a sua disponibilidade e facilidade de uso no tratamento dos dados de entrada, além das características físicas e climáticas da área de estudo (ABBASPOUR et al., 2007; TUCCI, 2005). Ressalta-se também suas características de discretizar a bacia hidrográfica, convertendo-a em unidades menores, as subbacias, permitindo dessa forma, identificar áreas contribuintes para a poluição difusa, tão difícil de ser identificada e, umas das principais causas de poluição dos recursos hídricos.

No Brasil, vários trabalhos foram realizados aplicando o SWAT, tais como Adriolo et al, 2008; Bittencourt e Gobbi, 2006; Blainski; Silveira; Conceição, 2008; Lelis e Calijuri 2010; Lino et al., 2009; Souza; Santos; Kobiyama, 2009. Em todo o mundo o SWAT é amplamente usado para modelagem hidrológica em bacias hidrográficas (HOLVOET, 2008; KIM et al., 2010; LAM; SCHMALZ; FOHRER, 2010). A seguir serão indicadas algumas aplicações e trabalhos.

O SWAT permite desenvolvimento de estudo para avaliar a aplicação da modelagem em programas de monitoramento com o objetivo de investigar os impactos relativos aos diferentes tipos de uso de solo e manejo agrícola sobre a qualidade e quantidade da água (ABBASPOUR et al., 2007).

Também pode ser aplicado na avaliação de práticas de gestão e gerenciamento de bacias hidrográficas permitindo simular cenários relevantes de gestão, sendo uma importante ferramenta para tomada de decisão (PISINARAS et al., 2010). O modelo permite ainda, a modelagem de sedimentos e de transferência de fontes de poluentes difusas do solo para a água (KANNAN et al., 2007).

Holvoet et al. (2008) modelaram a dinâmica de ocorrência de pesticidas (atrazina), na bacia hidrográfica de Nil (Bélgica), com uma área 32 km², rural e montanhosa, com usos preponderantes do solo para agricultura e pastagens. Os resultados indicaram que a contribuição das perdas por desvios é muito pequena, cerca de 1% da carga total e que as fontes pontuais contribuem para a carga de pesticidas com uma faixa que varia de 22% a 70%. O modelo SWAT pode ser utilizado para a comparação de diferentes medidas que podem ser tomadas para minimizar os fluxos de pesticidas para os recursos hídricos.

Souza; Santos; Kobiyama (2009) aplicaram do modelo SWAT como ferramenta na concessão de outorgas de direito de uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica

do Altíssimo Rio Negro, norte do estado de Santa Catarina e sul do estado do Paraná, com uma área de 787,8 km². O comportamento das vazões em diversos pontos da bacia foi importante por possibilitar assim uma concessão embasada em dados mais precisos.

Lelis e Calijuri (2010) modelaram a bacia do ribeirão São Bartolomeu, na Zona da Mata de Minas Gerais, com o objetivo de identificar as zonas de maior sensibilidade à erosão em relação ao uso e tipo do solo, verificando que as perdas de solo podem ser reduzidas mediante substituição de culturas com melhor manejo. A simulação de cenários de substituição de parte das culturas de pastagens por eucalipto, indicou redução de perda de solo em várias áreas da bacia.

Kim et al. (2010) ampliaram o módulo de bactérias (SWAT) com seu transporte associado ao sedimento em um manancial e avaliaram a importância potencial da liberação e deposição de bactérias sedimentadas através SWAT com simulações da concentração de *Escherichia coli* (*E. coli*), na bacia hidrográfica Little Cove Creek, sul da Pensilvânia, Estados Unidos. Este trabalho demonstrou como os solos permeáveis da bacia contribuíram moderadamente para a vazão, transportando contudo grande quantidade de *E. coli* para o rio, além disso a ressuspensão do sedimento contribui para o aumento da concentração de *E. coli* na água. Os altos picos espalhados de *E. coli* na água foram provenientes tanto do escoamento superficial como da ressuspensão dos sedimentos, enquanto que a concentração constante de *E. coli* na água pode ser atribuído à sua liberação do sedimento.

Lam; Schmalz; Fohrer (2010) avaliaram o impacto a longo prazo de fontes de poluição pontual e difusa sobre a carga de nitrato e determinaram a contribuição de fontes pontuais e difusas para a carga de nitrato em toda a bacia hidrográfica, em bacia hidrográfica de Kielstau, norte da Alemanha, com um tamanho aproximadamente de 59 km², localizada no norte das planícies alemãs (área de várzea rural). Os resultados indicaram que fontes difusas são as fontes predominantes para a carga de nitrato em toda bacia hidrográfica, sendo a agricultura a principal atividade contribuinte para estas fontes, enquanto que as áreas florestadas têm uma menor influência sobre a carga de nitrato.

Blainski et al. (2011a) utilizaram o modelo hidrológico SWAT acoplado ao modelo meteorológico WRF (Weather Research and Forecasting) para implementação de um sistema de simulação e previsão de vazão dos rios, com o objetivo de embasar tomadas de decisão quanto ao momento de proceder a irrigação, de forma a evitar

períodos críticos de déficit hídrico e/ou antecedentes a grandes volumes de precipitação. O modelo mostrou-se eficiente possibilitando o desenvolvimento de um sistema de previsão hidrológica.

Blainski et al. (2011b) avaliaram por meio de cenários as influências das atividades agrícolas sobre a distribuição espacial e temporal da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do rio Araranguá, Santa Catarina. Através dos resultados os autores concluíram que o modelo mostrou-se eficiente em representar o regime hidrológico, e o cenário de solo exposto apresentou uma vazão média diária maior para o cenário com solo exposto, além disso, a implantação de florestas em áreas agrícolas proporcionaram menor número de dias com vazão simulada menor que a vazão de referência para esta bacia hidrográfica (Q_{95}) e redução dos picos de vazão em eventos de precipitação.

Jah (2011) aplicou o modelo SWAT à bacia hidrográfica do rio Maquoketa (EUA), para compreender as interrelações entre a topografia e as características do solo e uso do solo, e clima em relação à resposta hidrológica da bacia hidrográfica. 86% e 69% da variabilidade dos dados de vazão por períodos de calibração e validação, respectivamente, foram explicados pelo modelo, se mostrando o SWAT como uma ferramenta eficaz para simular com precisão a hidrologia da bacia hidrográfica em questão.

Oeurng, Sauvage e Sánchez-Pérez (2011) modelaram a bacia hidrográfica agrícola Save, França, para quantificar a produção anual de sedimentos e carbono e identificar zonas erosivas na área. Estabeleceu-se uma correlação entre a produção anual de sedimentos e de água, que pode ser utilizada para gerar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica no futuro, reduzindo a necessidade de trabalhos de campo dispendiosos e a determinação das áreas suscetíveis à processos erosivos.

1.4. REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, p. 413-430, 2007.
- ADRIOLO, M. V. et al. Calibração do modelo Swat para a produção e transporte de Sedimentos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens, 2008.
- AGUIAR NETTO, A. O. et al. Cenário dos corpos d'água na subbacia hidrográfica do rio Poxim - Sergipe, na zona urbana, e suas relações ambientais e antrópicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais eletrônicos...** Porto Alegre: ABRH, 2007.
- AGUIAR NETTO, A. O. et al. Caminhos da gestão de recursos hídricos: o caso da subbacia hidrográfica do riacho Jacaré, Baixo São Francisco Sergipano. **Irriga (Botucatu)**, v.13, p.12 - 25, 2008.
- AGUIAR NETTO, A. O. MENDONÇA FILHO, C. J.; ROCHA, J. C. Águas de Sergipe: reflexões sobre cenários e limitações. In: AGUIAR NETTO, A. O., GOMES, L. J. **Meio Ambiente: distintos olhares**. EDUFS: São Cristóvão, 2010. 40-70.
- AGUIAR NETTO, A. O. et al. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 184, p. 4417-4426, 2013.
- AKHAVAN, S. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, p. 675-688, 2010. doi:10.1016/j.agee.2010.10.015
- ALVES, J. P. H. et al. Rio Poxim: qualidade da água e suas variações sazonais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.
- ALVES, E. C. et al. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Scientiarum Technology**, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.
- AMÂNCIO, R. Economia do meio ambiente. In: NAVES, F. L. et al. **Introdução ao estudo de gestão e manejo ambiental**. Lavras, MG: UFLA/FAEPE, 2001. Cap. 2, p. 23-37.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 1368 p.
- ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. Swat 2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 563-572, 2005.
- AZIZULLAH A. Water pollution in Pakistan and its impact on public health. **Environment International**, v. 37, p. 479–497, 2011. doi:10.1016/j.envint.2010.10.007

- BALTOKOSKI, V. et al. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas subbacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 34, p. 253-261, 2010.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. . In: TUCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 4. ed., 2009.
- BERTOLDO, F.; RIGHES, A. A. Curva-chave do Arroio da Bacia-Escola Urbana, em Santa Maria, RS. **Disc. Scientia**, v. 5 , n. 1, p. 11-29, 2004.
- BEZERRA, M. C. L., MUNHOZ, T. M. T. **Gestão dos Recursos Naturais: subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira**. – Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 200 p.
- BITTENCOURT, S.; GOBBI, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 30 p. 595-603, 2006.
- BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F. A.; CONCEIÇÃO, G. Utilização do modelo hidrológico SWAT para estudos na microbacia hidrográfica do rio Araranguá/SC. In: TALLER INTERNATIONAL RED RIEGOS CYTED, 2008, Florianópolis. Anais...Florianópolis: CEER, 2008.
- BLAINSKI, E. et al. Aplicação da modelagem hidrológica para a gestão do uso da água em rizicultura na bacia hidrográfica do rio Araranguá – SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 2011, Cuiabá. Anais... Mato Grosso: CONBEA, 2011a.
- BLAINSKI, E. et al. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Agropecuária Catarinense**, v.24, n.1, mar., 2011b.
- BLUME, K. K. et al. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1185-1193, 2010.
- BOLLMANN, H. A.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n. 4, p. 443-452, out./dez. 2008.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.311-322, 2008.
- BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 4ª ed., 2009.
- BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo : Prentice Hall, 2002.
- BRASIL. Agência Nacional das Águas. **A gestão dos recursos hídricos no Estado de Sergipe**. Série: Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos, CD nº 1, versão preliminar, 2001.
- _____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Diário Oficial da União, 2005.

_____. Agência Nacional das Águas. **GEO Brasil: Recursos Hídricos: Resumo Executivo**. Brasília: MMA: ANA, 2007.

_____. **Agenda 21 Brasileira: resultado da consulta nacional** / Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004a. 155 p.

_____. **Agenda 21 Brasileira: ações prioritárias** / Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004b. 138 p.

_____. Agência Nacional das Águas. **Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil**; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – SNIRH no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2009. 145 p. (Cadernos de Recursos Hídricos 6).

BRÜSEKE, F. J. O problema do desenvolvimento sustentável. In: CAVALCANTI, C. (org.). **Desenvolvimento e natureza**: estudos para uma sociedade sustentável. Recife: INPSO/FUNDAJ, Ministério de Educação. 1994. Disponível em: <<http://168.96.200.17/ar/libros/brasil/pesqui/cavalcanti.rtf>> Acesso em 08 de dezembro de 2009.

BUENO, L. F. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do horto Ouro Verde - Conchal – SP. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.3, p.742-748, set./dez. 2005.

CAMARGO, A. L. B. **Desenvolvimento sustentável: Dimensões e desafios**. 2. ed. Campinas, SP: Papirus, 2005.

CAVALCANTE, S.; MACIEL, R. H. Métodos de avaliação da percepção ambiental. In: PINHEIRO, J .P.; GÜNTHER, H. (Org). **Métodos de pesquisa nos estudos pessoa-ambiente**. São Paulo: Casa do Psicólogo, 2008. 396p.

CHAUBEY, I. et al. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 621-628, 2005.

CHEVALIER, P. Aquisição e processamento de dados, In: TUCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 2007.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Agenda 21**. Rio de Janeiro: Senado Federal - Subsecretaria de Edições Técnicas, 1992. 597 p.

CORRÊA, I. C. S. **Metodologia para o cálculo de vazão de uma seção transversal a um canal fluvial**. Porte Alegre: UFRGS, 2008. Disponível em:<http://www.ufrgs.br/lageo_geodesia/iisapgu/CorreaICS.pdf> Acesso em: 06 de abril de 2011.

COSTA, C. C. **Subsídios para a proteção dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica do rio Poxim-SE**. 2011, 112p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe.

CUNHA, S.B, GUERRA, A. J. T. (Org). **Geomorfologia do Brasil**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 1997. 212p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2a ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2006. 306p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 2011.

FERREIRA, R. A. et al. Nascentes da subbacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.2, p.265-277, 2011.

FIA, R et al. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2009. doi:10.4136/ambi-agua.78.

GARCIA, C. A. B. et al. Qualidade da água e uso do solo na sub - bacia hidrográfica do rio Poxim - Mirim - Sergipe. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8, 2006, Gravatá. **Anais ...**Pernambuco: ABRH, 2006.

HOLVOET , K. et al. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, p. 72-81, 2008.

HUEY, G. M.; MEYER, M. L. Turbidity as an Indicator of Water Quality in Diverse Watersheds of the Upper Pecos River Basin. **Water**, v. 2, p. 273-284, 2010. doi:10.3390/w2020273

IKEM, A.; ADISA, S. Runoff effect on eutrophic lake water quality and heavy metal distribution in recent littoral sediment. **Chemosphere**, v. 82, p. 259-267, 2011. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.09.048.

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **The sustainable development timeline**. 2009. Disponível em <http://www.iisd.org/pdf/2009/sd_timeline_2009.pdf> Acesso em 08 de março de 2011.

JAH, M. K. Evaluating hydrologic response of an agricultural watershed for watershed analysis. **Water**, v. 3, p.604-617. doi:10.3390/w3020604

JUDOVÁ, P. e JANSKÝ, B. Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment. **Limnologica**, v. 35, p. 160-168, 2005. doi:10.1016/j.limno.2005.06.003

KAISER, I. M. **Avaliação de métodos de composição de campos de presipitação para uso em modelos hidrológicos distribuídos**. 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

KANNAN, N. et al. Hydrological modelling of a small catchment using SWAT-2000 – Ensuring correct flow partitioning for contaminant modeling. **Journal of Hydrology**, v. 334, p. 64-72, 2007.

KIM, J. et al. Effect of streambed bacteria release on E. coli concentrations: Monitoring and modeling with the modified SWAT. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 1592-1604, 2010.

- KÖNIG, R. et al. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.
- 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, p. 317-325, 2010.
- LAM, Q. D.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. **Environment Monitoring Assessment**, v. 183, p. 351-379, 2011. DOI 10.1007/s10661-011-1926-9
- LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. Modelagem hidrossedimentológica na região sudeste do Brasil, utilizando SWAT. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010. (doi: 10.4136/ambiagua.145)
- LIBÂNEO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005. 444p.
- LIMA, J. H. **Estudos climatológicos da microbacia do rio Poxim (SE)**. Relatório Final. Universidade Federal de Sergipe. 2000.
- LIMA, W. P. Importância das Florestas para produção de água. SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, 3., Piracicaba. **Anais...** São Paulo: IPEF/ESALQ, 2000.
- LINO, J. F. L.; CORSUIL, C. W.; KOBIYAMA, M. Análise da vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Preto com o modelo SWAT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, 2009, Campo Grande. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2009.
- LOPES, N.H.Y.; KOBIYAMA, M. Análise do equilíbrio hidrossedimentológico em uma microbacia experimental com o modelo SWAT e as características geomorfológicas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA 7., 2008, Belo Horizonte. **Anais...** UFMG, 2008. 10p.
- LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. 2. ed. Ilhéus, BA: Editus, 2008. 293 p.
- LUCERO, L. J.; GUNN, J. D.; SCARBOROUGH, V. L. Climate Change and Classic Maya Water Management. **Water**, v. 3, p.479-494, 2011. doi:10.3390/w3020479.
- MACEDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2003. 450 p.
- MAGALHÃES JR., A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: realidades e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.
- MARKAND, S. et al. Evaluation of physical, chemical and microbiological parameters of water quality in the Harris Neck estuarine marshes along the Georgia coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 178–181, 2011.

- MARQUES, M. N. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.
- MARZALL, K., ALMEIDA, J. Indicadores de Sustentabilidade para Agroecossistemas: Estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília. v.17, n.1, p.41-59, jan./abr. 2000.
- MIRANDA, J. I. **Fundamentos de sistemas de informações geográficas**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005a. 425p.
- MIRANDA, E. E. (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005b. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 30 mar. 2011.
- MORAES, J. M. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.1, p.61-70, 2003.
- MOREIRA, F. D.; AGUIAR NETTO, A. O. . Problemas ambientais na subbacia hidrográfica do rio Poxim-Açu. In: SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 4., 2006, Maringá. Anais... Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2006. v. 1. p. 1-10.
- MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999.
- MULUNGU, M. M. D.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1032–1039, 2007. doi:10.1016/j.pce.2007.07.053
- NDOMBA, P.; MTALO, F.; KILLINGTVEIT, A. SWAT model application in a data scarce tropical complex catchment in Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 33, p. 626-632, 2008. doi:10.1016/j.pce.2008.06.013
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: User's Manual – Version 2000**. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 2002. 472p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool:Input/Output file documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2004. 541 p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 541p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.
- OEURNG, C.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 401, p. 145–153, 2011.

- OLIVEIRA, E. Z. et al. Percepção ambiental e arborização urbana em área central de Campo Grande. In: BRUM, E.; OLIVEIRA, A. K. M.; FAVERO, S. **Meio ambiente e produção interdisciplinar: sociedade, natureza & desenvolvimento**. Campo Grande: UNIDERP, 2006. p. 175-194.
- PAI, N.; SARASWAT, D.; SRINIVASAN, R. Field_SWAT: A tool for mapping SWAT output to field boundaries. **Computers & Geosciences**, doi:10.1016/j.cageo.2011.07.006
- PHILIPPI JR., A., ROMERO, M. A., BRUNA, G. C. Uma introdução a questão ambiental. In: PHILIPPI JR., A., ROMERO, M. A., BRUNA, G. C. **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri: Manolo, p. 3-18, 2004.
- PINTO, D. B. F. Qualidade da água do ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1145-1152, jul./ago. 2009
- PINTO, J. E. S. S.; AGUIAR NETTO, A. O. **Clima, Geografia e Agrometeorologia: uma abordagem interdisciplinar**. São Cristóvão: Editora UFS; Aracaju: Fundação Oviêdo Teixeira, 2008.
- PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. 2. ed. Ilhéus, BA: Editus, 2008. 293 p.
- PISINARAS, V. et al. Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). **Desalination**, v. 250, p. 274–286, 2010.
- PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Relatório do **Desenvolvimento Humano 2006**. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/rdh/>>. Acesso em 06 de fevereiro de 2011.
- PORTILHO, F. **Sustentabilidade ambiental, consumo e cidadania**. São Paulo: Cortez, 2005. 255 p.
- PORTO, L.L.R.; SILVA, M.R.; ZAHED, F. K. **Medição de Vazão e Curva-chave**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Eng. Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2001. 34p.
- PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, dez. 2007.
- RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. **Educação ambiental e desenvolvimento sustentável: problemática, tendências e desafios**. Fortaleza: Edições UFC, 2009. 241p.
- SANTOS, M. S. **Estudo da subbacia do rio Poxim/SE: uma proposta arqueológica**. 2003, 75p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe.
- SANTOS, R. D. *et al.* **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª ed. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100p.
- SANTOS, I. et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba, PR: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SARDINHA, D. S. et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 329-338, jul./set. 2008.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos. **Sergipe: Atlas digital sobre recursos hídricos**. CD-ROM, 2012.

SETTI, A. A. *et al.* **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas, 2001. 226p.

SILVA, Z. F. B. **Cenário atual da secção urbana do Rio Poxim**. 2001, 85p. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos em Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe.

SILVA, A. S. et al. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA): municípios da região do entorno do rio Poxim, SE**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 46 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento).

SILVA, C. L. Desenvolvimento Sustentável: um conceito multidisciplinar. In: SILVA, C. L.; MENDES, J. T. G. **Reflexões sobre o desenvolvimento sustentável: agentes e interações sobre a ótica multidisciplinar**. Petropolis, RJ: Vozes, 2005. 195 p.

SILVA, M. G. **Caracterização da qualidade da água na barragem do perímetro irrigado Jacarecica I, Itabaiana – Sergipe**. 2006, 74p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe.

SILVA, A. M. et al. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, v.64, n.4, p.336-343, jul./aug. 2007.

SILVA, A. E. P. et al. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, A. P. S. et al. Qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais, **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009.

SILVA, M. G. et al. Avaliação da qualidade da água do rio Poxim-Açu em área do Instituto Federal de Sergipe (IFS) Campus São Cristóvão. CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 4, 2009, Pará. Anais..., Pará, 2009.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e a bacia hidrográfica. In: TUCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 4. ed., 2009.

SOARES, J. A. **O Rio Poxim, Processo Urbano e Meio Ambiente**. 2001, 67p. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos em Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe.

SOUZA, R. M.; SANTOS, I.; KOBAYAMA, M. O modelo Swat como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande, MS. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2009.

- TEIXEIRA, C. A.; PORTO, R. L. Avaliação da qualidade da água e autodepuração dos rios da bacia do rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 16, ago, 2008.
- TRIGUEIRO, A. **Meio ambiente no século 21**: 21 especialistas falam da questão ambiental nas suas áreas de conhecimento. Rio de Janeiro, RJ: Sextante, 2003.
- TUAN, Y. **Topofilia**. São Paulo, SP: DIFEL, 1980. 289p.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH: Editora da UFRGS, 2005.
- TUCCI, C. E. M. Oportunidades de Ciência e Tecnologia em Recursos Hídricos. **Parcerias Estratégicas**. Brasília, MCT, n 11 p.103-126 Brasília, MCT, 2001.
- TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v.55, n.4, p.31-33, 2003.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.
- VASCO, A. N. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na subbacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.
- VONCINA, D. B. et al. Chemometrics characterisation of the quality of river water. **Analytica Chimica Acta**, v. 462, p.87-100, 2002.
- 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.
- WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, 2010. Disponível em: <wileyonlinelibrary.com> Acesso em 12 de fevereiro de 2011.
- WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. 1st UN World Water Development Report: Water for People, Water for Life. In: _____ **The world's water crisis**. Paris, New York and Oxford: UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) and Berghahn Books, 2003. cap. 2. Disponível em: <www.unesco.org/water/wwap/wwdr1> Acesso em 01 de fevereiro de 2011.

CAPÍTULO 2

METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu e está inserida na bacia hidrográfica do rio Poxim, localizada na porção leste do estado, e que abrange parte dos municípios de Itaporanga d'Ajuda, Areia Branca, Laranjeiras, Nossa Senhora do Socorro, São Cristóvão e Aracaju (Figura 2.1). Localiza-se entre as coordenadas geográficas de 10°55' e 10°45' de latitude sul e, 37°05' e 37°22' de longitude oeste; compreendendo uma área de 346,72 km², outros afluentes principais do rio Poxim são os rios Poxim-Mirim e Pitanga (AGUIAR NETTO et al., 2007; SERGIPE, 2013a).

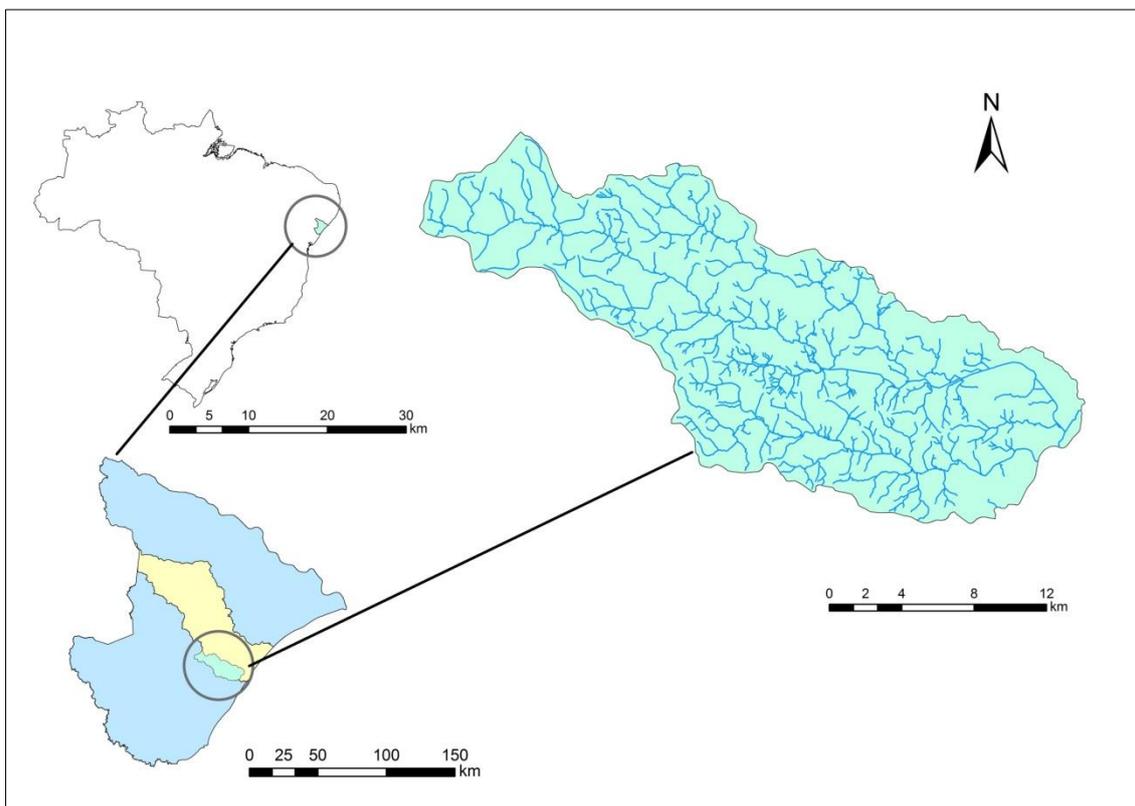


Figura 2.1: Localização da bacia hidrográfica do rio Poxim no Brasil e em Sergipe

A nascente principal da bacia hidrográfica do rio Poxim possui está localizada no Povoado Cajueiro, a oeste, pertencente ao município de Areia Branca, e sua foz, a

leste, localiza-se no complexo estuarino rio Sergipe/maré do Apicum, próximo ao Oceano Atlântico.

A bacia hidrográfica está inserida nos domínios da Província Costeira e Margem Continental, representadas pelas bacias sedimentares costeiras meso-cenozóicas e suas extensões submersas na margem continental, desenvolvidas a partir do Jurássico (SANTOS, 2003).

A forma de relevo dominante é de colina com cristas e topos arredondados, embora também apareçam os interflúvios tabulares. A quase homogeneidade das formas é devido às características sedimentares das rochas, variando o nível de aprofundamento da drenagem. (AGUIAR NETTO et al, 2007).

De acordo com Pinto (2001) o clima da bacia hidrográfica do rio Poxim, segundo a classificação incidimétrica de Köppen, se enquadra no tipo AS', clima tropical úmido, seco no verão, sem estação fria, no mês mais frio as temperaturas ficam acima de 18°C. A autora ainda afirma que a pluviosidade aumenta em direção à foz, ocorrendo deficiência em determinados pontos da cabeceira.

Os índices pluviométricos apresentam valores totais médios anuais distintos e coerentes, 1900 mm na faixa litorânea, 1800 mm na parte média e, 1600 mm na parte superior. O período chuvoso ocorre entre os meses de março e julho, com a temperatura variando entre 23 °C, para os meses mais frios – julho e agosto – e, 31 °C, para os meses mais quentes – dezembro e janeiro (SILVA, 2001; SOARES, 2001).

A bacia hidrográfica do rio Poxim encontra-se inserida no bioma da Mata Atlântica, restringindo-se atualmente aos manguezais nos estuários, vegetação de restinga sobre os terrenos arenosos e poucos remanescentes da Floresta Tropical Úmida (BRASIL, 2001).

Os usos do solo encontrados na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu (Figura 2.2) são: áreas degradadas (1,60 %), corpos d'água (0,15 %), cana-de-açúcar (18,37%), floresta (23,80 %), mata ciliar (2,21 %), pastagem (50,23 %), área residencial (0,54 %) vegetação de restinga (3,03 %) e viveiro/salinas (0,09 %) (SERGIPE, 2013a).

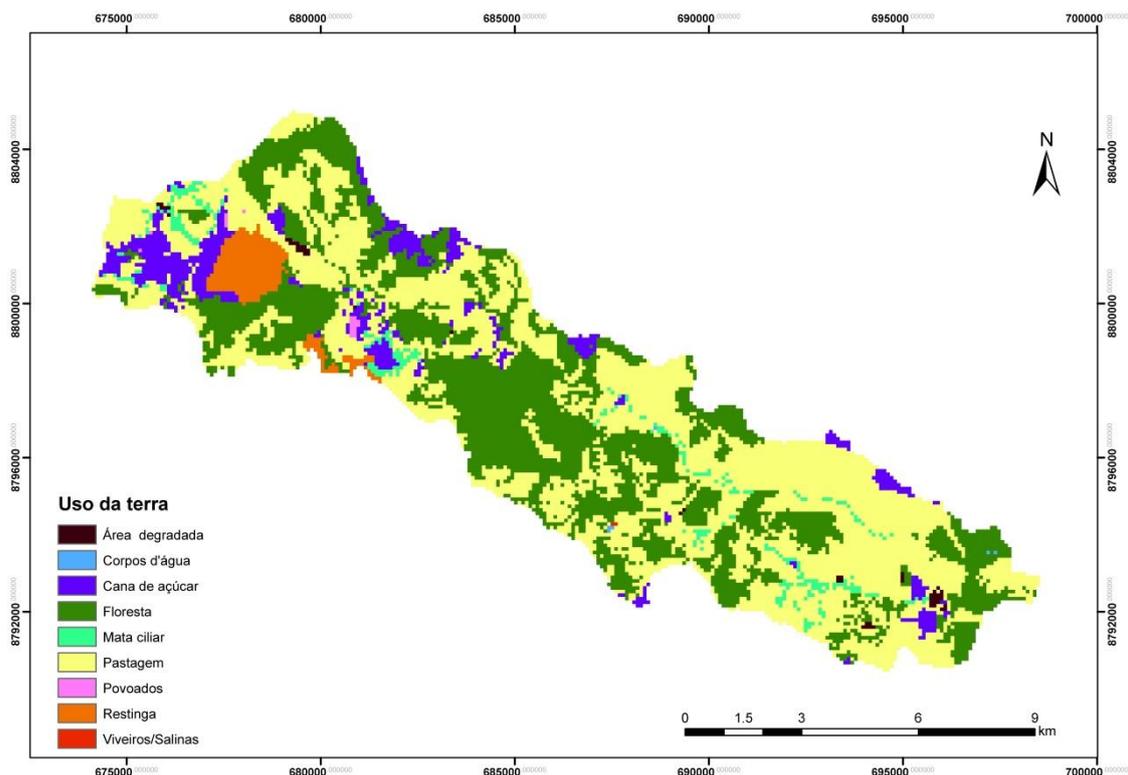


Figura 2.2: Usos do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

As classes de solos da área de estudo são (Figura 2.3) são: Neossolo Litólico Eutrófico (7,02 %), Neossolo Quartzarênico (11,78 %), Neossolo Litólico (16,67 %) Gleissolo (10,11 %) e Argissolo Vermelho Amarelo (54,40 %) (SERGIPE, 2013a).

Os Neossolos são solos em via de formação, pouco evoluídos, constituídos por material mineral ou material orgânico pouco espesso, com menos de 20 cm de espessura (EMBRAPA, 2006).

Neossolos Litólicos são solos jovens, assentes diretamente sobre a rocha ou sobre o horizonte C ou Cr ou sobre material com ≥ 90 % de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm e contato lítico típico ou fragmentário dentro de 50 cm da superfície do solo. Possuem textura siltosa, média ou argilosa. Podem ocorrer em rampas muito inclinadas, áreas de relevo montanhoso, como também em regiões semiáridas em relevos planos (EMBRAPA, 2006; SILVA; SILVA; CALVACANTI, 2005). Neossolos Litólicos Eutróficos são solos de reduzida profundidade, deficiente em água, que permitem a presença de culturas resistentes à estiagem (CAVALCANTE et al., 2005).

Os Neossolos Quartzarênicos apresentam textura arenosa ou areia franca até no mínimo 150 cm a partir da superfície do solo ou até um contato lítico. São solos quartzosos, tendo nas frações areia grossa e areia fina 95 % ou mais de quartzo calcedônia e opala. São excessivamente drenados, forte a excessivamente ácidos e de baixa fertilidade (EMBRAPA, 2006; SILVA; SILVA; CALVACANTI, 2005).

Argissolos são solos constituídos de material mineral, bem desenvolvidos, com gradiente de textura em profundidade, como consequência de acúmulo de argila dos horizontes superiores. Geralmente são profundos, no entanto, na região semiárida podem ser rasos e pouco profundos. Este gradiente de textura denota ao solo diferentes classes de drenagem interna, fazendo com que estes solos sejam susceptíveis a erosão hídrica (EMBRAPA, 2006; SILVA; SILVA; CALVACANTI, 2005).

Os Gleissolos são solos hidromórficos com cores, ácidos a fortemente ácidos, com textura é média ou argilosa em todos os horizontes (FAGERIA, 2004).

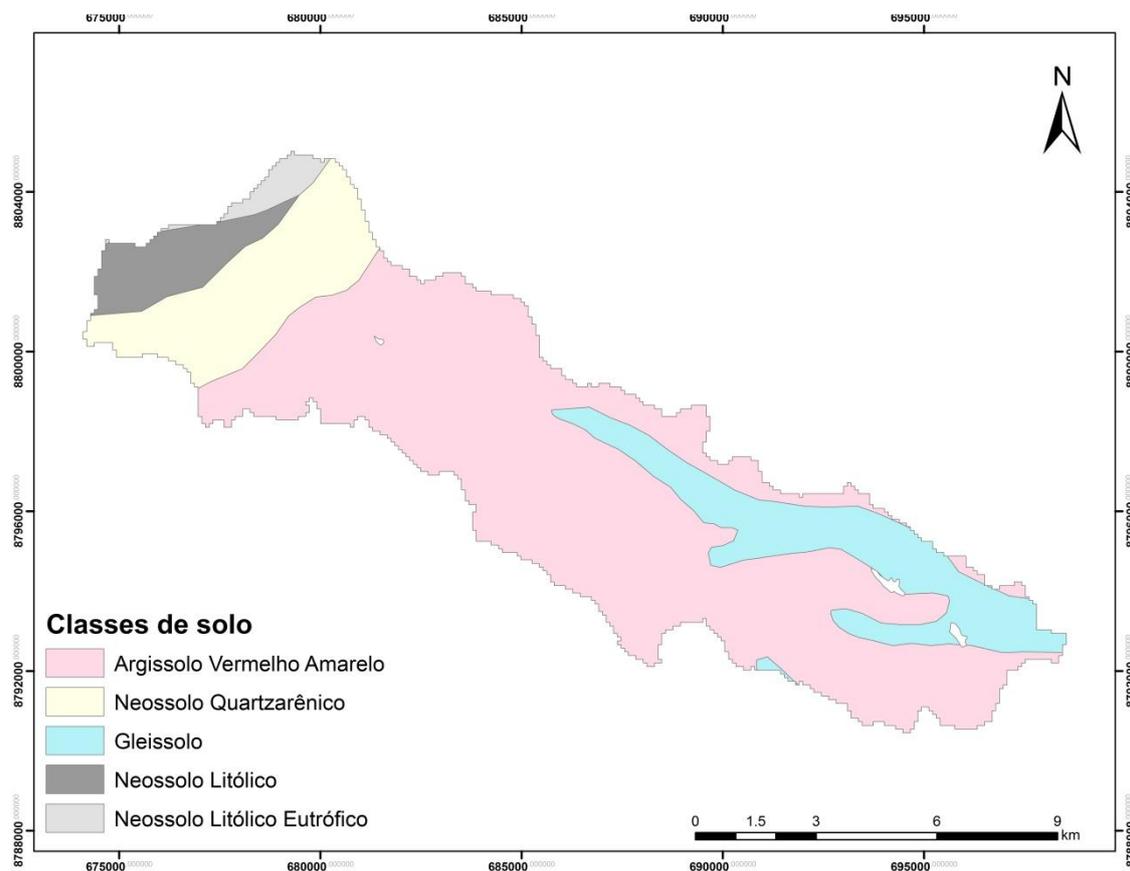


Figura 2.3: Classes de solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

2.1.1. PRINCIPAIS PROBLEMAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM

Na bacia são desenvolvidas atividades relativas tanto ao setor industrial como o agropecuário, o que acaba por trazer impactos para a região, pois como consequência da forma de ocupação e uso do solo, os recursos naturais estão em crescente degradação, devido a impactos ambientais causados pelo manejo inadequado das práticas agropecuárias, ocupações urbanas sem planejamento e ordenamento, desmatamento predatório, disposição inadequada de resíduos sólidos, presentes em quase toda extensão da bacia, lançamento de efluentes nos corpos d'água, ausência de rede de coleta e tratamento de esgotos.

Complementando as afirmações acima, Vasco et al. (2009) alertam sobre os efeitos da expansão urbana e da atividade agrícola ocasionando graves problemas de qualidade e quantidade da água do rio Poxim, através do descarte dos efluentes doméstico, sem tratamento prévio, em córregos e no rio, e a poluição difusa oriunda do meio rural.

Outro problema que vem sendo estudado na bacia hidrográfica do rio Poxim é a presença de pesticidas nos mananciais. A presença de pesticidas em níveis que podem comprometer a qualidade da água, e foi identificada tanto no rio Poxim-Mirim, parte alta da bacia, com uso do solo ocupado por cana de açúcar, como no rio Poxim, na parte baixa da bacia, e onde ocorre a captação de água para o abastecimento público (BRITTO; VASCO; PEREIRA, 2011; BRITTO et al., 2012).

No rio Poxim-Mirim, Aguiar Netto et al. (2006) dentre os problemas ambientais existentes, destacaram a erosão no solo (ravinas ou voçorocas), a presença de barramentos nos cursos d'água, más condições das estradas vicinais, focos de resíduos sólidos no solo ou na água e ausência de vegetação, seja ciliar, nas nascentes e nas áreas de recarga.

Costa et al. (2011) observaram grande pressão antrópica nas Áreas de Preservação Permanente (APP) do tipo mata ciliar através de oito ações impactantes identificadas pelos autores: torre de transmissão de energia elétrica, retirada de areia, expressão religiosa, atividade desordenada de lazer, duplicação da rodovia BR 101, atividade agrícola, pecuária e urbanização.

Outra questão problemática, refere-se às nascentes do rio Poxim, de acordo com Ferreira et al. (2011) apenas 10 % podem ser consideradas preservadas, enquanto que o restante é classificada como perturbada (25 %) e degradada (65.9%) em função do modo de uso e ocupação dos solos. De acordo com os autores, o fator determinante para o elevado percentual de nascentes sob condição de antropização é o tamanho das propriedades, que varia de 1 a 10 ha. A exploração de áreas de nascentes nessas propriedades tem como finalidade, na maioria das vezes, a produção agrícola para subsistência familiar.

Ressalta-se ainda, que esta bacia hidrográfica constitui-se ainda em uma importante fonte de abastecimento de água para Aracaju, pois apresenta água doce de suas nascentes até a proximidade do Campus Universitário da UFS, e salobra e salgada até a sua confluência com o Sergipe, nos bairros Coroa do Meio, Treze de Julho, Jardins e Inácio Barbosa.

Contudo a oferta hídrica vem sendo afetada, causada tanto pela redução da vazão do Rio Poxim, quanto pelo aumento da poluição, comprometendo a sua qualidade para o abastecimento (SILVA et al., 2004). Atualmente, o rio contribui com cerca de 27 % para o suprimento de água em Aracaju, o Pitanga com 10 %, sendo o restante fornecido pelo São Francisco e pelo aquífero carstico de Ibura (SERGIPE, 2013b), já tendo contribuído com 70% e havendo perspectivas de diminuir ainda mais este percentual.

Diante desse quadro, o ambiente tem sido muito afetado ao longo da última década. Estas ações causam impactos ambientais que afetam diretamente a sustentabilidade do corpo d'água, provocando redução da oferta hídrica, ocasionada tanto pela poluição quanto pela redução da vazão do rio Poxim, o que afeta a qualidade de vida da população de seu entorno.

2.2. DESCRIÇÃO DO MODELO

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi desenvolvido pelo Agricultural Research Service (ARS) of the United States Department of Agriculture (USDA) para prever o impacto de práticas de manejo do solo sobre a água, sedimentos e pesticidas em grandes bacias hidrográficas com variedades de solos, uso da terra, e condições de manejo em longos períodos de tempo (NEITSCH et al., 2011). Também foi selecionado pelo USDA juntamente com o ARS e o Natural Resources Conservation

no projeto Service Conservation Effects Assessment Project (CEAP) criado em 2003, para medir os impactos ambientais dos esforços em conservação na escala de bacia hidrográfica de referência nacional (MAUSBACH; DEDRICK, 2004).

O SWAT é um modelo contínuo no tempo, que pode operar em passo de tempo mensal, diário e horário, baseado em processos físicos, pois requer informações específicas sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo que ocorrem na bacia hidrográfica, em vez de incorporar equações de regressão para descrever as relações entre as variáveis de entrada e saída. Permite ainda, a simulação de processos hidrológicos, climáticos, erosivos, ciclagem e transporte de nutrientes, crescimento de plantas, transporte de pesticidas e práticas de manejo (NEISTCH et al., 2005; NEITSCH et al., 2011).

Através do emprego de parâmetros distribuídos, o SWAT é largamente utilizado na simulação de processos que ocorrem no ambiente, objetivando entender as interações, identificar a origem das contaminações, prever o que poderá acontecer naquele cenário, a fim de estabelecer as causas e efeitos dos impactos provocados pelas fontes difusas de poluição (ARNOLD; FOHRER, 2005).

Para execução do modelo são necessários muitos parâmetros de entrada que são agrupados nas seguintes categorias: clima, unidades de resposta hidrológica (HRU), reservatórios/zonas úmidas, água subterrânea, canal principal e drenagem das subbacias. Todos os fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica são relacionados com o balanço hídrico. O modelo realiza previsões sobre o movimento de agroquímicos, sedimentos e nutrientes. A simulação hidrológica na bacia hidrográfica é dividida em duas fases: uma terrestre e outra da água. A fase terrestre do ciclo hidrológico controla a quantidade de água, cargas de sedimentos, nutrientes e agroquímicos do canal principal em cada subbacia. A fase da água do ciclo hidrológico é definida como a circulação da água, sedimentos, nutrientes, agroquímicos através das redes de drenagem até o exutório da bacia hidrográfica (NEISTCH et al., 2011). Assim é possível o cálculo do escoamento superficial e de cargas em bacias hidrográficas rurais, especialmente aquelas dominadas pela agricultura (WILLIAMS; ARNOLD 1993; ARNOLD et al. 1998)

Esta ferramenta foi considerada neste estudo por ser um modelo hidrológico integrado, que simula tanto a quantidade quanto qualidade da água, e ser espacialmente distribuído, pois mudanças nos parâmetros de entrada, variáveis espacialmente, tais

como mudança no uso do solo, podem ser facilmente modelados (ROMANOWICZ et al., 2005).

A base da simulação hidrológica no SWAT é o balanço hídrico (Eq. 2.1)

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - w_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}) \quad (2.1)$$

Em que: SW_t - é a quantidade final de água existente no solo (mm H₂O); SW_0 - é a quantidade inicial de água existente no solo em um dia i (mm H₂O); t - tempo (dias); R_{day} - é a quantidade de precipitação em um dia i (mm H₂O); Q_{surf} - é a quantidade de escoamento superficial em um dia i (mm H₂O); E_a - é a quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm H₂O); w_{seep} - é a quantidade de água que entra na camada insaturada no dia i (mm H₂O); Q_{gw} - é a quantidade de água que retorna ao canal devido ao escoamento sub-superficial em um dia i (mm H₂O) (NEISTCH et al., 2011).

A parcela de chuva que não se transforma em escoamento superficial é dividida em infiltração e percolação. A água que se infiltra no solo pode retornar aos corpos hídricos por escoamento lateral ou através do perfil do solo como fluxo de base proveniente de aquífero. O sistema de águas subterrâneas é dividido em dois aquíferos, o aquífero não confinado, que contribui para o fluxo de água superficial e o aquífero profundo, confinado onde a água infiltrada não retorna para o sistema (NEISTCH et al., 2011).

Com base nas características topográficas do terreno, fornecida a partir do modelo digital de elevação (MDE), o modelo delimita o divisor de águas, define a rede de drenagem e representa a variabilidade espacial da bacia hidrográfica discretizando-a em unidades menores. Inicialmente é realizada a divisão em subbacias e calculada a rede de canais, em seguida cada subbacia é dividida em Unidades de Respostas Hidrológicas (HRUs), estas são áreas com características homogêneas e requerem a definição de limites para uso do solo, tipos de solo e declividade. Com base nas opções do SWAT, as HRUs podem representar diferentes partes da área da subbacia ou com tipos e usos do solo dominantes, além das características de manejo e permitem refletir as diferenças na evapotranspiração para várias culturas e solos (DI LUZIO; ARNOLD;

SRINIVASAN, 2005; GALVAN et al., 2009; MULUNGU e MUNISHI, 2007; NEITSCH et al., 2011).

O escoamento superficial é previsto separadamente para cada HRU e dirigido para se obter os escoamentos totais para as bacias hidrográficas. Dessa forma aumenta-se a certeza e dá uma melhor descrição física do balanço hídrico (NEISTCH et al., 2005; NEISTCH et al., 2011, SHEN et al., 2009). Assim, todos os processos de paisagem são modelados para cada HRU dentro da bacia hidrográfica independentemente de sua posição em cada subbacia (WHITE et al., 2011). O ciclo nutriente completo para o nitrogênio e o fósforo dentro das HRUs também é modelado pelo SWAT (NEISTCH et al, 2011).

O volume do escoamento superficial a taxa de escoamento de pico para cada HRU foi simulado utilizando o Método da Curva Número (CN) do Soil Conservation Service (USDA-SCS, 1972), este método calcula o escoamento superficial em função uso e tipo de solo, declividade, condição de umidade inicial do solo e práticas de manejo (NEITSCH et al., 2011).

A evapotranspiração potencial foi estimada através da equação de Penman-Monteith e é corrigida para a cobertura do solo, sobre a base de crescimento da planta simulada para dar a evapotranspiração real (MONTEITH, 1965; NEITSCH et al, 2011).

O movimento e transformação das várias formas de nitrogênio e fósforo são simulados pelo SWAT. As transformações do nitrogênio e do fósforo de uma forma a outra são controladas pelos seus respectivos ciclos. Os nutrientes podem ser introduzidos no canal principal e transportados à jusante através do escoamento superficial e escoamento subsuperficial lateral.

O modelo tem sido testado em diferentes bacias hidrográficas explicando de maneira satisfatória os processos hidrológicos ocorridos (CIANFRANI et al., 2012; DADHICH e NADAOKA, 2012; DALOGLU; CHO; SCAVIA, 2012, EINHEUSER et al., 2012; GIKAS; YIANNAKOPOULOU; TSIHRINTZIS, 2006). Mais detalhes sobre a fundamentação teórica do SWAT podem ser obtidas em suas documentações (NEISTCH et al. 2002, NEISTCH et al. 2004, NEISTCH et al. 2005, NEISTCH et al. 2011).

2.3. DADOS DE ENTRADA

O modelo SWAT necessita de dados de topografia, solos, uso da terra, e dados meteorológicos. O modelo digital de elevação (MDE) fornece os dados de topografia necessários para a aplicação do modelo. O MDE utilizado nesse modelo tem resolução 90 m (Figura 2.4).

Apesar de várias discussões sobre o efeito do MDE sobre os processos simulados pelo SWAT (CHAPLOT, 2005; CHAUBEY et al., 2005; DIXON e EARLS, 2009), esta resolução também foi utilizada por Betrie et al. (2010), Bossa et al. (2012), Ndomba (2008), sendo que Pagliero et al. (2011) utilizaram resolução de 100 m, em seus trabalhos, e o SWAT foi capaz atingir de os objetivos propostos.

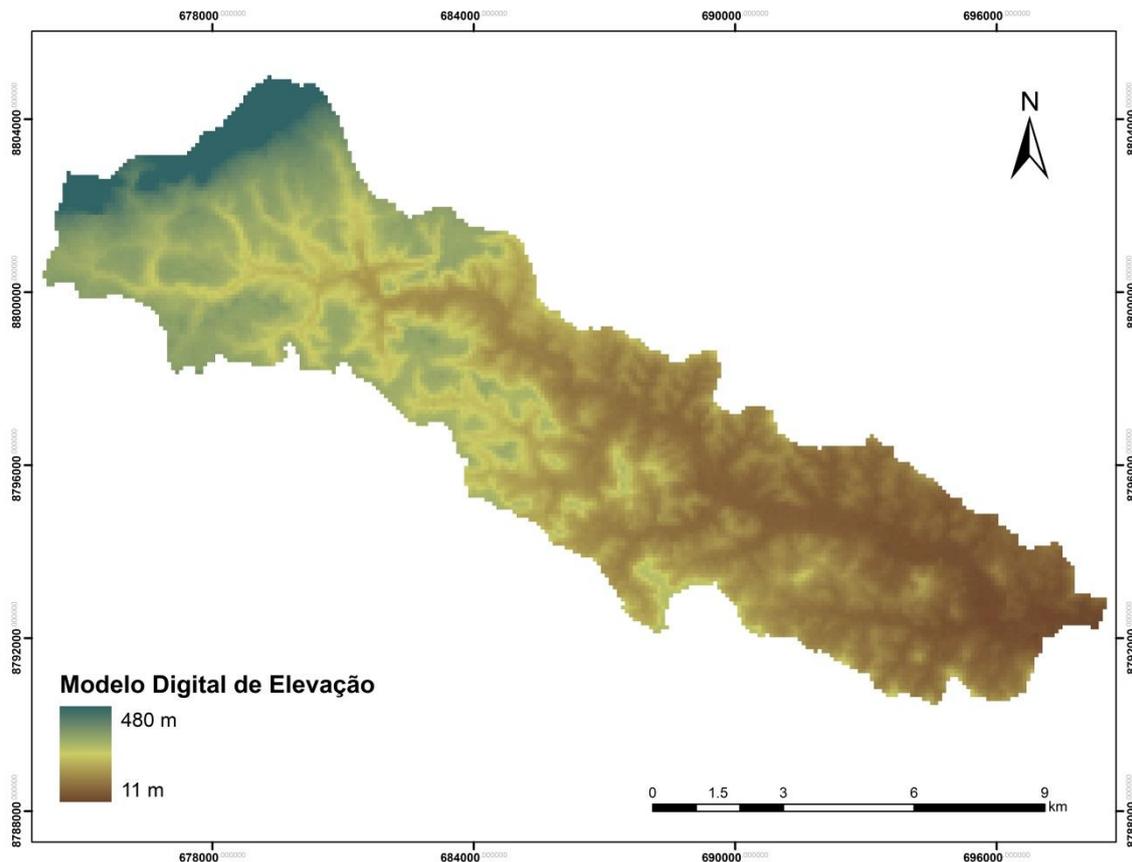


Figura 2.4: Modelo digital de elevação para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

O MDE utilizado foi gerado a partir de dados de radar, obtidos através do projeto SRTM, Shuttle Radar Topography Mission (MIRANDA, 2005). No processo de delimitação da bacia hidrográfica foi definida a área de contribuição mínima para

formação do canal em 150 ha, o valor mínimo. Este valor controla os detalhes da rede de drenagem e o tamanho das subbacias (GALVAN et al., 2009). O exutório foi adicionado para criação das subbacias (coordenadas UTM 24S, 698241 e 8794697), neste ponto foram obtidos os dados de vazão e de qualidade da água. Foram obtidas 25 subbacias em uma área total delimitada de 116,11 km² (Figura 2.5).

No exutório da bacia delimitada está localizada estação de medição de vazão. A descarga diária média neste local, para o período de julho/2011 a janeiro/2012 é de 1,20 m³s⁻¹, com o valor mínimo e máximo de 0,02 m³ s⁻¹ e 9,17 m³ s⁻¹, respectivamente.

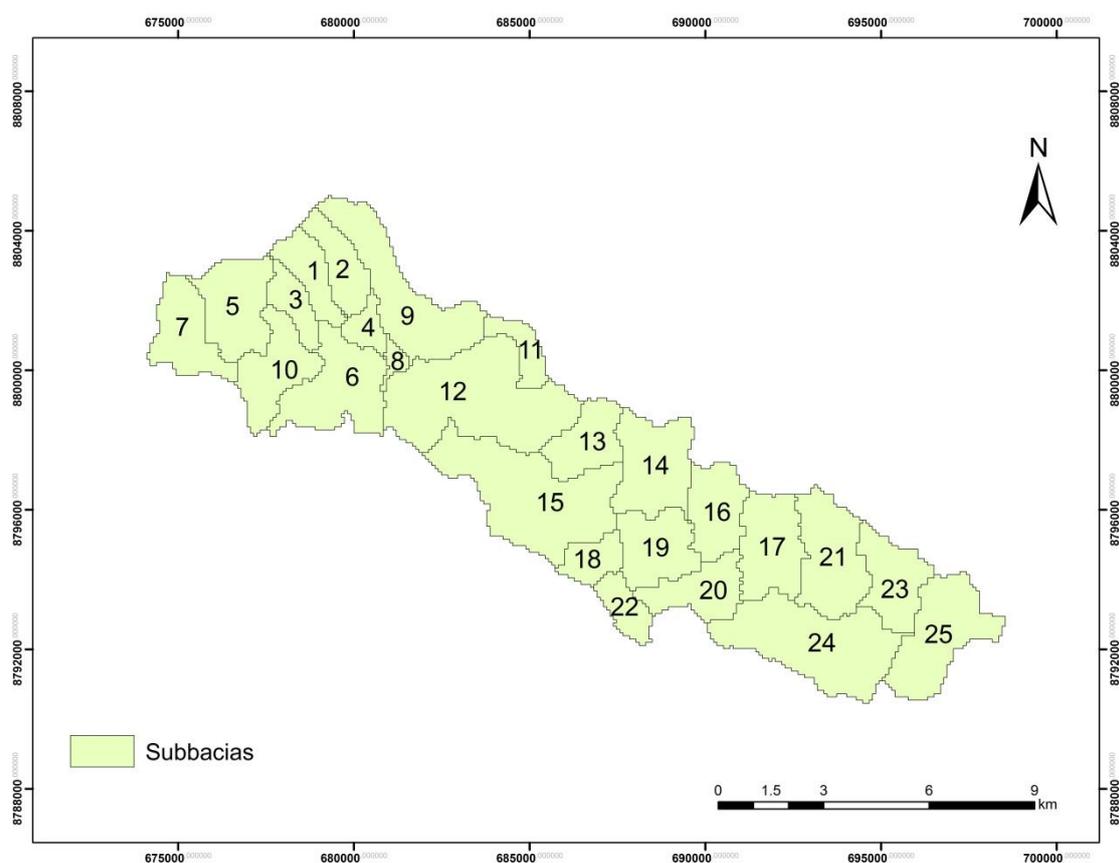


Figura 2.5: Subbacias delimitadas para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Para determinar a área e os parâmetros hidrológicos simulados dentro de cada subbacia o SWAT necessita de dados de uso e uso e tipo de solo (WINCHELL et al., 2009). Os mapas de uso da terra e de solo têm resolução de 1: 400.000, e fornece uma descrição da vegetação e uso da terra e tipos de solo, respectivamente, na bacia hidrográfica do rio Poxim, ambos foram obtidos a partir da Secretária de Recursos Hídricos de Sergipe – SRH (SERGIPE, 2013).

Para a declividade foram estabelecidas cinco classes (Figura 2.6): 0 a 3% (relevo plano), de 3 a 8% (suave ondulado), de 8 a 20% (ondulado), de 20 a 45% (fortemente ondulado) e acima de 75% (montanhoso). Estas categorias foram estabelecidas de acordo com EMBRAPA (2006).

Como dentre os processos físicos representados pelo SWAT está o balanço hídrico, a parametrização do solo é um fundamental durante o processo de modelagem (ROMANOWICZ et al., 2005), assim foram realizadas coletas e análises de amostras de solo para determinação de características do solo. Os parâmetros que não foram medidos foram estimados através de funções de pedotransferência (Tabela 2.1)

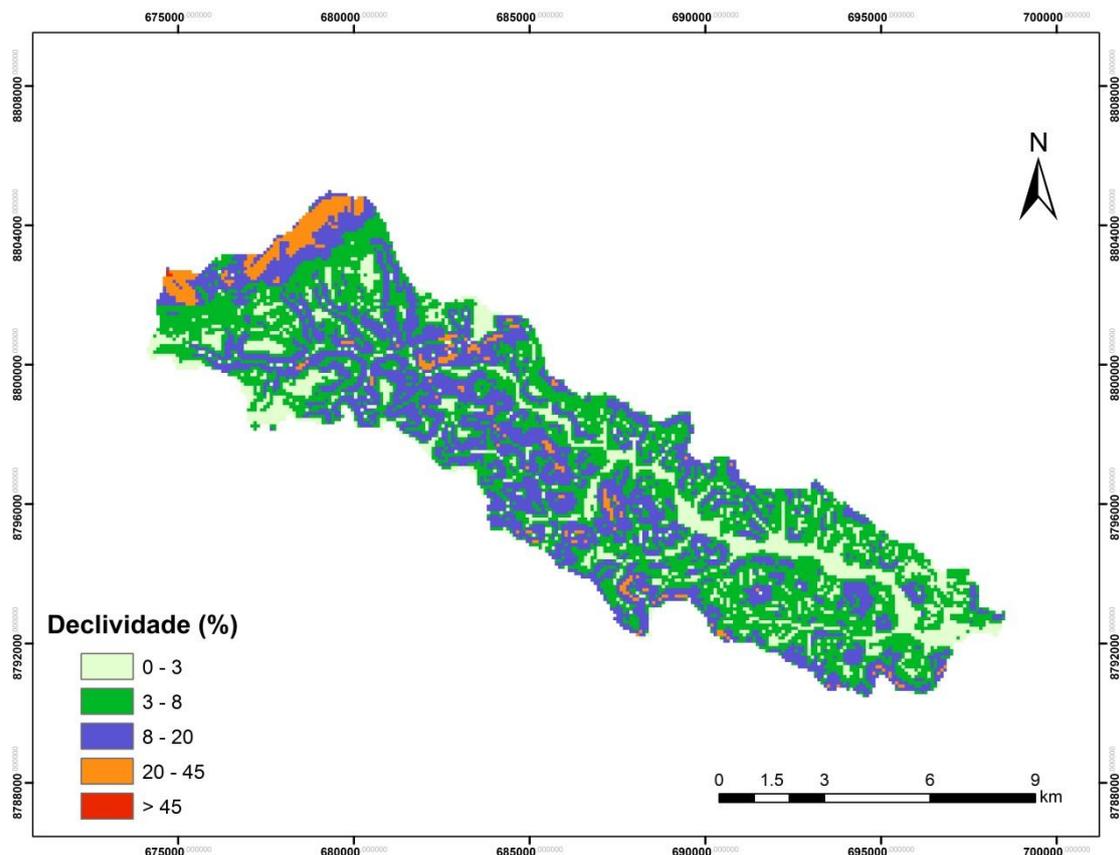


Figura 2.6: Classes de declividade para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Tabela 2.1: Parâmetros de solo para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Variável (unidade)	Parâmetro no SWAT	Valor	Fonte
Porosidade (%)	ANION_EXCL	0,45 – 0,50	Medido
Profundidade do solo (mm)	SOL_Z	150 – 500	Medido
Densidade do solo (g cm ⁻³)	SOL_BD	1,52 – 1,75	Medido
Conteúdo de água disponível no solo (mmH ₂ O mm ⁻¹ solo)	SOL_AWC	0,03 – 0,42	Medido
Carbono orgânico (%)	SOL_CBN	0,50 – 2,56	Estimado ^a
Condutividade hidráulica saturada (mmh ⁻¹)	SOL_K	24,03 – 57,80	Estimado ^b
Argila (%)	CLAY	0,31 – 13,78	Medido
Silte (%)	SILT	12,80 – 22,17	Medido
Areia (%)	SAND	66,01 – 86,89	Medido

a: EMBRAPA (1997) b: FIORIN (2008): função de pedotransferência

Para a definição para as HRUs foram determinados limites para o uso do solo, tipos de solo e declividade, os valores estabelecidos foram de 10%, 20% e 10% respectivamente. Esses valores também foram usados por Boskidis et al. (2012) e Machado (2002). O número final de HRUs foi 209. Após a definição das HRUs os solos, usos do solo, declividades da área estudada foram reclassificados pelo modelo conforme as Tabelas 2.2, 2.3 e 2.4, respectivamente:

Tabela 2.2: Solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs

Solo	Área (%)
Neossolo Litólico	6,00
Neossolo Litólico Eutrófico	0,80
Neossolo Quartzarênico	12,64
Argissolo Vermelho Amarelo	66,84
Gleissolo	1,96

Tabela 2.3: Usos do solo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs

Uso do solo	Correspondência com uso do solo modelo SWAT	Área (%)
Floresta	Forest evergreen - FRSE	38.15
Pastagem	Pasture – PAST	54.54
Cultivos agrícolas	Agricultural Land Generic – AGRL	2.17
Cana de açúcar	Sugarcane – SUGC	4.51
Mata ciliar	Forest Mixed – FRST	0.63

Tabela 2.4: Declividades da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu após a definição das HRUs

Declividade (%)	Área (%)
0 – 3	16,19
3 – 8	45,12
8 – 20	36,74
20 – 45	1,96

Os dados climáticos (dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento) foram obtidos a partir da estação meteorológica Aracaju, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com as coordenadas: latitude -10,95, longitude -37,04, altitude 4,72 m. Os dados utilizados foram referentes ao período de 01/01/1991 a 30/06/2012. Também foram utilizados dados de precipitação das estações de Itabaiana (latitude -10,70° longitude -37,42° e altitude 200 m) e São Cristóvão (latitude -10,92° longitude -37,20° e altitude 30 m) do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE), para o período de 01/01/2000 a 30/06/2012. Os parâmetros necessários para o gerador climático do SWAT, obtidos a partir da estação do INMET, são indicados na Tabela 2.5.

Tabela 2.5: Parâmetros climáticos para o gerador climático do SWAT referente à bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Parâmetros	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	30,5	30,5	30,9	30,4	29,4	28,4	27,7	27,7	28,2	29,1	29,6	30,2
TMPMN	23,6	23,8	24,0	23,6	22,9	22,1	21,6	21,8	22,4	23,1	23,4	23,8
TMPSTDMX	2,0	1,2	0,6	0,8	0,9	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6
TMPSTDMN	2,0	1,5	0,7	1,0	0,9	1,2	1,3	1,2	1,2	1,1	1,0	0,7
PCPMM	51,4	72,2	73,0	168,5	250,2	206,6	153,4	106,8	64,1	60,3	45,9	25,7
PCPSTD	3,3	6,4	4,0	10,4	8,3	5,1	2,1	3,1	3,8	6,7	4,7	3,3
PCPSKW	4,7	1,7	0,8	0,7	0,2	0,4	0,4	0,3	2,7	15,1	8,1	7,7
PCPSKW	0,0	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	3,9	0,0	1,6
PR_W1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,6	0,5	0,3	0,2	0,2	0,1
PR_W2	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,7	0,8	0,7	0,6	0,4	0,4	0,4
PCPD	9,0	9,3	11,5	16,0	19,9	21,1	22,3	19,9	13,1	8,2	8,1	5,4
DEWPT	22,8	23,0	23,1	22,8	22,2	21,5	20,9	21,0	21,7	22,3	22,6	22,9
WNDVAV	75,2	74,8	75,0	76,4	78,4	78,2	77,8	76,7	76,1	75,8	76,3	75,5
SRLAV	2,8	2,8	2,6	2,2	2,3	2,2	2,3	2,4	2,6	3,1	3,2	3,1

TMPMX - Temperatura máxima nos diferentes meses do ano (°C); TMPMN - Temperatura mínima nos diferentes meses do ano (°C); TMPSTDMX - Desvio padrão da máxima temperatura no mês; TMPSTDMN - Desvio padrão da mínima temperatura no mês; PCPMM - Média da precipitação no mês; PCPSTD - Desvio padrão da precipitação no mês, PCPSKW - Coeficiente Skew para a precipitação diária no mês; PR_W1 - Probabilidade de dia úmido (com chuva) seguido de um dia seco no mês; PR_W2 - Probabilidade de dia úmido seguido de outro dia úmido no mês; PCPD - Número médio de dias chuvosos no mês; SOLARAV - Radiação solar média diária no mês ($MJ.m^{-2}.dia^{-1}$); DEWPT - Ponto de orvalho médio diário no mês (°C); WNDVAV - Velocidade do vento médio diário no mês ($m.s^{-1}$).

Os dados de vazão foram obtidos a partir de estação hidrológica automática composta por: medidor de altura de lamina d'água (sensor de nível), da marca Global Water, modelo WL 400, um medidor de contribuição das águas pluviais (Pluviômetro) da marca JCTM, modelo SP-3 e um datalogger, da marca Global Water, modelo GW 500. O equipamento dispõe de uma placa solar para manter a bateria alimentada. A estação localiza-se no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe (IFS), Campus São Cristóvão, entre as coordenadas UTM 24S, 698224 e 8792338, a uma altitude de 22 m.

2.4. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água foi realizado através de coletas trimestrais no período de fevereiro de 2010 a novembro de 2011. Os parâmetros medidos foram: variáveis gerais (pH, temperatura, turbidez, condutividade, cor, dureza, sólidos totais dissolvidos, sólidos em suspensão, oxigênio dissolvido, clorofila-a), nutrientes (nitrato, nitrito, amônia, fosfato, fósforo total, nitrogênio total), indicadores biológicos (coliformes termotolerantes e totais). As amostras foram analisadas no Laboratório de Química Ambiental (LQA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

Antes da amostragem os recipientes de coleta foram lavados duas a três vezes com a água a ser amostrada. Todos os procedimentos de coleta, conservação e análise (Tabelas 2.6 e 2.7), foram realizados de acordo com as metodologias descritas no APHA (2005).

Tabela 2.6: Resumo dos requisitos necessários à amostragem (APHA, 2005).

Determinação	Recipiente	Conservação	Tempo máximo de estocagem
Condutividade	P,V	Refrigerar	28 dias
Clorofila	P, V	Estocar sem filtrar no escuro a 4°C	24 – 48 horas
		Filtrada, no escuro a -20°C	28 dias
N-amoniacal	P,V	Analisar logo que possível ou adicionar H ₂ SO ₄ , pH<2, refrigerar	7 dias
N-nitrato	P,V	Analisar logo que possível ou refrigerar	48 horas
N-nitrito	P,V	Analisar logo que possível ou refrigerar	48 horas
N-total	P,V	Refrigerar, adicionar H ₂ SO ₄ , pH<2	7 dias
Oxigênio Dissolvido (OD)	V, frasco DBO	Imediatamente	8 horas
pH	P,V	Imediatamente	
Fosfato	V	Para P dissolvido, filtrar imediatamente, refrigerar	48 horas
Fósforo total		Refrigerar, adicionar H ₂ SO ₄ , pH<2	28 dias
Sólidos	P,V	Refrigerar	7 dias
Análise Microbiológica	P, V	Imediatamente	
Turbidez	P,V	Analisar no mesmo dia, guardar no escuro até 24h, refrigerar	24h

P=polietileno, V=vidro

Tabela 2.7: Resumo da metodologia analítica adotada (APHA, 2005).

Variáveis	Metodologia	Método do Standard Methods
pH	Método eletrométrico	4500 H
Turbidez	Método turbidimétrico	
Condutividade	Método condutométrico	2510 B
Cor	Método espectrofotométrico	2120 B
Sólidos dissolvidos	totais Gravimétrico	2540 C
Sólidos suspensos	totais	
Oxigênio dissolvido	Método da azida modificado	4500-O C
Clorofila-a	Determinação espectrofotométrica	10200 H
N - Nitrato	Método da redução com Cd	4500-NO3 E
N – Nitrito	Método colorimétrico	4500-NO2 B
N – Amoniacal	Método do indofenol	4500-NH3 F
N total	Digestão com persulfato + redução com Cd	4500-NO3 E
Fosfato	Método do ácido ascórbico	4500-P E
Fósforo total	Digestão com persulfato + método do ácido ascórbico	4500-P E
Coliformes	Tubos múltiplos	9221

2.5. CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

Como o balanço hídrico no solo é fundamental para a simulação dos processos hidrológicos pelo modelo SWAT são necessários os seguintes parâmetros: nome do solo, número de camadas, grupo hidrológico do solo, profundidade total, em relação ao tipo do solo. Com relação às camadas do solo: profundidade, densidade do solo, capacidade de água disponível, porcentagem de carbono orgânico, condutividade hidráulica, albedo, fator de erodibilidade da camada e porcentagens de argila, silte, areia e rocha (esqueleto da terra).

Com esse objetivo foi realizada caracterização ambiental e pedológica na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, através de observação da paisagem local, abertura de micro-trincheiras (0,5 x 0,5 x 0,5 m) e por tradagem dos solos. Os solos foram descritos morfologicamente conforme SANTOS et al. (2005) e classificados conforme EMBRAPA (2006), a partir das observações de campo. Foram também realizadas observações na área de estudo para caracterização quanto à vegetação, solo, geologia, hidrologia, relevo e tipos de uso do solo.

A granulometria dos solos da bacia foi determinada pelo método do densímetro, a densidade pelo método do anel volumétrico, a retenção da água no solo por meio do aparelho extrator de umidade de Richards. Esses parâmetros foram medidos a partir de amostras deformadas e indeformadas, coletadas nesta unidade de planejamento. A metodologia adotada foi a constante na EMBRAPA (1997). A velocidade de infiltração pelo método do infiltômetro de anéis concêntricos. O grupo hidrológico do solo foi estimado a partir das variáveis medidas por meio de Neitsch et al. (2005). As amostras foram encaminhadas para os laboratórios de água e solo da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e de química do solo do Instituto Tecnológico de Pesquisas de Sergipe (ITPS).

2.6. REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Cenário dos corpos d'água na subbacia hidrográfica do rio Poxim - Sergipe, na zona urbana, e suas relações ambientais e antrópicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais eletrônicos...** Porto Alegre: ABRH, 2007.

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Qualidade da Água e uso do Solo na Subbacia Hidrográfica do Rio Poxim-Mirim-Sergipe. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Anais...** Gravatá: ABRH, 2006. v. CD. p. 1-13.

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

ARNOLD, J.G.; FOHRER, N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, v. 9, n. 563-572, 2005.

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

BRASIL. Agência Nacional das Águas. **A gestão dos recursos hídricos no Estado de Sergipe**. Série: Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos, CD nº 1, versão preliminar, 2001.

BRITTO, F. B. ; VASCO, A. N. ; PEREIRA, A. P. S. Avaliação da contaminação por pesticida da água do rio Poxim usada para abastecimento público de Aracaju, Sergipe. In: ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE, 4., 2011, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2011.

BRITTO, F. B. et al. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 390-398, 2012.

BOSKIDIS, I. et al. Hydrologic and water quality modeling of lower Nestos river basin. **Water Resource Management**, v. 26, p. 3023-3051, 2012.

BOSSA, A. Y. et al. Modeling the effects of crop patterns and management scenarios on N and P loads to surface water and groundwater in a semi-humid catchment (West Africa). **Agricultural Water Management**, v. 115, p. 20-37, 2012.

CAVALCANTE, F. S. et al. Considerações sobre a utilização dos principais solos no estado da Paraíba. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, ano 4, n. 8, 2005.

CHAPLOT, V. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃-N loads predictions. **Journal of Hydrology**, v. 312, p. 207-222, 2005.

CHAUBEY, I. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 621-628, 2005.

CIANFRANI, C. M. et al. A multitaxonomic approach to understanding local-versus watershed-scale influences on stream biota in the lake Champlain basin, Vermont, USA. **River Research and Applications**, v. 28, p. 973-988, 2012.

COSTA, C. C. et al. Ações impactantes nas matas ciliares da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE. In: ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE, 4., 2011, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2011.

DALOGLU, I.; CHO, K. H.; SCAVIA, D. Evaluating causes of trends in long-term dissolved reactive phosphorus loads to Lake Erie. **Environmental Science Technology**, v. 46, p. 10660-10666, 2012.

DADHICH, A. P; NADAOKA, K. Analysis of Terrestrial Discharge from Agricultural Watersheds and Its Impact on Nearshore and Offshore Reefs in Fiji. **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 5, p. 1225-1235, 2012.

Department of Environmental Science, Policy and Geography, University South Florida,

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.629-650, 2005.

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.629-650, 2005.

DIXON, B.; EARLS, J. Resample or not?! Effects of resolution of DEMs in watershed modeling. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1714-1724, 2009.

EINHEUSER, M. D. Modeling the effects of conservation practices on stream health **Science of the Total Environment**, v. 435-436, p. 380-391, 2012.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 1997. 212p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2a ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2006. 306p.

GALVÁN, L. et al. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. **Journal of Hydrology**, v. 377, p. 445-454, 2009.

GIKAS, G. D.; YIANNAKOPOULOU, T.; TSIHRINTZIS, V. A. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 11, p. 219-233, 2006.

FAGERIA, N. K. **Produção de Sementes Sadias de Feijão Comum em Várzeas Tropicais**. Embrapa Arroz e Feijão Sistemas de Produção, n. 4, 2004. Disponível em <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Feijao/FeijaoVarzeaTropical/expense.htm>> Acesso em 19 de maio de 2013.

FERREIRA, R. A. et al. Nascentes da subbacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, v. 35, p. 265-277, 2011.

FIORIN, T. T. **Estimativa da infiltração de água no solo a partir de pedofunções**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, 2008.

GIKAS, G. D.; YIANNAKOPOULOU, T.; TSIHRINTZIS, V. A. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 11, p. 219-233, 2006.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002. 154 p.

- MAUSBACH, M. J.; DEDRICK, A. R. The length we go: Measuring environmental benefits of conservation practices. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 59, p. 96-103, 2004.
- MIRANDA, E. E. (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 28 mar. 2013.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. The state of movement of water in living organisms, Swansea, XIXth Symp. Soc. for Exp. Biol., Southampton, U.K., 205–235, 1965.
- MULUNGU, M. M. D.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1032–1039, 2007.
- NDOMBA, P.; MTALO, F.; KILLINGTVEIT, A. SWAT model application in a data scarce tropical complex catchment in Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 33, p. 626-632, 2008. doi:10.1016/j.pce.2008.06.013
- NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT) User's Manual**, Version 2000, Grassland Soil and Water Research Laboratory, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Texas Water Resources Institute, Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 2002, 472p.
- NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT) User's Manual**, Version 2000, Grassland Soil and Water Research Laboratory, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Texas Water Resources Institute, Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 2002, 472pp.
- NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation**. Version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS of USDA, 2004. 541p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 494p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.
- PAGLIERO, L. SWAT modeling at Pan European scale: the Danube basin pilot study. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE – CONFERENCE PROCEEDINGS, Espanha, 2011 (Proceedings), p. 1-14.
- PINTO, J. E. S. S. Estudos climatológicos em microbacias de clima semi-árido. In: ENCUESTRO DE GEÓGRAFOS DE AMÉRICA LATINA, 8., 2001, SANTIAGO. CD-ROM, 2001. p. 373-382.
- ROMANOWICZ, A. A. et al. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. **Ecological Modelling**, v. 187, p. 27-39, 2005.

SANTHI, C. et al. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, p.1141-1157, 2006.

SANTOS, M. S. **Estudo da subbacia do rio Poxim/SE: uma proposta arqueológica**. 2003, 75p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe.

SANTOS, R. D. *et al.* **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª ed. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100p.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos. **Sergipe: Atlas digital sobre recursos hídricos**. CD-ROM, 2013a.

_____. Companhia de Saneamento de Sergipe. 2013b. Disponível em <http://www.deso-se.com.br/deso.php?var=1090588288>. Acesso em 31 de julho de 2013.

SHEN, Z. Y. et al. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management**, v. 96, p.1435-1442, 2009.

SILVA, A. S. et al. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA): municípios da região do entorno do rio Poxim, SE**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 46 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento)

SILVA, F. H. B. B.; SILVA, M. S. L.; CAVALCANTI, A. C. **Descrição das principais classes de solos**. Recife. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2005. Disponível em <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/34393/1/OPB1113.pdf> Acesso em 19 de maio de 2013.

SILVA, Z. F. B. **Cenário atual da seção urbana do Rio Poxim**. 2001, 85p. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos em Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe.

SOARES, J. A. **O Rio Poxim, Processo Urbano e Meio Ambiente**. 2001, 67p. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos em Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe.

USDA Soil Conservation Service. National Engineering Handbook Section 4 Hydrology, Chapters 4-10. 1972.

VASCO, A. N. et al. Uso de indicadores ambientais como suporte ao planejamento e gestão dos recursos hídricos no rio Poxim. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS, 5., 2009, Aracaju. Congresso Brasileiro de Sistemas, 2009. v. 1. p. 193-206.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, 2010. Disponível em: wileyonlinelibrary.com Acesso em 12 de fevereiro de 2011.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 6, p. 915-925, 2011.

WILLIAMS, J.; ARNOLD, J. A system of hydrologic models. **Water-Resources Investigations Report** 93-4018, U.S. Geological Survey, Reston, 1993.

WINCHELL, M. et al. **Arcswat 2.3.4 interface for SWAT2005**: User's guide. Blackland Research Center: Texas Agricultural Experiment Station. 2009, 465 p.

CAPÍTULO 3

A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM

RESUMO

O rio Poxim é um importante afluente da bacia hidrográfica do rio Sergipe, uma das mais importantes do estado homônimo. Tal importância se deve principalmente por ser uma fonte fundamental de abastecimento de água para a cidade de Aracaju. Entretanto os múltiplos usos e ocupação e uso do solo de forma desorganizada ocasionam degradação ambiental, comprometendo a quantidade e qualidade de sua água afetando diretamente a vida da população dessa bacia hidrográfica. O objetivo deste trabalho foi avaliar as características físicas, químicas e biológicas da água da bacia hidrográfica do rio Poxim, Sergipe. O monitoramento foi realizado em seis campanhas trimestrais de amostragem, no período de fevereiro de 2010 a novembro de 2011 em 7 estações distribuídas ao longo da bacia hidrográfica do rio Poxim. Os parâmetros analisados foram condutividade, turbidez, cor, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, alcalinidade e dureza, nutrientes – fósforo total, ortofosfato dissolvido, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total – além da clorofila-a, coliformes termotolerantes e totais. A qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Poxim encontra-se comprometida principalmente no que se refere ao oxigênio dissolvido e coliformes termotolerantes,

Palavras-chave: monitoramento, recursos hídricos, Sergipe.

WATER QUALITY IN THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM RIVER

ABSTRACT

The Poxim River is a major tributary in the hydrographic basin of the Sergipe River, which is one of the most important rivers in Sergipe State. Its significance is largely due to the fact that it supplies much of the water required by the city of Aracaju, the State capital. Meanwhile, the multiple uses of the water, together with the unplanned nature of land occupation and soil use, has resulted in environmental degradation that has compromised the quantity and quality of the water, directly affecting the lives of the population resident in the hydrographic basin. The aim of this work was to evaluate the physical, chemical, and biological characteristics of the water in the hydrographic basin of the Poxim River. Monitoring was conducted during the course of six quarterly field campaigns, between February 2010 and November 2011, at seven sites distributed along the river basin. The parameters analyzed were: conductivity, turbidity, color, total dissolved solids, dissolved oxygen, alkalinity and hardness, nutrients (total phosphorus, dissolved orthophosphate, nitrite, nitrate, ammoniacal nitrogen, and total nitrogen), chlorophyll-a, and thermotolerant and total coliforms. Reductions in water quality were mainly associated with changes in the levels of dissolved oxygen and thermotolerant coliforms.

Keywords: Monitoring, hydric resources, Sergipe.

3.1. INTRODUÇÃO

O crescimento das cidades brasileiras, de forma desordenada, tem provocado como efeito mais direto, a degradação dos recursos hídricos, observando-se redução da qualidade e da quantidade dos mananciais disponíveis. Em virtude disto, conflitos no uso da água são gerados, com consequências nas dimensões ambiental, econômica e social. O cenário em Sergipe não é diferente, uma vez que as bacias hidrográficas do estado apresentam inúmeros problemas decorrentes de ações antrópicas. Nesse sentido, a preocupação crescente com a disponibilidade hídrica no que diz respeito a sua qualidade e quantidade vêm estimulando o estudo da dinâmica dos reservatórios e demais corpos d'água, uma vez que a escassez hídrica pode ocorrer mesmo em regiões onde existem grandes mananciais, e muitas vezes decorrem da gestão e manejo inadequados dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica (SILVA, 2006; SILVA et al., 2006; SILVA et al., 2009).

A bacia hidrográfica do rio Poxim, apresenta como principais afluentes os rios Poxim-Açu, Poxim-Mirim e Pitanga. Integra a bacia hidrográfica do rio Sergipe, que apresenta 56,5 % da população total do Estado, sendo que deste percentual 86,6 % reside nas áreas urbanas (SERGIPE, 2012)

É fundamental para o abastecimento de água para a capital do estado, Aracaju, no passado a bacia hidrográfica do rio Poxim contribuiu com 70 % do abastecimento, atualmente, contribui com cerca de 40 %, devido à ausência de planejamento urbano e territorial, o lançamento de efluentes domésticos e industriais em suas águas sem o prévio tratamento aumenta, (AGUIAR NETTO et al., 2007), sendo que o sistema Cabrita, que tem como manancial o rio Pitanga e, o rio Poxim, respondem com 10 % e 27 % do fornecimento de água, respectivamente (SERGIPE, 2013).

Persistindo esse quadro, a contribuição da bacia hidrográfica do rio Poxim para o abastecimento doméstico tende a diminuir, pois em uma década a população desta unidade de planejamento aumentou em mais de 20 % (IBGE, 2001; IBGE, 2010), aumentando o lançamento de efluentes nos mananciais e deposição inadequada dos resíduos sólidos, degradando assim a qualidade da água.

Outro fator a ser considerado é referente ao uso e ocupação do solo, uma vez que estes aspectos interferem, no ciclo hidrológico e, por consequência na qualidade da água. Uma bacia hidrográfica ocupada por floresta ou mata, apresenta uma qualidade

da água melhor em relação a uma bacia hidrográfica urbanizada. Por isso a gestão de bacias hidrográficas é fundamental para a garantia de água de qualidade e em quantidade suficiente para atender as necessidades atuais e das gerações futuras, em seus diversos usos múltiplos da água.

Dessa forma, como resultado do rápido desenvolvimento econômico e urbanização, a poluição da água e degradação de ecossistemas aquáticos ocasionam prejuízos às funções e integridade dos recursos hídricos. Assim antes de propor estratégias de melhoria para a gestão ambiental é necessário avaliar a qualidade da água de diferentes áreas (SONG et al. 2011).

Além do abastecimento humano, as águas da bacia hidrográfica do rio Poxim são destinadas à irrigação e uso industrial. A Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), estabelece que o abastecimento humano deve ser realizado com águas doces das classes: Especial (com desinfecção), Classe 1 (após tratamento simplificado), Classe 2 (após tratamento convencional) e Classe 3 (após tratamento convencional ou avançado). Nesse sentido, o rio Poxim deve estar enquadrado até a Classe 2, uma vez que a Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO) realiza o tratamento convencional das águas que abastecem Aracaju.

O Reenquadramento dos corpos d'água do estado de Sergipe de acordo com a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece como enquadramento de referência para o rio Poxim-Açu e Pitanga, a Classe 1, e para o rio Poxim-Mirim, a Classe 2 (SERGIPE, 2010), neste sentido este trabalho teve como objetivo analisar, através de parâmetros físico-químicos e biológicos, a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Poxim e sua variação sazonal.

3.2. QUALIDADE DA ÁGUA

A água é um bom solvente, por isso recebe, dilui e transporta efluentes que a todo o momento são lançados nos rios. Mesmo em um rio com suas características originais preservadas, a qualidade da água irá depender de fatores como tipo e uso do solo, vegetação, clima e geologia da bacia hidrográfica. Dessa forma, na natureza não existe água quimicamente pura. A qualidade da água, antes de tudo, refere-se não a um estado original de pureza, mas, sobretudo a características químicas, físicas e biológicas

que os corpos d'água devem apresentar de acordo com os múltiplos usos a que se destinam.

As atividades antrópicas desenvolvidas em uma bacia hidrográfica podem alterar as características físico-químicas da água causando poluição ou contaminação. Por poluição entende-se modificação nas condições naturais de um recurso hídrico que o torne prejudicial para os seres que dependem desta água, ou ainda que dificulte ou impeça algum tipo de uso. Já a contaminação, ocorre quando a poluição torna-se prejudicial à saúde humana (LORANDI e CANÇADO, 2008).

A poluição pode ser de origem pontual ou difusa. Dentre as principais fontes de poluição hídrica pontual destacam-se: o lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem tratamento prévio; a disposição inadequada de resíduos sólidos. São exemplos de fontes de poluição difusa: as atividades agropecuárias, através dos agroquímicos, fertilizantes e adubos de origem animal, e excrementos provenientes da criação intensiva de animais. O manejo inadequado do solo, também provoca poluição, através dos processos erosivos e de assoreamento.

As principais substâncias relacionadas com a poluição hídrica são classificadas em vários grupos: patógenos, onde estão inseridas as bactérias, vírus e protozoários; poluentes inorgânicos, com destaque para os ácidos, sais e metais tóxicos; ânions e cátions (nitratos, fosfatos, sulfatos, cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, carbonatos, dentre outros); substâncias radioativas solúveis em água; compostos orgânicos, como óleos e agroquímicos. Todas estas substâncias, se excederem um determinado valor limite, podem ser prejudiciais e causar sérios problemas à saúde humana e nos ecossistemas (AZIZULLAH, 2011).

Dessa forma, a Resolução de Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, definiu parâmetros que estabelecem limites aceitáveis de substâncias estranhas, considerando os diferentes usos da água. Os corpos d'água doces, salobras e salinas foram classificados em treze classes, sendo cinco classes de água doce, com salinidade inferior a 0,5%, quatro salobras, salinidade entre 0,5 e 30%, e quatro classes salinas, salinidade superior a 30% (BRASIL, 2005).

Contudo, para ser considerada adequada para consumo humano, a água deve ser potável. Assim, a Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, regulamentada pelo Ministério da Saúde, estabelece os padrões de potabilidade, ou seja, regulamenta os valores máximos permitidos (VMP) de um conjunto de parâmetros que definem as

características físicas, químicas e biológicas que a água deve apresentar (BRASIL, 2004).

3.3. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento foi realizado em seis campanhas trimestrais de amostragem, no período de fevereiro de 2010 a novembro de 2011 (Tabela 3.1) em 7 estações distribuídas ao longo da bacia hidrográfica do rio Poxim (Figura 3.1). As estações 1 a 4 estão localizadas no rio Poxim-Açu, a estação 5 localiza-se no rio Poxim Mirim, a estação 6 no rio Poxim, e a estação 7 no rio Pitanga (Tabela 3.2).

Tabela 3.1: Datas das campanhas para monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim

CAMPANHA	DATA	PERÍODO
1	09 e 10 de Fevereiro de 2010	seco
2	18 e 19 de Maio de 2010	chuvoso
3	16 e 17 de Agosto de 2010	chuvoso
4	15 de Novembro de 2010	seco
5	16 de Fevereiro de 2011	seco
6	05 de Julho de 2011	chuvoso

As amostras de água foram coletadas na camada de superfície utilizando garrafa de Van Dorn. Foram analisados os seguintes parâmetros: turbidez, cor, condutividade elétrica (CE), dureza, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), clorofila-a, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, nitrogênio total, ortofosfato, fósforo dissolvido, além dos coliformes totais e termotolerantes. Todos os procedimentos de coleta, conservação e análise dos parâmetros obedeceram às metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

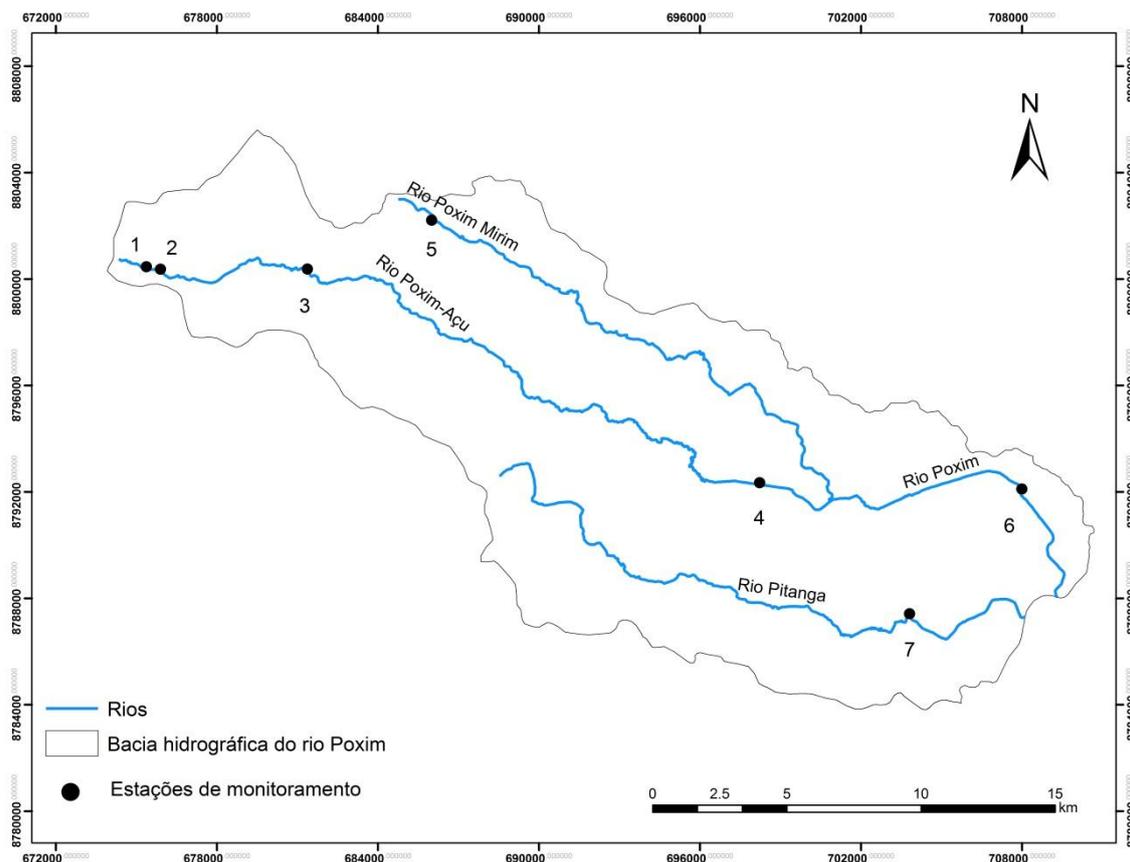


Figura 3.1: Localização das estações de coleta de água na bacia hidrográfica do rio Poxim.

Tabela 3.2: Descrição das estações de amostragem da água na bacia hidrográfica do rio Poxim

Estações	Descrição	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)
1	Rio Poxim-Açu, próximo ao Povoado Cajueiro	675372	8800462
2	Rio Poxim-Açu, área de reflorestamento	675665	8800487
3	Rio Poxim-Açu, próximo ao Assentamento Rural 8 de Março	681371	8800374
4	Rio Poxim-Açu no IFS	698228	8792344
5	Próximo à nascente do rio Poxim-Mirim, área de monocultura (cana-de-açúcar)	685545	8801339
6	Rio Poxim, próximo ao Campus da UFS, ponto de coleta da DESO	707997	8792105
7	Rio Pitanga, no povoado Cabrita, ponto de coleta da DESO	703814	8787416

3.4.QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO POXIM

Os descritores estatísticos calculados para as variáveis da qualidade da água do rio Poxim estão representados na Tabela 3.3. Os valores de temperatura variaram entre e 23°C e 33°C (Tabela 3.3), sendo que a temperatura máxima foi verificada em novembro de 2010, como verificado por Alves et al. (2007), já a mínima foi verificada no mês de julho de 2011. A temperatura é uma variável que está diretamente relacionada com a solubilidade dos gases nos corpos d'água, em especial do oxigênio dissolvido, assim como às variações de pH.

Tabela 3.3: Descritores estatísticos para as variáveis de qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Poxim/SE

Parâmetro		Estação						
		1	2	3	4	5	6	7
Temperatura (°C)	máximo	33,0	26,0	33,0	30,0	28,0	33,0	31,0
	mínimo	24,0	24,0	23,0	23,0	23,0	24,0	24,0
	média	26,5	25,0	26,5	27,2	26,0	28,8	27,2
pH	máximo	5,9	4,6	6,3	7,1	6,8	7,0	6,3
	mínimo	4,1	4,3	5,1	6,2	5,7	5,9	5,4
	média	5,3	4,5	5,6	6,7	6,1	6,4	6,0
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	máximo	132,0	80,0	82,0	213,0	176,0	317,0	152,0
	mínimo	57,6	43,2	42,0	105,9	86,6	103,0	61,0
	média	87,6	61,6	59,5	163,3	130,8	210,2	110,0
Turbidez (UNT)	máximo	15,6	12,3	25,2	421,1	195,0	88,5	172,2
	mínimo	1,3	5,8	4,4	13,1	5,4	8,8	5,4
	média	6,5	9,1	11,9	93,5	49,9	31,6	49,5
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	máximo	67,0	74,0	41,0	99,0	84,0	151,0	76,0
	mínimo	22,0	18,0	19,0	25,0	28,0	23,0	28,0
	média	42,2	46,0	27,0	72,2	59,8	95,2	56,1
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	máximo	6,7	4,1	8,5	7,9	8,2	7,9	8,1
	mínimo	2,1	3,8	7,0	2,9	6,4	1,2	4,5
	média	3,6	4,0	7,9	6,5	7,2	3,3	6,2
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	máximo	35,1	2,7	96,4	93,0	43,0	99,2	16,3
	mínimo	5,1	1,6	5,9	41,0	13,9	10,1	7,9
	média	11,6	2,2	22,8	52,6	22,8	65,2	13,8
Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	máximo	90,7	61,3	210,7	132,3	112,7	188,7	132,3
	mínimo	21,6	49,0	23,5	25,5	26,5	25,5	27,4
	média	40,8	55,1	90,4	93,5	66,9	96,8	58,8
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	máximo	0,333	0,018	0,266	0,312	0,337	0,361	0,344
	mínimo	0,070	0,018	0,003	0,059	0,023	0,305	0,023
	média	0,201	0,018	0,135	0,186	0,157	0,333	0,184

Continuação da Tabela 3.3: Descritores estatísticos para as variáveis de qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Poxim/SE

Parâmetro		Estação						
		1	2	3	4	5	6	7
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	máximo	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
	mínimo	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
	média	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	máximo	4,761	1,454	3,433	4,280	6,993	3,787	5,944
	mínimo	0,112	0,376	0,156	0,045	0,652	0,176	0,165
	média	1,423	0,915	1,205	1,482	3,012	1,909	1,541
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	máximo	0,216	0,216	0,182	0,157	0,230	0,120	0,157
	mínimo	0,016	0,216	0,182	0,157	0,230	0,120	0,106
	média	0,099	0,216	0,182	0,157	0,230	0,120	0,106
Ntotal (mg.L ⁻¹)	máximo	44,240	5,582	7,275	5,231	8,108	5,955	6,983
	mínimo	0,448	0,673	0,336	1,120	1,232	0,422	0,840
	média	11,483	3,128	3,224	2,531	4,051	3,038	2,478
Ptotal ⁻ (mg.L ⁻¹)	máximo	0,003	0,003	0,020	0,053	0,139	0,027	0,086
	mínimo	0,002	0,003	0,003	0,003	0,005	0,003	0,034
	média	0,002	0,003	0,015	0,015	0,039	0,020	0,048
Clorofila (µg.L ⁻¹)	máximo	47,280	3,551	9,795	17,350	4,402	4,553	7,242
	mínimo	1,296	2,750	0,840	0,639	0,000	0,182	0,719
	média	17,423	3,151	3,891	5,959	1,585	2,540	3,463
Coliforme Total (NMP.100mL ⁻¹)	máximo	43000,0	2800,0	3500,0	9200,0	3500,0	2400,0	5400,0
	mínimo	230,0	540,0	39,0	120,0	69,0	230,0	230,0
	média	7641,7	1670,0	808,2	2073,3	879,7	970,0	1165,0
Coliforme Termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	máximo	1700,0	2800,0	790,0	9200,0	1100,0	1600,0	1300,0
	mínimo	40,0	240,0	39,0	69,0	22,0	68,0	34,0
	média	420,0	1520,0	269,8	1653,0	401,7	441,3	327,3

O pH é um parâmetro fundamental para os ecossistemas aquáticos, contudo devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo sua interpretação torna-se complexa (ESTEVES, 2011). Com relação aos valores de pH encontrados, o máximo foi de 7,8 e o mínimo de 3,7 (Tabela 3.3). De um modo geral, de acordo com os valores encontrados, as águas do rio Poxim apresentam caráter ácido, sendo que os menores valores foram verificados nas Estações 1 e 2, ou seja, na nascente do rio Poxim-Açu e na área de reflorestamento do mesmo rio respectivamente (Figura 3.2a). Verifica-se que estes dois trechos do rio caracterizam-se pela grande presença de matéria orgânica, proveniente da vegetação circundante, assim o pH ácido nesses pontos, pode ser explicado pelas reações que ocorrem para a decomposição dessa matéria orgânica. Percebe-se ainda, que o pH tende a aumentar da nascente em direção à foz. Vale

ressaltar que, a Resolução n° 357 do CONAMA, estabelece uma faixa de 6,0 a 9,0, para as classes 1 e 2, e 47,4 % das amostras apresentaram valores inferiores ao mínimo para estas classes (Figura 3.2b).

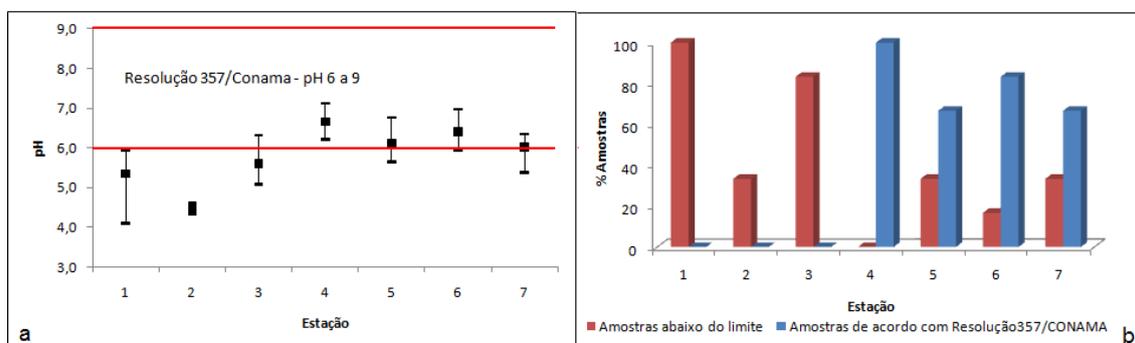


Figura 3.2: Valores máximos, médias e mínimos (a) e frequência de amostras de pH de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

Ainda de acordo com Esteves (1998), valores baixos de pH fornecem indício de ausência de substâncias tamponadoras (bicarbonato e carbonato) em solução. Este fato é evidenciado pelos resultados da Figura 3.3, onde o aumento de pH é acompanhado do aumento da alcalinidade e da dureza.

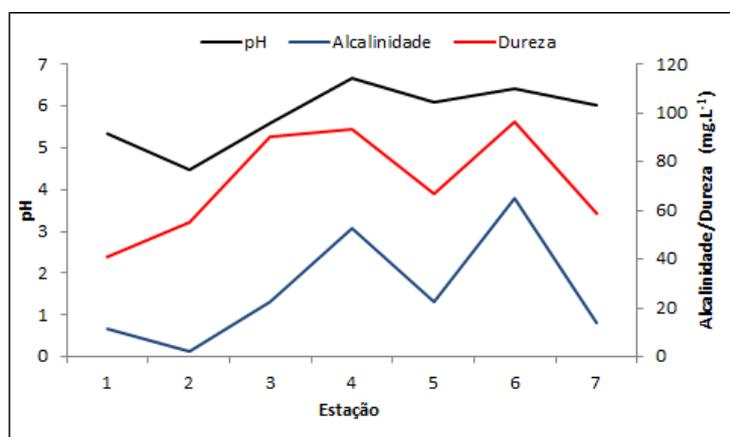


Figura 3.3: Variação das concentrações da alcalinidade e dureza e valores de pH para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

A alcalinidade indica a concentração de carbonato, bicarbonato e hidróxido, sendo que a distribuição entre estas três formas na água é função do pH. A alcalinidade também está associada à dureza e ao elevado grau de mineralização da água. Já a dureza é causada principalmente pela presença de sais de cálcio e magnésio, entretanto, íons polivalentes como ferro, alumínio, manganês e zinco também podem contribuir com a dureza (ALVES et al., 2007, VON SPERLING, 1996). Como os valores de pH variaram

entre 7,8 e 3,7 a alcalinidade deve-se apenas ao bicarbonato. Os valores encontrados para alcalinidade estiveram entre 99,2 e 1,6 mg.L⁻¹ de CaCO₃, com um valor médio de 29,9 mg.L⁻¹ de CaCO₃ (Tabela 3.3).

Referente à dureza, os valores variaram entre 210,7 e 21,6 mg.L⁻¹ de CaCO₃, com um valor médio de 73,5 mg.L⁻¹ de CaCO₃. A dureza para o rio Poxim é caracterizada como moderada (50 a 150 mg.L⁻¹ de CaCO₃), exceto para a estação 3, campanha 6 (Tabela 3.3 e Figura 3.4).

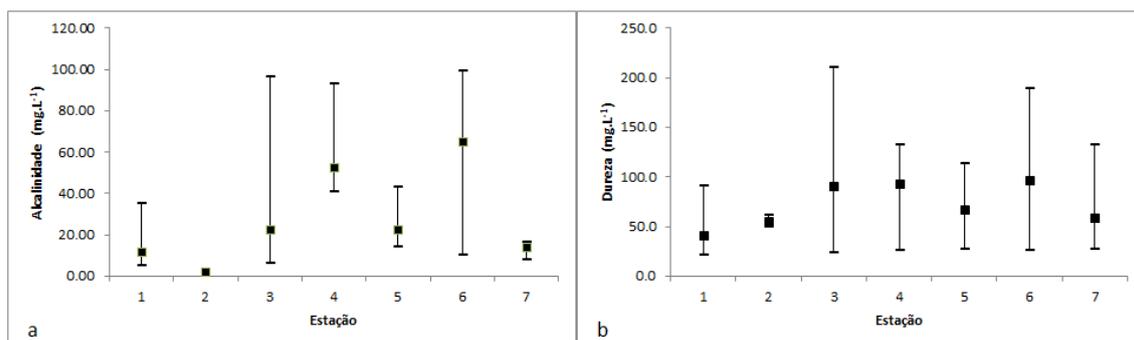


Figura 3.4: Concentrações máximas, médias e mínimas de alcalinidade (a) e dureza (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

A turbidez representa a interferência da concentração de partículas suspensas na água obtida a partir da passagem de um feixe de luz através da água. É uma variável de importância fundamental no monitoramento de bacias hidrográficas, sendo um indicador em programas de manejo e conservação do solo. (LIBÂNIO, 2005; HERMES et al., 2006).

No período chuvoso houve aumento nos valores da turbidez, com um valor médio para esta estação de 58,6 UNT, enquanto que no período seco esta média foi de 19,1 UNT. O mesmo fato foi observado com a cor, com valores médios de 43,2 Pt-Co e 25,5 Pt-Co, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Este aumento pode ser explicado pelo incremento do conteúdo de material particulado e matéria orgânica no rio através do escoamento superficial. Os valores de turbidez excederam os limites da resolução supracitada para classe 1 (40 UNT) na 5ª (estações 6 e 7) e 6ª campanhas (estações 4, 6 e 7), conforme pode ser observado na Figura 3.5a. Como o rio Poxim-Mirim, tem como enquadramento de referência a classe 2 de águas doces, houve extrapolação dos valores de turbidez (100 UNT) na 5ª campanha (Figura 3.5b).

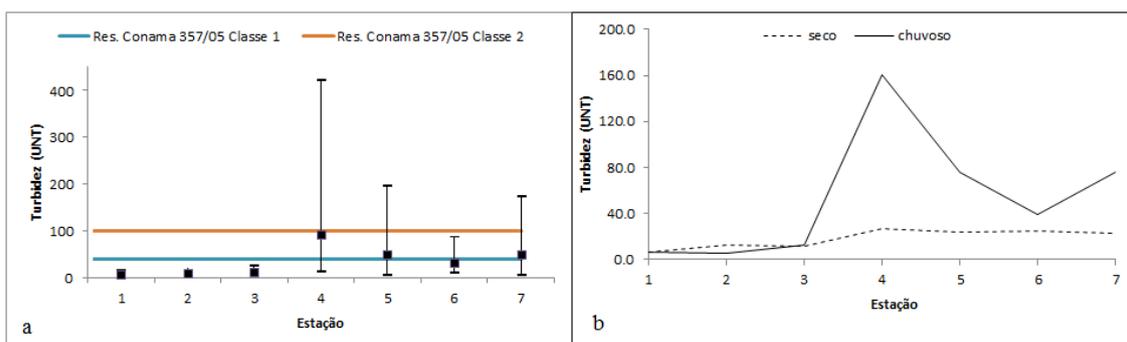


Figura 3.5: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal da turbidez (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011.

A condutividade elétrica da água é a capacidade em conduzir corrente elétrica, sendo diretamente proporcional à concentração dos sólidos totais dissolvidos. A condutividade da água doce, varia de $0,01$ a 1 mS.cm^{-1} (ALVES, 2007). É um parâmetro indicador de poluição, altos valores de condutividade podem estar associados tanto à fontes não pontuais de poluição (águas de drenagem de sistemas de irrigação e escoamento superficial de áreas agrícolas) como a fontes pontuais (lançamento de efluentes de áreas residenciais/urbanas) que liberam altos teores de íons dissolvidos (HERMES et al., 2006).

Os valores de condutividade elétrica variaram entre $0,317$ a $0,051 \text{ mS.cm}^{-1}$ e $0,305$ a $0,042 \text{ mS.cm}^{-1}$, nos períodos seco e chuvoso respectivamente. De um modo geral, houve redução da condutividade elétrica no período chuvoso, explicada pelo aumento da vazão dos rios nesta estação, reduzindo assim a concentração dos sólidos dissolvidos (Figura 3.6a).

De fato, no período chuvoso houve redução na concentração dos sólidos totais dissolvidos, a média encontrada foi de 47 mg.L^{-1} , enquanto que para o período seco foi de $69,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 3.6b). A estação 6 apresentou os valores mais elevados tanto para a condutividade elétrica, como para os sólidos totais dissolvidos. Ressalta-se ainda que, os valores mantiveram-se dentro do limite para as classes 1 e 2 de água doce para os sólidos totais dissolvidos (500 mg.L^{-1}), de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA.

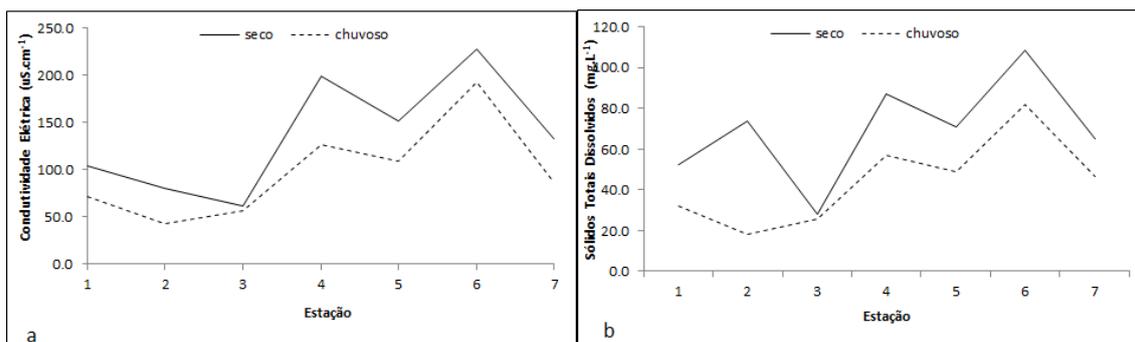


Figura 3.6: Variação sazonal para a condutividade elétrica (a) e sólidos totais dissolvidos (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

O oxigênio dissolvido é fundamental para se determinar a qualidade das águas. Sua presença é essencial para a manutenção e equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e autodepuração dos mananciais. É um indicador de poluição, pois baixas concentrações de oxigênio dissolvido associam-se a altas concentrações de matéria orgânica. Sabe-se que para a estabilização da matéria orgânica, bactérias através de processos aeróbios, consomem o oxigênio, reduzindo assim a sua disponibilidade no meio. Ainda de acordo como Hermes et al. (2006) é fundamental para a avaliação das condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização, além é claro, como já mencionado, da poluição.

Também é um dos principais parâmetros analisados quanto às condições sanitárias e de qualidade das águas, além de ser essencial para a manutenção a vida nos ecossistemas aquáticos e autodepuração dos rios. Águas poluídas apresentam baixas concentrações de oxigênio poluído.

As concentrações de OD variaram entre 1,2 a 8,5 mg.L⁻¹, a concentração média para o período de estudo foi de 5,7 mg.L⁻¹ (Tabela 3.3). Verificou-se que os pontos localizados nas estações 1, 2 e 6 apresentaram valores abaixo do estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA (Figura 3.7a), para as águas doces classes 1 (6 mg.L⁻¹) e 2 de (5 mg.L⁻¹). As estações 1 e 6, apresentaram valores abaixo de 6 mg.L⁻¹ em 83% das amostras, enquanto que 100 % das amostras da estação 2 estiveram abaixo de 6 mg.L⁻¹ (Figura 3.7b). Ressalta-se ainda que na estação 6, campanhas 2, 5 e 6, os valores de OD encontrados foram inferiores a 2,0 mg.L⁻¹, ou seja, inferiores ao limite da classe 4 de águas doces. A estação 7 também apresentou concentrações abaixo de 6 mg.L⁻¹ em 50% das amostras. As estações 6 e 7 são pontos de captação de água para

abastecimento da DESO, os valores encontrados indicam que a qualidade da água nestes locais não é adequada para consumo, considerando o parâmetro oxigênio dissolvido.

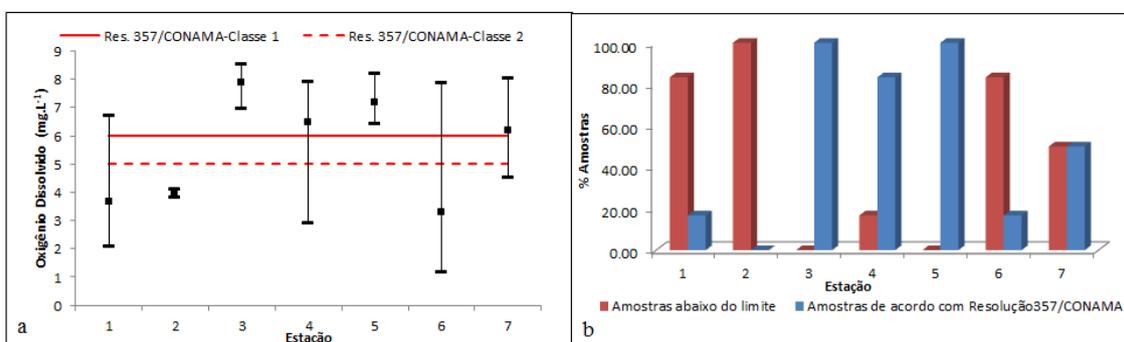


Figura 3.7: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) frequência de amostras (b) de oxigênio dissolvido de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

De acordo com Alves et al. (2007), que encontraram valores semelhantes, a situação do rio Poxim é crítica e consequência do aporte dos efluentes urbanos e/ou industriais da região urbana adjacente sem o prévio tratamento. Em estudos realizados por Alves e Garcia (2009) foram encontradas baixas concentrações de oxigênio dissolvido, principalmente na região estuarina. Vasco et al. (2011) evidenciaram baixos valores de OD nas estações 4 e 6, indicando a interferência antrópica no ambiente aquático. Aguiar Netto et al. (2013) também encontraram valores de oxigênio dissolvido na água apresentou valores muito baixos nos rios Poxim-Açu e Poxim, devido a deposição inadequada de resíduos sólidos e aporte de matéria orgânica.

Considerando os nutrientes, o nitrogênio e o fósforo destacam-se tanto como elementos de grande importância no desenvolvimento do fito e zooplâncton, como também no processo de eutrofização. As principais formas de ocorrência de nitrogênio em água são: N₂, compostos orgânicos, amônia (NH₃ ou NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) (MACÊDO, 2003).

A determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio de poluição. As formas orgânicas de nitrogênio ou de amônia são predominantes em águas de alcalinidade elevada, e tóxicas para a maioria das espécies de peixes, sua presença indica poluição recente. O nitrato é um indicador de poluição remota, esta forma está associada à metahemoglobinemia, doença que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea. O nitrito representa uma fase

intermediária entre a amônia e o nitrato (ESTEVES, 2011; LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 1996).

As concentrações do nitrogênio amoniacal variaram de $<0,002$ a $0,361 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo a média encontrada igual a $0,183 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 3.3). A origem da amônia pode ser devido à degradação da matéria orgânica nitrogenada e da matéria inorgânica do solo, entretanto, seu aporte nos corpos d'água pode ser originado também do lançamento de efluentes domésticos e industriais. Ressalta-se que, em ambientes poluídos predominam o nitrogênio orgânico e amoniacal, e em águas não poluídas o predomínio é do nitrato (ALVES et al., 2007).

Com relação às concentrações do nitrito, assim como Alves et al. (2007), os valores encontrados foram muito baixos em todas as estações durante o monitoramento efetuado. Quando presente, o nitrito é indicador de processos biológicos ativos influenciados pela poluição orgânica (HERMES et al., 2006).

O nitrato foi a forma de nitrogênio predominante encontrada no estudo realizado, suas concentrações variaram de $0,045$ a $6,993 \text{ mg.L}^{-1}$, a concentração média encontrada foi igual a $1,717 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 3.3). Concentrações de nitrato superiores a 5 mg.L^{-1} , indicam condições sanitárias inadequadas, pois dentre as fontes de nitrato, estão os dejetos humanos e animais (HERMES et al., 2006).

Considerando a Resolução 357 do CONAMA para águas doces classe 1, as concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato estiveram abaixo do limite preconizado. As concentrações do nitrogênio total variaram de $0,036$ a $44,240 \text{ mg.L}^{-1}$, com um valor médio de $4,383 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os valores mais elevados para o nitrato foram observados na estação 5, localizada no rio Poxim-Mirim (Figura 3.8a), área ocupada pela monocultura da cana-de-açúcar. A elevação da concentração do nitrato nesta área pode estar relacionada ao uso de fertilizantes nitrogenados na região. Por outro lado, durante o período seco houve aumento nas concentrações do nitrato nas estações de coleta (Figura 3.8b), de acordo como Alves et al. (2007), é um indicativo de que o aporte de nitrato nas águas é proveniente de fontes pontuais, uma vez que no período chuvoso as concentrações são menores, devido ao aumento da vazão dos rios.

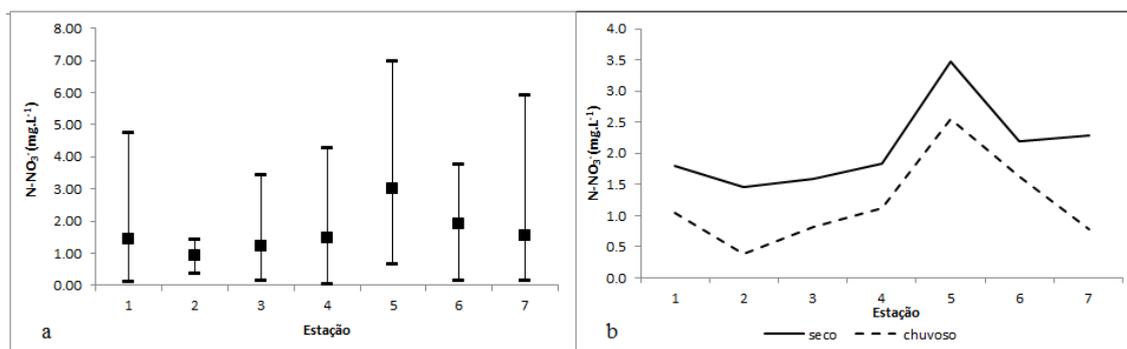


Figura 3.8: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações de nitrato (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

Em geral, o fósforo apresenta-se nos ecossistemas aquáticos em menor quantidade que o nitrogênio, sendo considerado fator limitante para a produtividade aquática. As formas predominantes do fósforo são os ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico.

Sua origem natural é a dissolução de compostos do solo ou decomposição da matéria orgânica, mas seu aporte nos corpos hídricos pode ter origem em atividades antrópicas, através do lançamento de despejos domésticos e industriais, fertilizantes e lixiviação de criatórios de animais (LIBÂNIO, 2005). De acordo com Alves et al. (2007), os polifosfatos são menos importantes pois sofrem hidrólise convertendo-se em ortofosfatos. Assim as formas estudadas foram o ortofosfato dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), sua importância está em ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos, sem a necessidade de conversões a formas mais simples (ESTEVES, 2011; VON SPERLING, 1996), e o fósforo total, resultante do fósforo orgânico combinado e todos os fosfatos.

Considerando as formas de fósforo analisadas, as concentrações de ortofosfato estiveram entre $<0,001$ e $0,230 \text{ mg.L}^{-1}$, com uma concentração média de $0,144 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 3.3). Não houve diferença significativa nas médias dos períodos seco e chuvoso. A concentração mais elevada foi verificada na estação 5, assim como o nitrato. Todos os valores do fósforo total estiveram de acordo com o limite para este parâmetro estabelecido na Resolução 357 do CONAMA para águas doces classe 1 e 2, exceto a na estação 5 localizada no rio Poxim-Mirim (Figura 3.9a), que como comentado anteriormente esta área é de ocupada pela monocultura da cana de açúcar. Observa-se ainda que as concentrações do fósforo total variaram entre $0,002$ a $0,139 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo a concentração média igual a $0,022 \text{ mg.L}^{-1}$, as maiores concentrações foram observadas no período seco (Figura 3.9b).

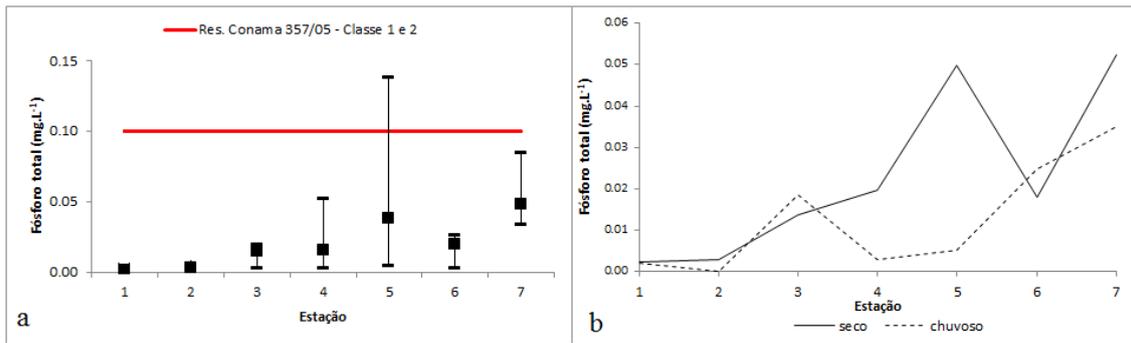


Figura 3.9: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações do fósforo total (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

A clorofila-a representa uma maneira de medir a biomassa de um reservatório através de sua produtividade primária, sendo um importante indicador do estado trófico em corpos hídricos. De acordo com Hermes et al. (2006), a determinação da concentração de clorofila permite estimar a capacidade de reoxigenação das águas em seu próprio meio, além de permitir inferir sobre a densidade de algas e avaliar o aporte da quantidade de nutrientes. Os compostos excretados por algumas algas espécies de algas e cianobactérias além de conferirem sabor e odor às águas, podem também, em concentrações mais elevadas serem tóxicos (LIBÂNIO, 2005).

Os limites para águas doces classes 1 e 2 são de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA. No estudo realizado as concentrações variaram entre 0,00 a 47,28 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com uma concentração média de 5,64 $\mu\text{g.L}^{-1}$, dessa forma houve extrapolação do limite na estação 1 (4^a e 5^a campanhas) e estação 4 (6^a campanha), como pode ser observado na Figura 3.10a. De um modo geral, houve aumento nas concentrações da clorofila-a no período chuvoso, exceto para a estação 1, que observou-se o contrário (Figura 3.10b).

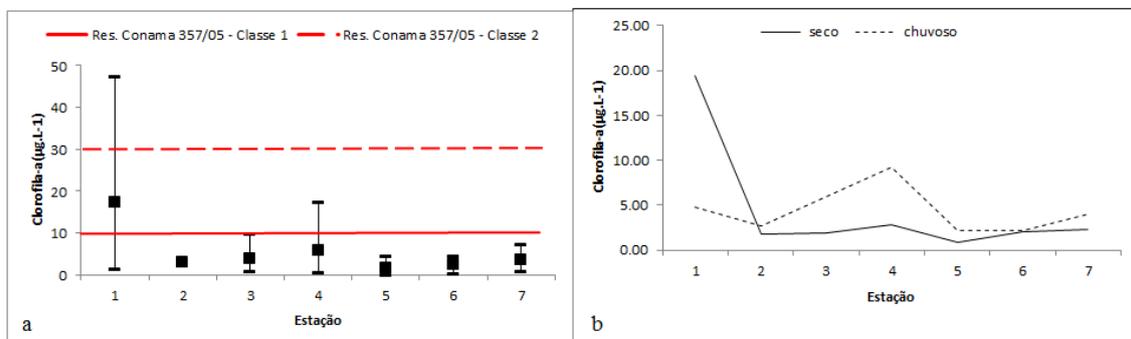


Figura 3.10: Concentrações máximas, médias e mínimas (a) e variação sazonal das concentrações da clorofila-a (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

Os coliformes são bactérias que podem estar presentes nas águas e, a importância do controle de sua população, reside no fato de que o aumento de sua densidade ocasiona a deterioração da qualidade da água, desenvolvendo-se odores e sabores desagradáveis e até mesmo prejudiciais à saúde humana. Essas bactérias são indicadoras de poluição fecal, pois estão sempre presentes no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sendo eliminadas em grande número pelas fezes. Desse modo, sua presença na água indica o risco potencial da presença de microorganismos patogênicos. Sua ausência evidencia condição de potabilidade, em nível bacteriológico, uma vez que são mais resistentes na água que as bactérias patogênicas de origem intestinal (MACÊDO, 2003).

O grupo dos coliformes pode ser classificado em coliformes totais e termotolerantes. Os coliformes totais incluem um grande grupo de bactérias que podem ser encontradas em amostras de solos e águas poluídas e não poluídas, como também nas fezes dos seres humanos e outros animais de sangue quente. Os coliformes termotolerantes indicam a presença de organismos provenientes do trato intestinal humano e de outros animais (VON SPERLING, 1996).

Os valores encontrados nas amostras para coliformes totais e termotolerantes durante o período de estudo estão indicados na Tabela 7. Os valores para os coliformes totais variaram entre 39 e 43000 NMP.100 mL⁻¹, e para os coliformes termotolerantes a variação foi de 22 a 9200 NMP.100 mL⁻¹, as médias encontradas foram 2225,4 e 634,7 NMP.100 mL⁻¹ para os coliformes totais e termotolerantes, respectivamente (Tabela 3.3). Referente à Resolução 357 do CONAMA para águas doces classe 1 e 2 o limite é de 200 NMP.100 mL⁻¹ e 1000 NMP.100 mL⁻¹, respectivamente, para os coliformes termotolerantes, a Resolução não limita valores para coliformes totais (Figura 3.11a e 3.11b).

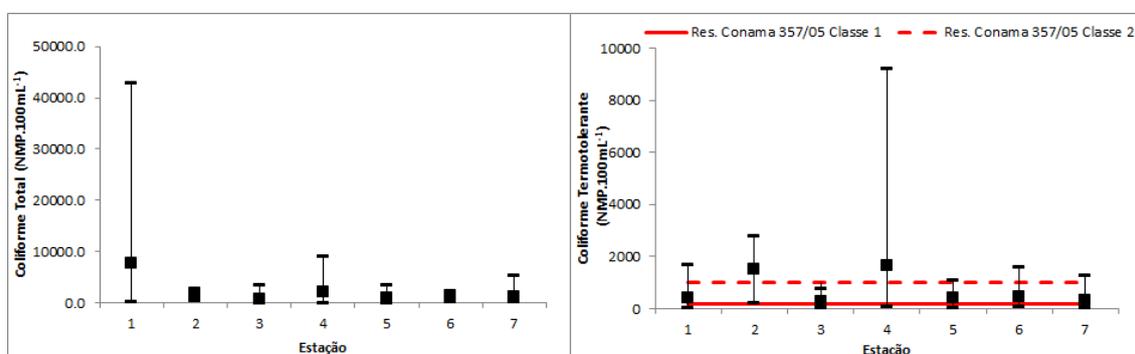


Figura 3.11: Concentrações máximas, médias e mínimas de coliformes totais (a) e coliformes termotolerantes (b) para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

Com relação aos coliformes termotolerantes houve aumento nos valores encontrados durante o período chuvoso, este fato está relacionado ao escoamento superficial que transporta para os rios materiais associados aos coliformes (Figura 3.12a). Como exposto anteriormente, as estações 1, 2, 3, 4, 6 e 7, são trechos enquadrados em classe 1 de águas doces e, apresentaram 57,9 % das amostras acima do limite (Figura 3.12b), observou-se ainda que 33,3% das amostras analisadas da estação 5 estiveram acima do limite para a classe 2 de águas doces.

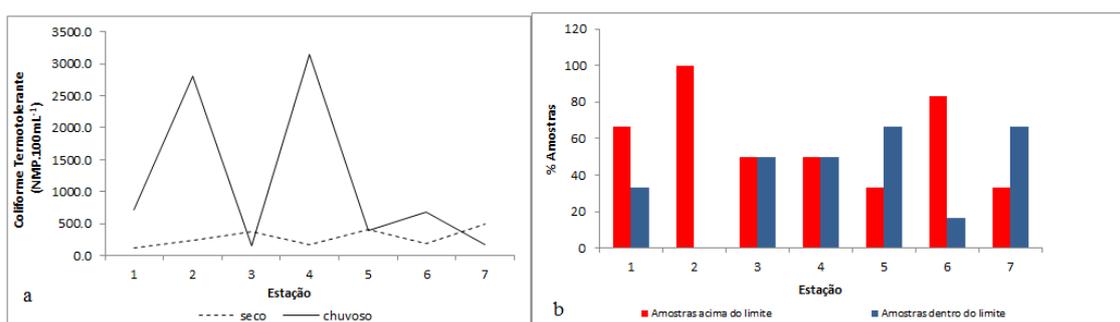


Figura 3.12: Variação sazonal (a) e frequência de amostras (b) de coliforme termotolerante de acordo com a Resolução 357/CONAMA para classe 1 de águas doces para a bacia hidrográfica do rio Poxim no período de fevereiro de 2010 a julho de 2011

Associa-se a presença de coliformes a contaminação por efluentes sanitários, que além do excremento humano, esses efluentes contêm grande número de compostos orgânicos resultantes da atividade humana, tais como analgésicos, antibióticos, antissépticos, hormônios, dentre outros, que não são removidos através do tratamento convencional da água. A água contaminada com esses efluentes fornecem riscos de veiculação de doenças, mesmo após o tratamento (ALVES e GARCIA, 2006).

3.5. CONCLUSÃO

A qualidade da água do rio Poxim, no período estudado, não está de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA no que se refere ao oxigênio dissolvido e coliformes termotolerantes, parâmetros fundamentais para as condições sanitárias das águas. Pode-se afirmar que o rio Poxim apresenta uma qualidade melhor nas proximidades de sua nascente e à medida que se encaminha em direção à foz a qualidade da água tende a torna-se pior.

Valores inferiores a 2,0 mg.L⁻¹ de oxigênio dissolvido encontrados na estação 6, ponto de captação de água da DESO, é preocupante uma vez que esse trecho do rio

Poxim deve ser reenquadrado na classe 1 de águas doces, contudo, este estudo demonstra que a atual classe, tomando por base o oxigênio dissolvido é a classe 4, sendo portanto imprópria para abastecimento humano. Também esta situação é crítica na nascente principal do rio Poxim-Açu, e no rio Pitanga, que também é ponto de captação de água da DESO. Fatores como o aporte de matéria orgânica, lançamento de efluentes domésticos e industriais contribuem para esta situação.

Na área do rio Poxim-Mirim foi detectada aumento dos nutrientes que pode estar associado ao uso de fertilizante, já que a área é ocupada por plantações de cana-de-açúcar. Deve-se portanto, buscar práticas de manejo do solo que evitem o transporte dos nutrientes para o rio, uma vez que o aumento de nutrientes nas águas contribui para a eutrofização dos corpos d'água.

A partir dos elevados valores de coliformes constatou-se a necessidade do tratamento dos efluentes domésticos, a situação torna-se mais grave, nas estações 6 (rio Poxim) e 7 (rio Pitanga), pois são de captação de água da DESO para abastecimento público. Em especial, a captação de água no rio Poxim é realizada após a passagem desse manancial em locais como o Parque dos Faróis, Eduardo Gomes e Rosa Elze, que lançam “*in natura*” os dejetos humanos no rio Poxim.

3.6.REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Cenário dos corpos d'água na subbacia hidrográfica do rio Poxim, Sergipe, na zona urbana, e suas relações ambientais e antrópicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: ABRH, 2007.

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 184, p. 4417-4426, 2013.

ALVES, J. P. H. et al. Rio Poxim: qualidade da água e suas variações sazonais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B. Qualidade da água. In: AGUIAR NETTO, A. O. et al. **Diagnóstico e avaliação ambiental de subbacia hidrográfica do rio Poxim**. Relatório Interno UFS/FAPESE, Aracaju, 2006.

ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B. O Rio Sergipe no entorno de Aracaju: qualidade da água e poluição orgânica. In: ALVES, J. P. H. (Org.). **Rio Sergipe: importância, vulnerabilidade e preservação**. São Cristóvão, SE: Editora UFS, 2009, 222p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 1368 p.

AZIZULLAH, A. Water pollution in Pakistan and its impact on public health — A review. **Environment International**, v. 37, p. 479–497, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Brasília: Diário Oficial da União, 2004.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília: Diário Oficial da União, 2005.

CSUROS, M.; CSUROS, C. **Microbiological examination of water and wastewater**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1999. 324p.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 2011.

HERMES, L. C. et al. Considerações gerais e monitoração de qualidade de água. In: FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. S. **Índice do uso sustentável da água (ISA-ÁGUA) região do sub-médio São Francisco**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. P. 17-41.

IBGE. **Base de informações municipais**. Estado de Sergipe, 3 ed. CD – ROM. 2001.

_____. **Cidades@**. 2010. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/link.php?uf=se> Acesso em 06 de abril de 2012.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005. 444 p.

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. 2. ed. Ilhéus, BA: Editus, 2008. 293 p.

MACEDO, J. A. B. de. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2003. 450 p.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe**. Reenquadramento dos Corpos d'Água do Estado de Sergipe (Resolução CONAMA nº 357/2005). 2010. Disponível em <http://www.semarh.se.gov.br> Acesso em 05 de maio de 2012.

_____. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **As bacias hidrográficas em Sergipe**. 2012. Disponível em <http://www.semarh.se.gov.br/comitesbacias/modules/tinyd0/index.php?id=20> Acesso em 06 de abril de 2012.

_____. Companhia de Saneamento de Sergipe. 2013. Disponível em <http://www.deso-se.com.br/deso.php?var=1090588288>. Acesso em 31 de julho de 2013.

SILVA, M. G. **Caracterização da qualidade da água na barragem do perímetro irrigado Jacarecica I, Itabaiana – Sergipe**. 2006, 74p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe.

SILVA, M. G. et al. Estado Trófico da Barragem Jacarecica I - Sergipe - Brasil. In: Claudio da Rocha Brito; Melany M. Ciampi. (Org.). **Natural Resources for the Health of Future Generations**. Santos, SP: Council of Researches in Education and Sciences, 2006, v. 1, p. 377-381.

SILVA, M. G. et al. Avaliação da qualidade da água do rio Poxim-Açu em área, do Instituto Federal de Sergipe (IFS) Campus São Cristóvão. In.: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE E NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 4, 2009. Belém. **Anais...** Belém: IFPA, 2009.

SONG, M. W. et al. Water quality of a tributary of the Pearl River, the Beijiang, Southern China: implications from multivariate statistical analyses. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, p. 589-603, 2011.

VASCO, A. N. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na subbacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA: UFMG, 1996.

CAPÍTULO 4

PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DOS SOLOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU

RESUMO

A bacia hidrográfica do rio Poxim, localizada no estado de Sergipe, apresenta grande importância para o estado, pois é fonte de abastecimento de água em Aracaju, e no seu alto e médio curso destacam-se ainda as atividades agrícolas. Este trabalho teve como objetivo a determinação de propriedades físico-hídricas do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, afluente do rio Poxim. As propriedades analisadas foram: densidade, umidade, porcentagens de argila, silte e areia, macro e microporosidade, porosidade total, além da velocidade de infiltração. De acordo com os métodos utilizados os valores de densidade obtidos foram no intervalo de 1,07 a 1,88 kg.dm⁻³, a umidade, apresentou-se abaixo de 35%, evidenciando que os solos desta bacia hidrográfica não retêm água por muito tempo. Com os resultados obtidos, pode-se concluir que os solos que apresentam maiores velocidades de infiltração foram os Neossolos Quartzarênicos, seguidos pelos Neossolos Litólicos, Argissolos Vermelho Amarelo e Gleissolos, respectivamente.

Palavras-chave: textura, velocidade de infiltração básica, Sergipe.

PHYSICO-HYDRIC PROPERTIES OF SOILS IN THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM-AÇU RIVER

ABSTRACT

The hydrographic basin of the Poxim River, located in Sergipe State, is a vital source of water supplied to the city of Aracaju, and is affected by a variety of anthropogenic activities distributed along the watercourses. The aim here was to determine the physico-hydric properties of the soil in the hydrographic basin of the Poxim-Açu River, an affluent of the Poxim River. The parameters measured were: density, humidity, percentages of clay, silt, and sand, macro- and microporosity, total porosity, and infiltration rate. The physico-hydric properties were determined using samples of disturbed and undisturbed soils. Soil density was in the range 1.07 to 1.88 kg.dm⁻³ and the humidity was below 35%, indicating that the soils were unable to retain water for long periods. The highest infiltration rates were observed for Quartzarenic Neosols, followed by (in decreasing order) Litholic Neosols, Red-Yellow Argisols, and Gleysols.

Keywords: Soil texture, infiltration velocity, Sergipe.

4.1. INTRODUÇÃO

É inegável que uma das questões, mais discutidas, na atualidade é a problemática ambiental, tanto em escala local, como regional e global, evocando a necessidade de se discutir os modos de produção e consumo da sociedade, insustentáveis, devido à exploração dos recursos naturais de maneira predatória, sem levar em consideração a capacidade suporte do ambiente, o lançamento de substâncias que poluem os corpos hídricos, o solo e a atmosfera, o uso e ocupação do solo de maneira inadequada e desordenada. Em outras palavras, o modelo de desenvolvimento que não é integrado com a sustentabilidade do ambiente tem levado à degradação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos (SILVA et al, 2011).

A gestão de bacias hidrográficas permite resolver conflitos entre os usuários e garantir qualidade de vida à população de uma região, é o “*modus operandi*” cuja premissa básica é manter os recursos naturais disponíveis para o desenvolvimento sustentável, hoje, amanhã e sempre. Deve apresentar um conjunto de princípios, estratégias, diretrizes de ações e procedimentos para proteger a integridade dos meios físicos e bióticos, bem como dos grupos sociais que deles dependem. Pode-se dizer ainda que é a forma pela qual se pretende equacionar e resolver as questões de escassez relativa dos recursos hídricos, bem como fazer o uso adequado, visando a otimização dos recursos em benefício da sociedade. (BEZERRA e MUNHOZ, 2000; SETTI, 2001).

O conhecimento do funcionamento dos recursos naturais, em uma área, neste caso, a bacia hidrográfica, na sua capacidade de produção e reprodução das quantidades com as qualidades desejadas, para os mais diversos usos é fundamental para a gestão de uma bacia hidrográfica, que se insere no contexto das novas práticas para com os recursos naturais, cuja realidade é antecedida por estudos que apontem e demonstrem as formas de apropriação e, os níveis de suporte da relação homem-ambiente. Nesse contexto, a bacia hidrográfica é estabelecida como unidade de planejamento, sendo analisada como um sistema aberto, resultante da interação das ações humanas com os elementos e formas do meio físico e, dentre estes, em especial, a disponibilidade e qualidade das águas. Assim é possível equacionar um balanço entre a disponibilidade e as demandas dos recursos hídricos, com qualidade adequada, para os múltiplos usos (AGUIAR NETTO et al., 2008; PINTO e AGUIAR NETTO, 2008; AGUIAR NETTO et al., 2010).

Atualmente, uma importante ferramenta para a representação e compreensão do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é a modelagem. Esta permite antecipar eventos, como a representação do impacto da urbanização de uma bacia antes que ela ocorra, e assim medidas preventivas possam ser tomadas, previsão de uma enchente em tempo real, o impacto da alteração de um rio, a ocorrência de eventos extremos estatisticamente possíveis (TUCCI, 2005).

Nesse contexto, os modelos hidrológicos e de qualidade da água vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura e do uso e ocupação do solo na qualidade e quantidade da água. O estudo do comportamento hidrológico decorrente de mudanças nas condições de uso e manejo do solo é fundamental para a gestão de recursos hídricos, principalmente pela necessidade de prever a disponibilidade hídrica para os múltiplos usos.

A melhor forma de se conhecer os solos é através de levantamentos pedológicos, que permitem realizar um prognóstico de sua distribuição geográfica como corpos naturais, determinados por um conjunto de relações e propriedades observáveis na natureza. Os levantamentos pedológicos podem ter objetivos diversificados como a geração de conhecimento e informações sobre o recurso solo de um local, até o planejamento de uso da terra para diversos fins, em nível de propriedade. Dessa forma, o propósito fundamental de um levantamento pedológico consiste no fornecimento de informações relacionadas à natureza dos solos, suas propriedades, distribuição geográfica e expansão territorial (SANTOS et al., 1995; BALLESTERO; LORANDI; TREMOCOLDI, 2000).

Reconhecer e estratificar os solos de uma bacia hidrográfica é importante para subsidiar a previsão da suscetibilidade à erosão, possíveis efeitos da poluição, principalmente a não localizada, bem como o potencial antipolvente do solo (RESENDE et al., 2007).

Os levantamentos pedológicos fornecem base para previsão de riscos de uso do solo permitindo evitar que áreas inaptas para a exploração agropecuária e outras atividades sejam desmatadas ou tenham suas condições naturais de equilíbrio alteradas, o que poderia causar impactos negativos ao ambiente. Permite também obter interpretações para o planejamento de uso, manejo e conservação de solos, ordenamentos territoriais e zoneamentos, pois contém informações essenciais para banco de dados e Sistemas Informações Geográficas (SANTOS et. al., 1995).

Segundo SILVEIRA (2005) a qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites naturais ou controlados do ecossistema, para dar suporte à produtividade da planta e do animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e dar suporte à saúde e habitação humanas.

O conhecimento de aspectos intrínsecos e extrínsecos do solo, como permeabilidade, profundidade, presença de camadas impermeáveis ou a possibilidade de compactação, presença de cascalhos, suscetibilidade à erosão, dentre outros, também são importantes na elaboração de estudos para a utilização do solo como destino de resíduos (RESENDE et al., 2007).

Do ponto de vista das atividades agrícolas, os atributos físicos do solo assumem importância por estarem direta ou indiretamente ligados aos processos hidrológicos, tais como textura, estrutura, a taxa de infiltração, resistência a penetração, escoamento superficial, drenagem e erosão além de serem essenciais no suprimento e armazenamento de água, oxigênio do solo e nutrientes (GOMES e FILIZOLA, 2006).

Já os atributos químicos, tanto sob o ponto de vista agrônomo, quanto ambiental, podem ser utilizados para indicar processos do solo ou de comportamento, capacidade de resistência à troca catiônica, necessidades nutricionais das plantas, bem como contaminação ou poluição (GOMES e FILIZOLA, 2006).

O mapeamento e classificação dos solos, considerando suas características e propriedades morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas, permite determinar o potencial e planejamento adequado do uso do solo, bem como seu manejo racional, contudo, a ausência de informações sobre os solos existentes sob as cidades é grande (BALLESTERO; LORANDI; TREMOCOLDI, 2000; PEDRON et al., 2007). Percebe-se assim, a importância do conhecimento sobre os solos de uma determinada bacia hidrográfica para o seu planejamento e gestão, garantindo o uso sustentável dos recursos naturais.

Este trabalho teve como objetivo realizar a determinação de propriedades físico-hídricas do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

4.2. BACIAS HIDROGRÁFICAS

Apesar da quantidade de água existente no planeta ser suficiente para o atendimento de todas as demandas humanas (PNUD, 2006), a preocupação sobre a escassez hídrica permeia as discussões governamentais, acadêmicas e da sociedade.

A situação de escassez hídrica é resultado não só da variabilidade espacial e temporal da distribuição de água, mas também devido à falta de gestão desse recurso. No Brasil, em muitas cidades e áreas rurais, os resíduos sólidos são lançados de maneira inadequada, tanto no solo, como nos mananciais, ocasionando a poluição e contaminação destes recursos. Aliado a isto, soma-se o uso e ocupação inadequada do solo, sem o devido planejamento territorial, as práticas agrícolas que degradam o solo, através dos desmatamentos, processos erosivos, compactação, dentre outros, que por fim ocasionam assoreamentos e degradação dos recursos hídricos.

Nesse sentido, Oliveira e Rodrigues (2009) apontam que as bacias hidrográficas, sofrem grandes alterações provocadas principalmente pela impermeabilização excessiva do solo ocasionando modificações na vazão dos mananciais, como também diminuição de áreas de infiltração das águas pluviais, aumento da velocidade de escoamento superficial, o que torna mais frequente a ocorrência de enchentes.

Os dados estatísticos ressaltam que o consumo de água mais que quintuplicou entre 1940 e 2000, metade da população dos países em desenvolvimento vivem em situação de escassez hídrica, estima-se que hoje mais de 2 bilhões de pessoas estão afetados pela escassez de água em mais de quarenta países, 1,1 bilhões não têm água potável suficiente e 2,4 bilhões não têm saneamento básico, e até 2025, 35% da população mundial estará vivendo em condições de escassez de água ou estresse, contra 6% em 1990 (GARDNER-OUTLAW e ENGELMAN, 1997; WHO/UNICEF, 2000; UN/WWAP, 2003).

Diante desse quadro, é indispensável gerenciar os recursos hídricos, contudo a gestão da água não implica em cuidados apenas com este recurso, mas deve ser uma prática que tenha como unidade de planejamento a bacia hidrográfica.

Como a bacia hidrográfica compreende o conjunto de terras drenadas por um corpo d'água principal e seus afluentes, é a forma mais adequada para estudar os processos que ocorrem em uma determinado corpo d'água, como a qualidade e produção da água, além dos fluxos de sedimentos e nutrientes (PIRES; SANTOS; DEL

PRETTE, 2008), a gestão de bacias hidrográficas implica o uso prudente de todos os recursos naturais de forma a garantir uma produtividade sustentável (CHOWDARY et al, 2009).

Corroborando com os parágrafos acima, LORANDI e CANÇADO (2008) abordam que o planejamento e gestão de uma bacia hidrográfica devem ter dentre seus objetivos a incorporação de todos os recursos ambientais da área de drenagem, ou seja, não apenas o recurso hídrico, além de adotar uma abordagem dos aspectos ambientais, sociais, econômicos e políticos deve ser integrada, enfatizando os primeiros, incluindo também objetivos de qualidade ambiental para utilização dos recursos, aumentando a produtividade dos mesmos e reduzindo os impactos e riscos ambientais.

Para a eficiência deste processo de planejamento e gestão torna-se indispensável conhecer e monitorar a disponibilidade e demanda hídrica de uma bacia hidrográfica. Através do monitoramento é possível a obtenção de informações sobre situações de uso conflitantes da água, além de possibilitar o reconhecimento de questões relacionadas ao fornecimento de água, regime hidrológico, erosão, assoreamento, inundações, consequências das práticas de manejo e uso do solo, de forma a garantir o desenvolvimento sustentável de uma região (SILVA e AGUIAR NETTO, 2011).

4.3.PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DO SOLO

As propriedades físico-hídricas do solo influenciam muitos processos hidrológicos, incluindo a infiltração de água, erosão hídrica, percolação e redistribuição, a lixiviação de pesticidas e migração de poluentes ao longo do perfil do solo. A determinação dessas propriedades permitem a interpretação e simulação de processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica (BAGARELLO et al., 2010).

As principais propriedades físico-hídricas dos solos são: a densidade, a porosidade, o ponto de murcha permanente e a curva característica de retenção de água. Outros parâmetros também são utilizados, tais como a análise textural, a densidade das partículas, a condutividade hidráulica saturada, a velocidade de infiltração básica e a porosidade total do solo (COUTO e SANS 2002). Ressalta-se ainda que, a velocidade de infiltração de água no solo é uma das mais importantes quando se estudam fenômenos que estão ligados ao movimento de água, entre estes, a infiltração e a redistribuição (REICHARDT e TIMM et al, 2004 ; PAIXÃO et al 2009).

Define-se por densidade do solo a massa do solo seco por unidade de volume, incluindo o seu espaço poroso. Esta propriedade adquire valores médios oscilantes entre 1000 e 1400 kg.m⁻³ para solos argilosos, 1200 e 1900 kg.m⁻³ em solos arenosos, 700 e 1000 kg.m⁻³ em solos húmíferos e 200 e 500 kg.m⁻³ em solos turfosos (REICHARDT, 1978).

Dentre as propriedades físicas do solo, a densidade é uma das mais estudadas, a variação dos seus valores é atribuída à diferença no volume total de poros, desse modo, densidade e porosidade estão muito relacionadas sendo apresentadas conjuntamente, de forma que, em um mesmo tipo de solo, valores elevados de um implicam em valor baixo do outro, isto é, são inversamente proporcionais (LLANILLO et al., 2006 e LOSEKANN, 2009).

A porosidade total consiste em espaços vazios no interior do solo correspondente à porção volumétrica ocupada por ar e água no solo, sendo consequência da disposição das partículas do solo. O espaço poroso possui tamanho por consequência da organização das partículas sólidas do solo (EMBRAPA, 1997).

Em função do seu diâmetro, os poros do solo podem ser classificados em macroporos e microporos. Na macroporosidade, os poros apresentam diâmetro médio superior a 0,05 mm, estando relacionada principalmente com os processos de infiltração e aeração. Na microporosidade, os poros possuem diâmetro médio inferior a 0,05 mm, influenciando os processos de retenção de água.

Partículas mais agregadas tendem a aumentar a porosidade do solo com a formação de partículas secundárias maiores que as mais simples, determinando o aumento tanto da macroporosidade, entre agregados, como da microporosidade, dentro dos agregados. Dessa forma, solos arenosos não apresentam boa agregação, tendo menor porosidade total comparado a solos argilosos, apresentam maior capacidade de drenagem por ter maior proporção de macroporos. Os solos compactados também apresentam porosidade total reduzida e ocorre uma elevação da densidade do solo, tornando-o mais resistente à penetração, no entanto a microporosidade em excesso pode diminuir o movimento da água, prejudicando o desenvolvimento da planta (LOSEKANN, 2009; EMBRAPA, 2006).

A presença dos poros é de fundamental importância às plantas, pois é através deles que ocorrem o fluxo de água e as trocas de gases, no entanto para que a mesma

seja útil à planta é necessário que exista um equilíbrio entre a distribuição dos macro e microporos (LOSEKANN, 2009). O manejo do solo também tem significativa importância em relação à densidade, porosidade e textura (SIQUEIRA, 2005).

A capacidade de infiltração da água no solo é afetada pelo uso e ocupação do solo através da retirada da cobertura vegetal, construções de estradas, cidades, campos cultivados. A alteração da capacidade de infiltração altera a resposta hidrológica superficial (ANTONELI e THOMAZ, 2009), pois a infiltração da água no solo é um processo dinâmico de penetração vertical da água através da superfície do solo (GONDIM et al., 2010; PAIXÃO et al., 2009).

Tanto a permeabilidade do solo quanto, a quantidade de água que sai do perfil durante o processo de drenagem interna, são grandezas importantes que devem ser consideradas quando se investiga o caráter aerado do solo. A taxa de infiltração básica tem a ver com as taxas reais de infiltração e de escoamento superficial, relacionando-se desta forma com os processos erosivos, enquanto a permeabilidade dos macroporos é o importante processo da drenagem interna a partir da saturação total ou quase saturada do perfil (OTTONI FILHO et al., 2003).

Os levantamentos pedológicos são a melhor maneira de se conhecer os solos, visto que consistem no fornecimento de informações relacionadas à natureza dos solos, suas propriedades e distribuição geográfica (BALLESTERO; LORANDI; TREMOCOLDI et al., 2000).

4.4. CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS

A classificação dos solos (SERGIPE, 2013) pertencentes à área de estudo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu está indicada na Figura 4.1.

Em solos localizados no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe – Campus São Cristóvão (IFS) foi realizada caracterização pedológica. A escolha desta área foi justificada pela presença de estação hidrológica automática, responsável por coletar dados de precipitação e medir a lâmina d'água, no rio Poxim-Açu. Este ponto também é local de medida de vazão por parte da Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO).

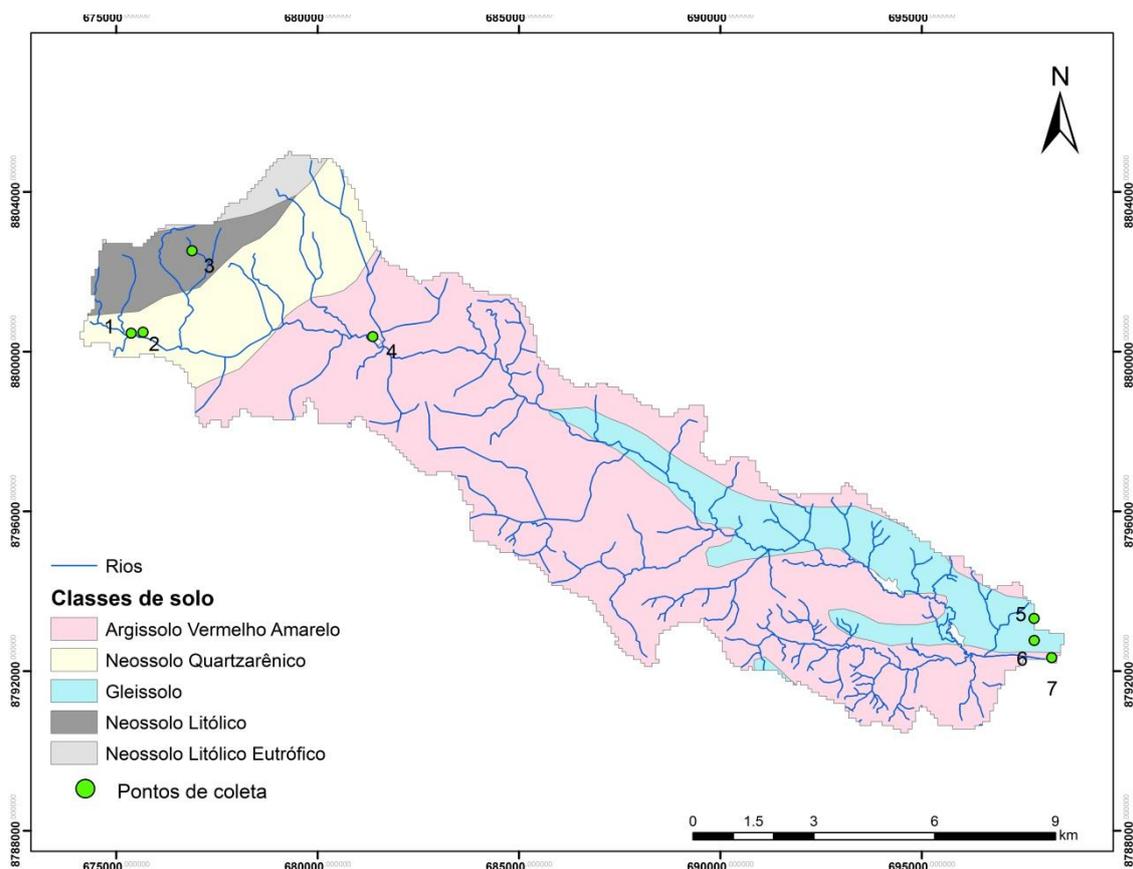


Figura 4.1: Solos da área de estudo pertencente à bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

A caracterização foi realizada pela abertura de micro-trincheiras (0,5x0,5x0,5 m) e por tradagem dos solos. Os solos foram descritos morfologicamente conforme SANTOS et al. (2005), e classificados conforme EMBRAPA (2006), a partir das observações de campo. Observações foram realizadas na área de estudo para caracterização da área quanto à vegetação, solo, geologia, hidrologia, relevo e tipos de uso do solo. As unidades taxonômicas foram coletadas um perfil completo de toda sucessão de horizontes. As Tabelas 4.1 e 4.2 tratam da descrição pedológica dos solos localizados no Instituto Federal de Sergipe.

Tabela 4.1: Caracterização pedológica, trincheira do IFS, área de fruticultura.

Horizonte	Cor	Textura	Consistência/plasticidade	Estrutura
A (0-24 cm)	seca: 5YR6/1 úmida: 5YR3/2	Arenosa	seco: macia úmido: muito friável plasticidade úmida: não plástica; não pegajosa	tipo: blocos subangulares; tamanho: pequeno grau: moderado; porosidade: bem poroso
A/B (24-31 cm)	seca: 5YR6/2 úmida: 5YR4/2	franco- arenosa/arenosa	seco: ligeiramente duro úmido: friável plasticidade: ligeiramente plástico; não pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: pequeno grau: moderado; porosidade: pouco poroso
B (31-99 cm)	seca: 5YR7/4 úmida: 5YR6/6	argilosa	seco: ligeiramente duro úmido: friável plasticidade: plástico e pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: médio grau: forte; porosidade: moderada
B/C (99- 120cm)	seca: 5YR6/6 úmida: 5YR5/6	argiloso	seco: duro úmido: friável plasticidade: plástico e levemente pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: médio grau: forte; porosidade: moderada
C (120cm -)	seca: 5YR5/8 úmida: 5YR4/6	argiloso	seco: duro úmido: muito firme plasticidade: plástico e pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: pequeno grau: forte; porosidade: moderada

Tabela 4.2: Caracterização pedológica, trincheira do IFS, área de próxima à estação pluviométrica.

Horizonte	Cor	Textura	Consistência/plasticidade	Estrutura
A (1-32 cm)	seca: 7,5YR6/4 úmida: 7,5YR4/4	média	seco: extremamente duro úmido: muito firme plasticidade úmida: não plástica, ligeiramente pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: pequeno grau: forte; porosidade: pouco poroso
A/B (32-40cm)	seca: 7,5YR3/2 úmida: 7,5YR2,5/2	média	seco: extremamente duro úmido: extremamente firme plasticidade: não plástico; não pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: grande grau: moderado; porosidade: pouco poroso
C (40 em em diante)	seca: 7,5YR3/2 úmida: 7,5YR2,5/3	argilosa	seco: extremamente duro úmido: muito firme plasticidade: plástico e pegajoso	tipo: blocos subangulares; tamanho: médio grau: forte; porosidade: pouco poroso

4.5. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS

Para a determinação da densidade do solo, microporosidade, macroporosidade, porosidade total, umidade do solo, foram realizadas coletas de amostras de solo deformadas e indeformadas, nas profundidades de 0,0-0,15 m e de 0,15-0,30 m. Os pontos de amostragem estão indicados na Figura 4.1.

Com as amostras indeformadas foram determinadas a densidade do solo, a macro e microporosidade e porosidade total, umidade. Já as amostras deformadas foram utilizadas para a determinação da textura.

A granulometria dos solos da bacia hidrográfica foi determinada pelo método do densímetro, a densidade pelo método do anel volumétrico, a retenção da água no solo por meio do aparelho extrator de umidade de Richards. A metodologia adotada seguiu os critérios de EMBRAPA (1997).

Através de análises da granulometria do solo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, comprovou-se o que é visto quando é feito trabalho de campo naquela área, pois o solo da área apresenta-se arenoso com poucos locais que fogem a esta realidade, como veremos na distribuição da classificação granulométrica ou textural dos solos coletados (Tabela 4.3)

Tabela 4.3: Porcentagens de areia, argila e silte por profundidade nos locais de coleta de solo

Local	Classificação	Profundidade					
		0 – 0,15 m			0,15 – 0,30 m		
		Textura (g kg ⁻¹)					
		areia	argila	silte	areia	argila	silte
Nascente (1)	Areia Franca	82,64	5,82	11,54	78,14	8,15	13,71
Estação Nascente (2)	Areia Franca	82,64	2,23	15,13	86,39	0,31	12,80
Riacho das Minas (3)	Areia Franca	76,47	5,74	17,79	80,64	5,74	13,62
Assentamento (4)	Areia Franca	70,64	7,82	21,54	78,56	7,82	13,62
IFS/Fruticultura(5)	Franco arenoso	58,14	0,29	41,57	60,14	8,29	31,57
IFS/Estação(7)	Franco arenoso	61,38	15,82	22,80	57,46	19,74	22,80

A classificação segundo a granulometria e os valores da constituição do solo em areia, argila e silte na área do milho (6) não foram analisados por ser uma área de estrutura semelhante à área da fruticultura (5), sendo assim os valores aplicados em uma área pode ser representativo a ambas.

Com valores obtidos de densidade do solo verifica-se que nos solos da área, com textura arenosa, é normal que os valores existam na faixa entre 1,2 e 1,9 kg.dm⁻³, com alguns valores que se inserem na faixa de densidade de solos argilosos, de 1,0 a 1,4 kg.dm⁻³, sendo assim os valores são considerados normais, observando que em alguns locais apresentavam-se partes ligeiramente diferente de solo arenoso.

De acordo com Reichardt (1978) os valores de densidade do solo variam entre 1,2 e 1,9 kg.dm⁻³ para solos arenosos e entre 1,0 a 1,4 kg.dm⁻³ para solos argilosos, e neste trabalho foram coletadas nas profundidades de 0 a 0,30 m com anéis volumétricos amostras de solo e determinadas através de análises as densidades que variaram em valores de 1,07 a 1,88 kg.dm⁻³, visto que o valor de 1,07 kg.dm⁻³ foi um valor que poderia existir devido à natureza dos solos que não é homogêneo em um todo, no entanto foi um valor atípico considerando os demais, que obtiveram valores inseridos na faixa em que são classificados os solos arenosos, o que condiz com as análises texturais (Tabela 4.4).

Tabela 4.4: Propriedades físicas dos solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Profundidade (m)	Densidades (kg dm ⁻³)		Porosidade (%)	
	Solo	Macro	Micro	Total
Nascente: Neossolo Quartzarênico – Coordenadas (UTM) 675372; 8800462				
0,00 – 0,15	1,41	27,34	24,51	51,85
0,15 – 0,30	1,64	21,62	24,35	45,97
Estação Nascente: Neossolo Quartzarênico – Coordenadas (UTM) 675665; 8800487				
0,00 – 0,15	1,63	26,02	24,02	40,99
0,15 – 0,30	1,75	15,20	25,79	46,65
Riacho das Minas: Neossolo Litólico – Coordenadas (UTM) 677982; 8803623				
0,00 – 0,15	1,55	26,61	20,04	49,24
0,15 – 0,30	1,66	19,60	29,64	58,30
Assentamento: Argissolo Vermelho Amarelo – Coordenadas (UTM) 681371; 8800364				
0,00 – 0,15	1,57	11,27	41,75	53,02
0,15 – 0,30	1,61	8,78	40,32	49,10
Área fruticultura: Gleissolo – Coordenadas (UTM) 698380; 8797566				
0,00 – 0,15	1,84	32,41	25,89	58,30
0,15 – 0,30	1,82			
Área milho: Gleissolo – Coordenadas (UTM) 698290; 8793386				
0 – 0,15	1,61	3,44	30,78	34,22
0,15 – 0,30	1,91			
Estação IFS: Argissolo Vermelho Amarelo – Coordenadas (UTM) 698224; 8792338				
0 – 0,15	1,51	10,64	38,85	49,49
0,15 – 0,30	1,70	14,98	26,96	41,94

Dessa forma, evidencia-se que o solo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu apresenta-se de forma que não retém a água por muito tempo devido à sua natureza arenosa, em que as partículas não apresentam a agregação como característica, diminuindo o seu potencial agricultável em relação a culturas que necessitam de uma maior quantidade de água para manter o seu ciclo estável.

A porosidade apresentou natureza ligeiramente inversa à densidade (Tabela 4.4), e seus valores apresentaram condizentes à textura do solo que quanto mais arenosa menor a sua porosidade devido à disposição e o tamanho das partículas do solo.

Segundo Losekann (2009) solos com uso mais intensivo apresentam no geral menor macroporosidade, em decorrência da compactação ocasionada pelo uso de máquinas como pelo aporte de resíduos, diferente dos solos de mata e campo nativo com valores convencionais maiores de macroporosidade e por consequência menores de microporosidade, o que ocorre nos solos da bacia, mas não de forma contundente e diferenças pouco elevadas, evidenciando que nos pontos de coleta de solo existem atividades não somente naturais.

As propriedades físico-hídricas do solo influenciam muitos processos hidrológicos, incluindo a infiltração de água, erosão hídrica, percolação e redistribuição, a lixiviação de pesticidas e migração de poluentes ao longo do perfil do solo, a determinação dessas propriedades permitem a interpretação e simulação de processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica (BAGARELLO et al., 2010).

Entre as propriedades físicas do solo, a velocidade de infiltração de água no solo é uma das mais importantes quando se estudam fenômenos que estão ligados ao movimento de água, entre estes, a infiltração e a redistribuição (REICHARDT e TIMM et al, 2004; PAIXÃO et al., 2009).

A condutividade hidráulica e o teor de água no solo controlam a transformação de precipitação em infiltração e escoamento superficial, já a densidade do solo seco permite as converter as medições volumétricas em massa de solo erodido (BAGARELLO et al., 2010).

Pode-se definir a infiltração como um processo em que a água existente na superfície do solo é transferida, para o solo, movimentando-se através dos poros existentes. Em outras definições a infiltração pode ser entendida como processo

dinâmico de penetração vertical da água através da superfície do solo (GONDIM et al., 2010; PAIXÃO et al., 2009).

A capacidade de infiltração da água no solo é afetada pelo uso e ocupação do solo através da retirada da cobertura vegetal, construções de estradas, cidades, campos cultivados. A alteração da capacidade de infiltração modifica a resposta hidrológica superficial (ANTONELI e THOMAZ, 2009). Dentre outros fatores que afetam a infiltração da água, pode-se citar a textura do solo, uma vez que solos arenosos possuem uma quantidade maior de macroporos, ao contrário dos solos argilosos e, a umidade do solo, pois em solos mais secos, a velocidade de infiltração no início tende a ser maior.

Nas mesmas áreas em que foram coletadas as amostras de solo também foram realizados testes para medir a velocidade de infiltração, através do infiltrômetro de anéis concêntricos. O infiltrômetro de anéis concêntricos é constituído de dois anéis concêntricos de chapa metálica, (Figura 4.2), com diâmetros variando entre 30 e 60 cm, que são cravados verticalmente e nivelados no solo de modo a restar uma pequena altura livre sobre este. Insere-se uma régua presa a um suporte de plástico colocado na borda superior do cilindro interno, fixada no centro do mesmo. Aplica-se água em ambos os cilindros, mantendo uma lâmina líquida de 1 a 5 cm, sendo que no cilindro interno mede-se o volume aplicado a intervalos fixos de tempo bem como o nível da água ao longo do tempo. O cilindro externo mantém verticalmente o fluxo de água do cilindro interno, onde é feita a medição da velocidade de infiltração (COLLISCHONN e TASSI, 2009; CUNHA et al., 2009; GOMES FILHO et al., 2011).

Durante a realização dos testes, a velocidade de infiltração foi alta no início, reduzindo ao longo do processo, chegando a um valor constante, conhecido como velocidade de infiltração básica (VIB).



Figura 4.2: Determinação da velocidade de infiltração da água no solo. (Fonte: Marinoé Gonzaga da Silva).

As equações de infiltração da água no solo foram determinadas pelo método de regressão não linear, para a função potencial, utilizando planilhas eletrônicas do software Excel (Fig.3). Os coeficientes de determinação (R^2) encontrados foram superiores a 0,85, indicando que mais de 85% das variações da velocidade de infiltração são explicadas pelos modelos adotados para cada um dos sete testes de infiltração, sendo portanto, satisfatórios para a previsão da taxa de infiltração da água no solo.

De acordo com Reichardt (1990), os solos podem ser classificados de acordo com a magnitude da velocidade de infiltração básica, VIB (Tabela 4.5).

Tabela 4.5: Classificação do solo a partir da velocidade básica de infiltração

Velocidade de Infiltração Básica – VIB	cm.h ⁻¹	mm.h ⁻¹
Muito alta	> 3,0	> 30,0
Alta	1,5 – 3,0	15 – 30
Média	0,5 – 1,5	5 – 15
Baixa	0,1 – 0,5	1 – 5
Muito baixa	< 0,1	< 1

De acordo com os valores constantes na Tabela 4.5, os valores obtidos com os testes indicam que os solos Neossolo Quartzarênico, Neossolo Litólico e Argissolo Vermelho Amarelo apresentam velocidade de infiltração muito alta, superiores a 3

cm.h^{-1} , enquanto o Gleissolo apresenta velocidade de infiltração alta, entre 1 e 3 cm.h^{-1} (Figura 4.3).

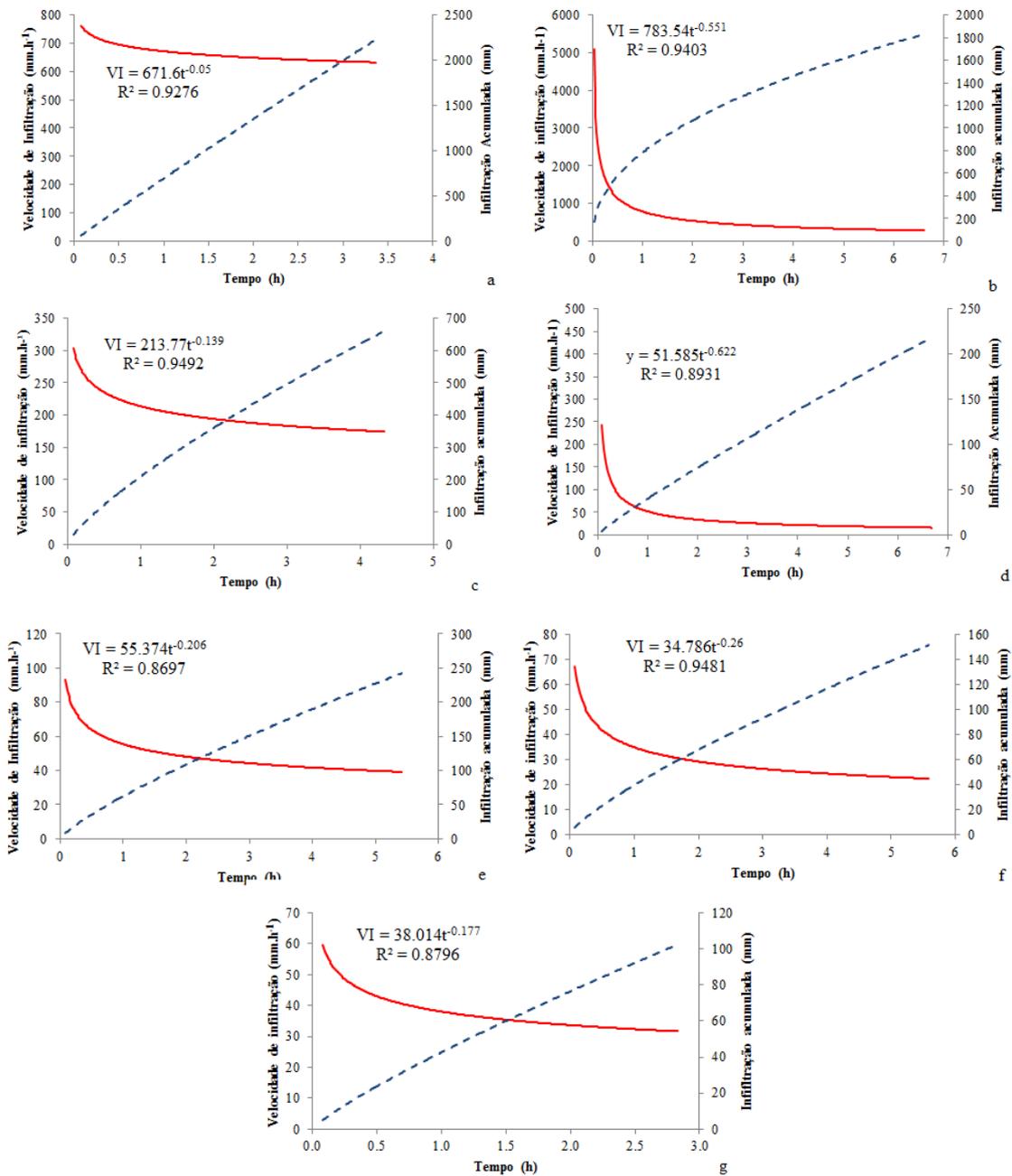


Figura 4.3: Curvas da velocidade de infiltração e infiltração acumulada medidas no campo (a – Nascente; b – Estação nascente; c – riacho das Minas; d – Assentamento; e – IFS (fruticultura); f – IFS (milho); g – Estação (IFS)

4.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A densidade mostrou-se correlacionada com as particularidades da área de estudo, tal como presença de grande aporte de solos arenosos. Os valores não muito elevados de porosidade total pode indicar que existem ou já existiram atividades que modificam o ambiente. Em virtude da textura arenosa encontrada na área de estudo, há a necessidade de manutenção da cobertura vegetal, de forma a manter por mais tempo a água no solo.

Com os resultados obtidos, pode-se concluir que os solos que apresentam maiores velocidades de infiltração foram os Neossolos Quartzarênicos, seguidos pelos Neossolos Litólicos, Argissolos Vermelho Amarelo e Gleissolos, respectivamente. Quanto maior a velocidade de infiltração de um solo menor o escoamento superficial do mesmo, informação importante para o manejo adequado da irrigação para os dois solos estudados

4.7. REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A. O. et al. **Caminhos da gestão de recursos hídricos: o caso da subbacia hidrográfica do riacho Jacaré, Baixo São Francisco Sergipano**. Irriga (Botucatu) , v.13, p.12 - 25, 2008.

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Águas de Sergipe: reflexões sobre cenários e limitações. In: AGUIAR NETTO, A. O., GOMES, L. J. **Meio Ambiente: distintos olhares**. EDUFS: São Cristóvão, 2010. p. 40-70.

ANTONELI, V. THOMAZ, E. L. Comparação de infiltração de água no solo mensurada em período seco e úmido, em diferentes usos da terra na bacia do arroio Boa Vista, Guamiranga, Paraná. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 5, n. 2, mai-ago, p. 301-318, 2009.

BAGARELLO, V. et al. Physical and hydraulic characterization of a clay soil at the plot scale. **Journal of Hydrology**, v. 387, p. 54-64, 2010.

BALLESTERO, S. D.; LORANDI, R.; TREMOCOLDI, W. A. Mapeamento pedológico semidetalhado da área de relevante interesse ecológico de Pedra Branca (Tremembé, SP). **Revista Biociências**, Taubaté, v.6, n.2, p.7-15, jul.-dez. 2000.

BEZERRA, M. C. L., MUNHOZ, T. M. T. **Gestão dos Recursos Naturais: subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira**. – Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 200p.

CHOWDARY, V. M. Integrated water resource development plan for sustainable management of Mayurakshi Watershed, India using remote sensing and GIS. **Water Resources Management**, v. 23, p.1581–1602, 2009. DOI 10.1007/s11269-008-9342-9.

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo Hidrologia**. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 2009. (Desenvolvimento de material didático ou instrucional - Apostila do curso de Hidrologia).

CUNHA, J. L. X. L. et al. Velocidade de infiltração da água em um Latossolo Amarelo submetido ao sistema de manejo plantio direto. **Caatinga**, v. 22, p. 199-205, 2009.

COUTO, L.; SANS, L. M. A. **Características físico-hídricas e disponibilidade da água no solo**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2002. 8 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 21).

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 1997. 212p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

GARDNER-OUTLAW, T.; ENGELMAN, R. **Sustaining Water, Easing Scarcity: A Second Update**. Washington DC, Population Action International. 1997.

GONDIM, T. M. S. et al. Infiltração e velocidade de infiltração de água pelo método do infiltrômetro de anel em solo arenoargiloso. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 4, n. 1, jan-dez, p. 64-73, 2010.

GOMES, M. A. F. FILIZOLA H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. Jaguariúna: Embrapa meio ambiente. 2006.

LLANILLO, R. F. et al. Evolução de propriedades físicas do solo em função dos sistemas de manejo em culturas anuais. **Seminário: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, n. 2, p. 205-220, abr./jun., 2006.

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. 2. ed. Ilhéus, BA: Editus, 2008. 293 p.

LOSEKANN, M. E. **Caracterização, classificação e indicadores de qualidade do solo em localidades de agricultura familiar do estado do Rio Grande do Sul**. 2009. 88p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

OLIVEIRA, P. C. A.; RODRIGUES, S. C. Utilização de cenários ambientais como alternativa para o zoneamento de bacias hidrográficas: estudo da Bacia Hidrográfica do Córrego Guaribas, Uberlândia – MG. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 21, n. 3, p. 305-314, dez., 2009.

OTTONI FILHO, T. B. Uma classificação físico-hídrica dos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 211-222, 2003.

PAIXÃO, F. J. R. et al. Ajuste da curva de infiltração por meio de diferentes modelos empíricos. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 2, n. 1, jan-abr, p. 107-112, 2009.

PEDRON, F. A. Levantamento e classificação de solos em áreas urbanas: importância, limitações e aplicações. **Revista Brasileira de Agrocências**, Pelotas, v. 13, n.2, p. 147-151, abr-jun. 2007.

PINTO, J. E. S. S.; AGUIAR NETTO, A. O. **Clima, Geografia e Agrometeorologia**: uma abordagem interdisciplinar. São Cristóvão: Editora UFS; Aracaju: Fundação Oviêdo Teixeira, 2008.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas**: teorias e aplicações. 2. ed. Ilhéus, BA: Editus, 2008. 293 p.

PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Relatório do Desenvolvimento Humano** 2006. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/rdh/>>. Acesso em 06 de fevereiro de 2011.

REICHARDT, K. **A água na produção agrícola**. São Paulo. Mcgraw-Hill, 1978, 119p.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Monole, 1990. 188p.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, Planta e Atmosfera**: conceitos, processos e aplicações. São Paulo: Editora Manole, 2004. 478p.

RESENDE, M. et al. **Pedologia**: Base para distinção de ambientes. 5. ed. Lavras: Editora UFLA, 2007.

SANTOS, H. G. dos et al. **Procedimentos normativos de levantamentos pedológicos**. Brasília: Embrapa-SPI, 1995.

SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª ed. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100p.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos. **Sergipe: Atlas digital sobre recursos hídricos**. CD-ROM, 2013.

SETTI, A. A. et al. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas, 2001. 226p.

SILVA, M. G. et al. Determinação da curva-chave do rio Poxim. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 6, 2011, Natal. Anais..., Natal, 2011.

SILVA, M. G.; AGUIAR NETTO, A. O. Modelagem ambiental da bacia hidrográfica do rio Poxim e suas relações antrópicas. SEMINÁRIO DE TESE, 2, 2011, São Cristóvão.

SILVEIRA, M. L. A. Dissolved organic carbon and bioavailability of n and p as indicators of soil quality. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n .5, p.502-508, 2005.

SIQUEIRA, G. L. **Variabilidade de atributos físicos do solo determinados por métodos diversos**. 2006, 163 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agrônômico.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH: Editora da UFRGS, 2005.

UNITED NATIONS/WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. 1st UN World Water Development Report: Water for People, Water for Life. In: _____ **The world's**

water crisis. Paris, New York and Oxford: UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) and Berghahn Books, 2003. cap. 2. Disponível em: <www.unesco.org/water/wwap/wwdr1> Acesso em 01 de fevereiro de 2011.

WHO/UNICEF (World Health Organization/United Nations Children's Fund). **Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report.** Geneva. 2000.

CAPÍTULO 5

DETERMINAÇÃO DA CURVA-CHAVE NO RIO POXIM-AÇU

RESUMO

O crescimento populacional e desenvolvimento econômico têm levado à exploração não sustentável dos recursos naturais. A ocupação dos espaços ocorre quase sempre em áreas situadas próximas aos mananciais, muitas vezes sem planejamento, gerando situações de escassez dos recursos hídricos, tanto em qualidade, como em quantidade. Diante desse quadro, a gestão de bacias hidrográficas permite resolver conflitos entre os usuários e garantir qualidade de vida à população de uma região. A gestão integrada de uma bacia hidrográfica pressupõe o conhecimento da dinâmica de funcionamento do ambiente natural com ou sem a intervenção humana. O objetivo deste trabalho foi determinar a relação entre o nível da lâmina de água do rio Poxim-Açu e sua respectiva vazão por meio da construção da curva-chave. O monitoramento referente a vazão e lamina d'água (cota) foram efetuadas no período de 13 de julho a 26 de setembro de 2011, no rio Poxim-Açu, por meio da técnica de batimetria e determinação da vazão por molinete. A curva-chave determinada a partir da regressão polinomial apresentou elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9376$).

Palavras-chave: recursos hídricos, monitoramento hidrológico, disponibilidade hídrica.

DETERMINATION OF THE DEPTH-AVAILABILITY CURVE FOR THE POXIM-AÇU RIVER

ABSTRACT

Unsustainable use of natural resources is mainly due to population growth and economic development. The uncoordinated occupation of land, especially in the vicinity of watercourses, can lead to water scarcity, affecting both the quantity and quality of the available water. Nonetheless, the proper management of hydrographic basins can help to resolve conflicts between the various users, and improve the quality of life of local communities. Integrated management presupposes knowledge of the functional dynamics of a natural environment (with or without human intervention). The purpose of this work was to determine the relationship between the height of the water column of the Poxim-Açu River and its flow, by means of construction of the depth-availability curve. Monitoring of the flow and water column height of the Poxim-Açu River was undertaken between July 13 2011 and September 26, 2011, using bathymetry and flow measurement with a winch. A high coefficient of determination ($R^2 = 0.9376$) was obtained for the depth-availability curve obtained using polynomial regression.

Keywords: water resources, hydrologic monitoring, water availability.

5.1. INTRODUÇÃO

É inegável que uma das questões mais discutidas na atualidade é a problemática ambiental, tanto em escala local, como regional e global, evocando a necessidade de se discutir os modos de produção e consumo da sociedade, insustentáveis, devido à exploração dos recursos naturais de maneira predatória, sem levar em consideração a capacidade suporte do ambiente, o lançamento de substâncias que poluem os corpos hídricos, o solo e a atmosfera, o uso e ocupação do solo de maneira inadequada e desordenada. Em outras palavras, o modelo de desenvolvimento que não é integrado com a sustentabilidade do ambiente tem levado à degradação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos.

A água é fator estruturador do espaço e condicionador da localização e da dinâmica das atividades antrópicas, possuindo importância estratégica no desenvolvimento e expansão dos povos. A situação de escassez hídrica, em qualidade e quantidade, trouxe novas exigências na integração de esforços na gestão racional dos usos da água (MAGALHÃES JR. et al, 2007).

As intervenções antrópicas que ocorrem em uma bacia hidrográfica provocam grandes alterações na dinâmica hidrossedimentológica da mesma, favorecendo processos erosivos, que aumentam a carga de sedimentos nos corpos d'água, comprometendo assim a quantidade e qualidade da água para os diversos usos múltiplos da água, dentre eles o abastecimento público.

A gestão de bacias hidrográficas permite resolver conflitos entre os usuários e garantir qualidade de vida à população de uma região, é o “*modus operandi*” cuja premissa básica é manter os recursos naturais disponíveis para o desenvolvimento sustentável, hoje, amanhã e sempre. Deve apresentar um conjunto de princípios, estratégias, diretrizes de ações e procedimentos para proteger a integridade dos meios físicos e bióticos, bem como dos grupos sociais que deles dependem. Pode-se dizer ainda que é a forma pela qual se pretende equacionar e resolver as questões de escassez relativa dos recursos hídricos, bem como fazer o uso adequado, visando a otimização dos recursos em benefício da sociedade. (BEZERRA e MUNHOZ, 2000; SETTI, 2001).

O conhecimento do funcionamento dos recursos naturais, em uma área, neste caso, a bacia hidrográfica, na sua capacidade de produção e reprodução das quantidades com as qualidades desejadas, para os mais diversos usos é fundamental para a gestão de

uma bacia hidrográfica, que se insere no contexto das novas práticas para com os recursos naturais, cuja realidade é antecedida por estudos que apontem e demonstrem as formas de apropriação e, os níveis de suporte da relação homem-ambiente. Nesse contexto, a bacia hidrográfica é estabelecida como unidade de planejamento, sendo analisada como um sistema aberto, resultante da interação das ações humanas com os elementos e formas do meio físico e, dentre estes, em especial, a disponibilidade e qualidade das águas. Assim é possível equacionar um balanço entre a disponibilidade e as demandas dos recursos hídricos, com qualidade adequada, para os múltiplos usos (AGUIAR NETTO et al., 2008; PINTO e AGUIAR NETTO, 2008; AGUIAR NETTO et al., 2010).

Ainda conforme Silveira, Tucci e Silveira (1998), a rede hidrometeorológica brasileira contempla grandes bacias hidrográficas, com áreas maiores que 500 km², contudo, áreas com drenagens inferiores a 100 km² são carentes em dados através do inventário da rede nacional. Essa carência de dados fluviométricos acarreta grandes incertezas quanto aos resultados de vazões, muitas vezes, ocasionando avaliações incorretas que consideram viável um aproveitamento inviável.

Séries históricas de vazão permitem a avaliação da disponibilidade hídrica e a detecção de mudanças no regime hidrológico significativas em longos períodos, fornecendo elementos indispensáveis ao processo de gestão dos recursos hídricos, como irrigação, abastecimento público e geração de energia elétrica (CRUZ, 2009).

De acordo com Sousa e Souza (2010), um dos principais desafios relacionados ao conhecimento integrado da climatologia e hidrologia é a previsão da vazão em um rio, sendo uma das técnicas mais utilizadas para minimizar o impacto das incertezas do clima sobre o gerenciamento dos recursos hídricos.

As medições de vazão, em geral, são feitas periodicamente em determinadas seções dos rios. A medição dos níveis de água nos rios pode ser realizada diariamente de forma contínua, os valores obtidos são convertidos em vazões através da equação da curva-chave, que define a relação entre o nível (h) e a vazão (Q), definidos para uma determinada seção do rio, tornando o monitoramento da vazão de um corpo hídrico mais simples e com um custo menor (CORDERO e MEDEIROS, 2003).

Contudo, na determinação da curva chave de um curso d'água, deve-se considerar alterações que podem ocorrer com o tempo, dependendo do material do leito,

visto que a curva representa a relação entre a vazão e a cota, ou nível, do escoamento, de acordo com as características hidráulicas e geométricas da seção transversal deste curso (GOES et al., 2007).

Toda relação h/Q pode ser representada, na sua totalidade por trechos sucessivos, por expressões matemáticas. Em geral, as duas formas mais utilizadas são indicadas nas Equações 5.1 e 5.2. (CHEVALIER, 2009):

i. Exponencial

$$Q = a(h - h_0)^n \quad (5.1)$$

Em que: h é o nível da régua (m) correspondente à vazão Q ($m^3.s^{-1}$), h_0 é o nível da régua (m) para o qual a vazão é nula, a e n são constantes determinadas para um local;

ii. Polinomial:

$$Q = a_0 + a_1h + a_2h^2 + \dots + a_nh^n \quad (5.2)$$

São mais frequentes as representações do polinômio de primeiro (reta) e segundo (parabólica) ou terceiro (cúbica) graus.

O monitoramento de variáveis hidrológicas é importante, pois através dele é possível antecipar acontecimentos e apontar alternativas que conduzam a soluções ou previsões de um possível impacto para a sociedade, assim como reconhecer o potencial hídrico de uma determinada região (VASCO et al.,2010). Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi determinar a relação entre o nível da lâmina de água do rio Poxim-Açu e sua respectiva vazão através da construção da curva-chave.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do rio Poxim (Figura 1) encontra-se na porção leste do Estado de Sergipe, abrangendo parte dos municípios de Itaporanga d'Ajuda, Areia Branca, Laranjeiras, Nossa Senhorado Socorro, São Cristóvão e Aracaju. Localiza-se entre as coordenadas geográficas de $10^{\circ}55'$ e $10^{\circ}45'$ de latitude sul, e $37^{\circ}05'$ e $37^{\circ}22'$ de longitude oeste; recebe as águas dos rios Poxim-Mirim, Poxim-Açu e Pitanga. A área de drenagem desta unidade de planejamento possui uma área de $397,95 \text{ km}^2$, possui ainda formato alongado, no sentido noroeste-sudeste, sendo limitada, ao sul, pela bacia hidrográfica do rio Vaza-Barris e, ao norte, pelo rio Sergipe. Suas principais nascentes

localizam-se a oeste, limite final da Serra dos Carajás e, sua foz, a leste, no complexo estuarino Sergipe/Maré do Apicum, próxima ao Oceano Atlântico (AGUIAR NETTO et al., 2007).

O crescimento populacional da região, tem levado a um processo de ocupação crescente e desordenado e, a expansão do parque industrial do Estado, concentrada em suas proximidades, vem ocasionando impactos negativos para o meio ambiente.

Diante dessa situação, a oferta hídrica vem sendo afetada, causada tanto pela redução da vazão do Rio Poxim, quanto pelo aumento da poluição, comprometendo a sua qualidade para o abastecimento (SILVA et al., 2004). Atualmente, o rio contribui com cerca de 27 % para o suprimento de água em Aracaju, o Pitanga com 10 %, sendo o restante fornecido pelo São Francisco e pelo aquífero Carstico de Ibura (SERGIPE, 2007), já tendo contribuído com 70% e havendo perspectivas de diminuir ainda mais este percentual.

As leituras referentes à velocidade da corrente foram efetuadas no período de 13 de julho a 26 de setembro de 2011, no rio Poxim-Açu, através da técnica do molinete. A estação fluviométrica está situada nas coordenadas UTM 24S, 698224 e 8792338, no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe, Campus São Cristóvão.

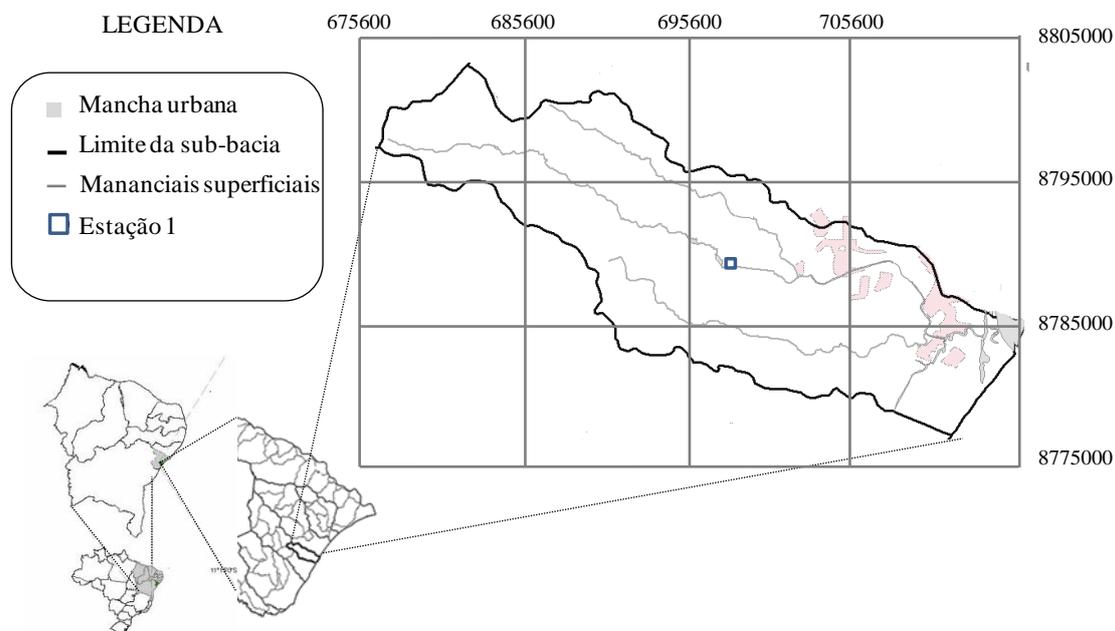


Figura 5.1: Localização da bacia hidrográfica do rio Poxim, no Brasil e em Sergipe. Fonte: Vasco et al., 2010.

De acordo com Porto, Zahed Filho e Silva (2001), para efetuar as medições de vazão, inicialmente a área do perfil transversal do canal, foi dividida em diferentes seções, com espaçamento de um metro. A velocidade foi determinada com a utilização do molinete (Modelo Global Water) a 60% da profundidade de cada setor, registrando-se a velocidade correspondente ($m.s^{-1}$). A vazão (Q) foi obtida através da integração do produto da velocidade do fluxo (v_i) pela área abrangida (A_i) (CÔRREA, 2008), representada na Equação 5.3.

$$Q = \sum Q_i = \sum v_i \cdot A_i \quad (5.3)$$

A área é determinada por meio da medição da largura do rio e da profundidade em um número significativo de pontos a diferentes profundidades, que irão originar a velocidade média na vertical. O espaçamento horizontal entre as seções foi de 1 m (SANTOS et al., 2001). Utilizou-se o software AutoCad, pois o mesmo fornece a visualização do perfil da seção fluviométrica, e o cálculo das subáreas em função dos incrementos das alturas de lâminas de água que fluem na seção transversal. A vazão total de cada setor é somada para integrar a vazão total do rio naquele ponto (BERTOLDO e RIGHES, 2004; VASCO et al., 2010). A curva-chave foi determinada através das Equações 1 (exponencial) e 2 (polinomial), utilizando o software Excel.

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores medidos referentes às cotas e respectivas vazões para a seção do rio Poxim-Açu, foram determinadas a partir das velocidades do fluxo da corrente são apresentadas na Tabela 5.1.

Aplicou-se o modelo de regressão polinomial do software Excel aos dados da Tabela 1, a equação de regressão da curva-chave do rio Poxim (Figura 5.2) é descrita pela Equação 5.4. O elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9376$) indica que as 94% das variações dos valores de vazão são explicadas pelo modelo adotado, ao se introduzir na equação a variável da altura da lâmina de água.

$$Q = 3,2102h^2 + 4,3955h + 0,0565 \quad (5.4)$$

Em que: Q é a vazão ($m^3.s^{-1}$) e h é o nível da régua (m)

Tabela 5.1: Valores de cota e respectivas vazões para o rio Poxim-Açu

Cota (m)	Vazão (m³.s⁻¹)
0,26	1,380
0,28	1,658
0,28	1,619
0,28	1,494
0,28	1,325
0,29	1,627
0,30	1,666
0,30	1,726
0,31	1,594
0,32	1,876
0,32	1,751
0,32	1,631
0,32	2,100
0,34	1,788
0,34	1,781
0,34	1,732
0,34	1,993
0,35	1,936
0,37	2,227
0,38	2,255
0,38	2,282
0,39	2,261
0,40	2,459
0,44	2,550
0,44	2,607
0,44	2,698
0,47	3,209
0,56	3,227
0,65	3,677
0,70	5,203

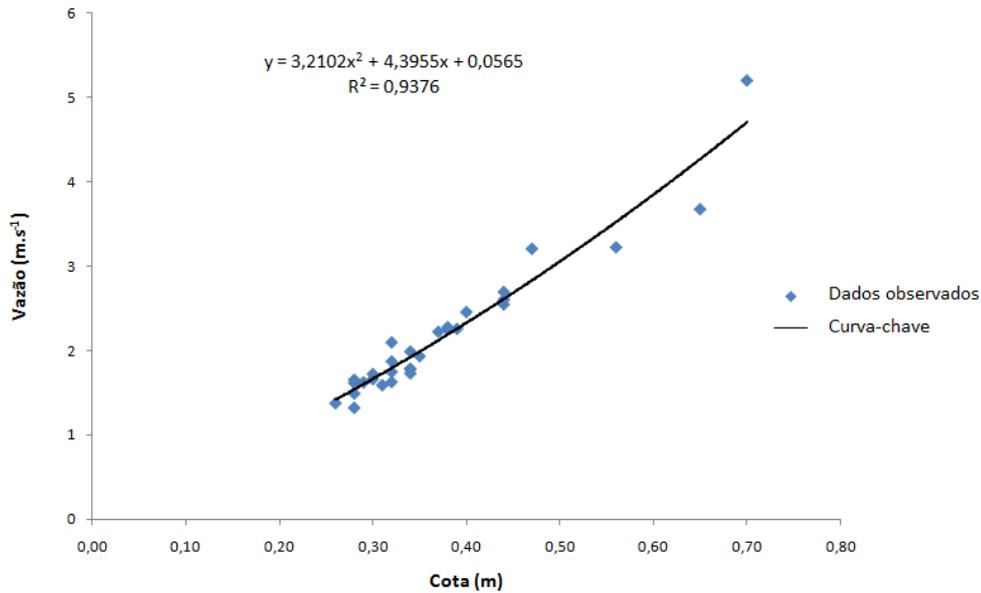


Figura 5.2: Curva chave da vazão para o rio Poxim-Açu

A determinação da equação da curva-chave a partir da equação exponencial seguiu a metodologia proposta por Porto, Zahed Filho e Silva (2001), para determinar os parâmetros de ajuste a partir dos pares (Q, h) , a expressão geral é linearizada, determinando-se a e b por regressão linear e h_0 por tentativa e erro. Utilizou-se a ferramenta *Solver do Excel*. A equação (5.5) da curva-chave encontrada é descrita a seguir:

$$Q = 2,681266(h - 0,54223)^{2,680932} \quad (5.5)$$

Na tabela 2 são apresentados os valores da vazão calculada (Q_{calc}) a partir das equações da curva-chave (polinomial e exponencial)

Tabela 5.2: Vazões calculadas a partir da equação polinomial e exponencial

h (m)	Q_{obs} (m³.s⁻¹)	Q_{calc} – polinomial (m³.s⁻¹)	Q_{calc} – exponencial (m³.s⁻¹)
0,26	1,38	1,42	1,49
0,28	1,66	1,54	1,59
0,28	1,62	1,54	1,59
0,28	1,49	1,54	1,59
0,28	1,33	1,54	1,59
0,29	1,63	1,60	1,64
0,30	1,67	1,66	1,69
0,30	1,73	1,66	1,69
0,31	1,59	1,73	1,75
0,32	1,88	1,79	1,80
0,32	1,75	1,79	1,80
0,32	1,63	1,79	1,80
0,32	2,10	1,79	1,80
0,34	1,79	1,92	1,92
0,34	1,78	1,92	1,92
0,34	1,73	1,92	1,92
0,34	1,99	1,92	1,92
0,35	1,94	1,99	1,98
0,37	2,23	2,12	2,10
0,38	2,25	2,19	2,16
0,38	2,28	2,19	2,16
0,39	2,26	2,26	2,22
0,40	2,46	2,33	2,29
0,44	2,55	2,61	2,56
0,44	2,61	2,61	2,56
0,44	2,70	2,61	2,56
0,47	3,21	2,83	2,77
0,56	3,23	3,52	3,48
0,65	3,68	4,27	4,30
0,70	5,20	4,71	4,80

O coeficiente de correlação (r) entre a vazão observada e a calculada, através da equação exponencial foi de 0,9672, indicando alta correlação positiva entre as variáveis. Considerando a equação polinomial o coeficiente entre estas variáveis foi de 0,9683.

Aplicou-se ainda o Coeficiente de Eficiência de Nash–Sutcliffe, NSE (Equação 5.6). O de NSE varia desde o negativo infinito até um, sendo este último o indicativo de que o modelo está com um perfeito ajuste (LINO et al., 2009).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (5.6)$$

Em que: i = sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n = número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i = dados observados; S_i = dados simulados; \bar{O} = média dos dados observados

Os valores do NSE encontrados para as duas situações de determinação da curva-chave, regressão polinomial e exponencial, 0,938 e 0,935, respectivamente. Estes resultados indicam um ajuste satisfatório das equações utilizadas para os pares de valores de cota x vazão. Os valores do coeficiente de eficiência, $NSE > 0,4$ e coeficiente de determinação, $R^2 > 0,5$ indicam o desempenho satisfatório do modelo (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

5.4. CONCLUSÃO

O coeficiente de correlação, entre a vazão observada e calculada, tanto para a regressão polinomial, como para a equação exponencial, foi alto, $r > 0,9$, representando uma correlação positiva entre as variáveis, indicando resultado satisfatório. O coeficiente de eficiência, $COE > 0,9$, indica um ajuste ótimo entre os dados observados e simulados, tanto para os dados obtidos pela regressão polinomial, como pela equação exponencial.

A determinação da curva-chave permite a realização de monitoramento da vazão de forma simples e rápida, uma vez que esta equação relaciona a cota do rio com sua respectiva vazão.

O monitoramento da vazão é um instrumento importante para o planejamento ambiental de uma bacia hidrográfica, pois permite a quantificação do recurso hídrico presente em um manancial em função do tempo e do espaço.

5.5. REFERÊNCIAS

- AGUIAR NETTO, A. O. et al. Cenário dos corpos d'água na subbacia hidrográfica do rio Poxim - Sergipe, na zona urbana, e suas relações ambientais e antrópicas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. Anais eletrônicos ... Porto Alegre: ABRH, 2007.
- AGUIAR NETTO, A. O. et al. **Caminhos da gestão de recursos hídricos: o caso da subbacia hidrográfica do riacho Jacaré, Baixo São Francisco Sergipano. Irriga (Botucatu).** , v.13, p.12 - 25, 2008.
- AGUIAR NETTO, A. O. et al. **Águas de Sergipe: reflexões sobre cenários e limitações.** In: AGUIAR NETTO, A. O., GOMES, L. J. Meio Ambiente: distintos olhares. EDUFS: São Cristóvão, 2010. 40-70.
- BERTOLDO, F.; RIGHES, A. A. Curva-chave do Arroio da Bacia-Escola Urbana, em Santa Maria, RS. **Disc. Scientia**, v. 5 , n. 1, p. 11-29, 2004.
- BEZERRA, M. C. L., MUNHOZ, T. M. T. **Gestão dos Recursos Naturais: subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira.** – Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 200p.
- CHEVALIER, P. Aquisição e processamento de dados, In: TUCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e Aplicação.** 4. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 2009.
- CORDERO, A.; MEDEIROS, P. A. Estimativa da curva-chave de Blumenau. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba. v. CD. p. 1-9, 2003.
- CÔRREA, I. C. S. **Metodologia para o cálculo de vazão de uma seção transversal a um canal fluvial.** Porte Alegre: UFRGS, 2008. Disponível em:<http://www.ufrgs.br/lageo_geodesia/iisapgu/CorreaICS.pdf> Acesso em: 06 de abril de 2011.
- CRUZ, M. A. S. **Análise do comportamento hidrológico do rio Japarutuba a partir de distribuições de probabilidade e curva de permanência de vazões.** Comunicado Técnico 101. Aracaju, SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros. 2009.
- GOES, M. U. A. et al. Curva chave - estudo de caso da bacia hidrográfica - Escola Urbana, Santa Maria - RS. SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORTE E CENTRO OESTE, I, 2007. Cuiabá. Anais ... Porto Alegre: ABRH, 2007.
- GREEN, C. H.; VAN GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling & Software**, v.23, p.422-434, 2008.
- LINO, J. F. L.; CORSUIL, C. W.; KOBAYAMA, M. Análise da vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Preto com o modelo SWAT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, 2009, Campo Grande. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2009.
- MAGALHÃES JR., A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: realidades e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.
- PINTO, J. E. S. S.; AGUIAR NETTO, A. O. **Clima, Geografia e Agrometeorologia: uma abordagem interdisciplinar.** São Cristóvão: Editora UFS; Aracaju: Fundação Oviêdo Teixeira, 2008.

PORTO, L.L.R.; SILVA, M.R.; ZAHED, F. K. **Medição de Vazão e Curva-chave**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Eng. Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2001. 34p.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba, PR: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2011. 372p.

SERGIPE. Companhia de Saneamento de Sergipe. 2007. Disponível em <http://www.desosse.com.br/deso.php?var=1090588288>. Acesso em 26 de junho de 2007.

SETTI, A. A.; et al. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas, 2001. 226p.

SILVA, A. S. et al. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA):** municípios da região do entorno do rio Poxim, SE. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 46 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento)

SILVEIRA, G. L.; TUCCI, C. E. M; SILVEIRA, A. L. L. Quantificação de pequenas bacias sem dados. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, RS, v. 3, n. 3, p. 111-131, jul-set, 1998.

SOUSA, W. S.; SOUSA, F. A. S. Rede neural artificial aplicada à previsão de vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.2, p.173–180, 2010.

VASCO, A. N. et al. Estudo hidrológico na subbacia do rio Poxim e sua importância para a capital Aracaju. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 5, 2010, Maceió. Anais..., Maceió, 2010.

CAPÍTULO 6

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DE MODELO HIDROLÓGICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU

RESUMO

Modelos hidrológicos e de qualidade da água permitem simular uma grande variedade de processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, tais como a produção de água e de sedimentos, a dinâmica de fontes pontuais e não pontuais de poluição. Estes modelos tem se tornado cada vez mais complexos, exigindo uma grande quantidade de dados de entrada, aumentando a incerteza desses modelos. Dessa forma torna-se essencial a realização do procedimento de calibração. O objetivo deste trabalho foi realizar a análise de sensibilidade e calibração do processo de vazão na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, através da aplicação do modelo hidrológico semidistribuído, SWAT. Após a análise de sensibilidade e calibração do modelo foram obtidos valores satisfatórios para os critérios estatísticos de avaliação de desempenho do modelo, $NSE = 0,77$, $R^2 = 0.65$, $PBIAS = 5,05$, $RMSE = 0,48$, $RSR = 0,49$. As estatísticas da validação ficaram piores que no período de calibração, o que pode ter contribuído para este fato é o pequeno tamanho da amostra de dados observados de vazão. Dessa forma, percebe-se que os dados de entrada fornecidos são essenciais para um bom ajuste entre os dados observados e simulados.

Palavras-chave: SWAT, modelo hidrológico, recursos hídricos.

SENSITIVITY ANALYSIS AND CALIBRATION OF A HYDROLOGICAL MODEL OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM-AÇU RIVER

ABSTRACT

Hydrological and water quality models enable the simulation of a wide variety of processes that occur in hydrographic basins, including the production of water and sediments, as well as the dynamics of point and diffuse sources of pollution. These models have become increasingly complex, requiring large quantities of input data, which can increase the levels of uncertainty. It is therefore essential to implement calibration procedures. Here, the sensitivity and calibration of the SWAT semi-distributed hydrological model was determined for the flow in the hydrographic basin of the Poxim-Açu River. Satisfactory values were obtained for the statistical criteria used to evaluate the performance of the model: $NSE = 0.77$, $R^2 = 0.65$, $PBIAS = 5.05$, $RMSE = 0.48$, and $RSR = 0.49$. The validation statistics were worse than obtained in the calibration phase, probably due to the small sample size of the measured flow data. It is concluded that the quality of the input data is critical for a good fit between measured and simulated values.

Keywords: SWAT, hydrological model, hydric resources.

6.1. INTRODUÇÃO

Com a degradação dos recursos naturais, em especial da água, torna-se necessário e de certa forma até imprescindível, práticas de gestão dos recursos hídricos que permitam o conhecimento da quantidade e qualidade da água de maneira espacial e temporal, garantindo o fornecimento adequado da água para os diferentes usuários.

Para auxiliar essas práticas, vem sendo amplamente utilizado em todo o mundo modelos hidrológicos e de qualidade da água, que permitem simular uma grande variedade de processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, tais como a produção de água, a produção e transporte de sedimentos e a dinâmica de fontes pontuais e não pontuais de poluição.

Com os avanços computacionais, estes modelos tem se tornado cada vez mais complexos, a exemplos dos modelos hidrológicos distribuídos, exigindo uma quantidade cada vez maior de parâmetros de entrada, o que acaba por aumentar as incertezas desses modelos.

Teoricamente, os parâmetros de um modelo de base física não necessitaria ser calibrado, considerando que os dados foram medidos em campo. Devido à variabilidade espacial, erros de medidas, descrição incompleta de elementos e processos de um sistema, extensão de informações pontuais para os locais, para os quais as medições não estão disponíveis, dentre outros, os valores de muitos destes parâmetros não são exatamente conhecidos, havendo muitas incertezas associadas com estes parâmetros. As incertezas também podem estar associadas com as entradas do modelo, pois devido a razões econômicas, os dados de entrada são medidos em um número limitado de locais. Dessa forma, torna-se necessária, em muitos casos, a calibração dos modelos de bacias hidrográficas (ABU EL-NASR et al., 2005; ECKHARDT e ARNOLD, 2001; HOLVOET et al., 2005; LENHAT et al, 2002).

Com o uso de simulações, incertezas no manejo de uma bacia hidrográfica podem ser reduzidas através da avaliação de cenários antes que estes ocorram (AHL; WOODS; ZUURING, 2008). Os modelos de qualidade da água possuem muitos parâmetros, existindo assim vários conjuntos de dados para fins de comparação com as previsões do modelo, os métodos de análise de sensibilidade são necessários, pois podem acomodar um grande número de parâmetros ao considerar muitas variáveis de saída (van GRIENSVEN, 2005).

O objetivo deste trabalho foi realizar os procedimentos de análise de sensibilidade, calibração e validação do processo de vazão, por meio da aplicação do modelo hidrológico semidistribuído SWAT, verificando o desempenho do modelo para sua aplicação na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

6.2. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Após aplicar um modelo hidrológico em uma bacia hidrográfica é necessário obter um ajuste adequado entre a série temporal de dados modelados e observados, de forma que a simulação seja condicionada à realidade de estudo pela otimização dos parâmetros de entrada do modelo. Esse processo corresponde à calibração do modelo, que para a limitação do número de parâmetros deve ser precedido da análise de sensibilidade.

A análise de sensibilidade na modelagem de bacias hidrográficas permite determinar como as saídas do modelo são afetadas por variações em suas entradas. Os modelos hidrológicos atuais são capazes de simular uma grande quantidade de processos que ocorrem nas bacias hidrográficas, o que implica em uma grande variedade de parâmetros de entrada.

A análise de sensibilidade é necessária por várias razões, dentre elas: a necessidade de determinar quais parâmetros necessitam de pesquisa adicional para um melhor conhecimento, de forma a reduzir as incertezas das saídas; determinar quais parâmetros são insignificantes, podendo ser eliminados; determinar quais entradas tem maior contribuição na variabilidade das saídas; determinar quais parâmetros são mais fortemente correlacionados com as saídas (HAMBY, 1994).

Dessa forma é possível identificar os parâmetros que tem maior influência sobre os resultados do modelo, reduzindo o número de parâmetros necessários à adequação dos dados de entrada e saída. Tem-se uma melhor compreensão sobre quais parâmetros de entrada exercem maior efeito sobre as saídas do modelo, permitindo identificar aqueles que podem ter influência significativa sobre as simulações do modelo referentes aos dados observados. A análise de sensibilidade destes parâmetros não é essencial apenas para a validação do modelo, mas também para servir de guia para pesquisas futuras (FEYEREISEN et al, 2007; van GRIENSVEN, 2005; HAMBY, 1994). Holvoet et al. (2005) afirmam ainda que a análise de sensibilidade do parâmetro

permite identificar os parâmetros que mais contribuem para a variância das saídas devido à variabilidade das entradas.

Ainda de acordo com Lenhart et al. (2002) quando não se conhece bem os parâmetros, pode se deixar parâmetros sensíveis inalterados, ou mesmo ajustados para valores não plausíveis. O não conhecimento da sensibilidade dos parâmetros pode levar a perda tempo tentando ajustar parâmetros não sensíveis, ou seja, menos importantes. A compreensão de parâmetros sensíveis pode levar a uma melhor compreensão, uma melhor estimativa dos valores e redução das incertezas.

O método de análise de sensibilidade no ArcSWAT combina a amostragem do Hipercubo Latino (Latin Hypercube – LH) e Um-fator-Por-Vez (One-factor-At-a-Time – OAT) e demonstra o impacto que mudanças nos parâmetros de entrada individuais tem sobre o valor da função objetivo (VEITH e GHEBREMICHAEL, 2009).

O método LH-OAT, baseado no método de Morris (1991) combina a robustez da amostragem Hipercubo Latino, que garante que o intervalo inteiro de todos parâmetros serão amostrados com a precisão do algoritmo OAT (One-factor-At-a-Time), assegurando que as alterações das saídas em cada execução do modelo podem ser inequivocamente atribuídas às entradas alteradas de tal simulação conduzindo a um método de análise de sensibilidade robusto e eficiente. (Van GRIENSVEN, 2005).

O conceito da Simulação do Hipercubo Latino (McKAY et al., 1979) tem por base a Simulação de Monte Carlo, técnica que quantifica a influência dos parâmetros de entrada sobre as saídas do modelo (FEYEREISEN et al, 2007). O LH é uma maneira de realizar amostragem permitindo uma análise robusta sem a necessidade de muitas execuções (van GRIENSVEN, 2005).

O uso de uma abordagem de amostragem estratificada permite a estimativa eficiente das estatísticas de saída. O LH subdivide a distribuição de cada parâmetro em N intervalos, cada um com a probabilidade de ocorrência igual a $1/N$. Valores aleatórios dos parâmetros são gerados, e cada intervalo é amostrado apenas uma vez. O modelo é corrido N vezes com combinações aleatórias dos parâmetros. Os resultados do modelo são tipicamente analisados com regressão multivariada linear ou métodos de correlação estatísticos (HOLVOET et al., 2005; Van GRIENSVEN, 2005)

A análise de sensibilidade limita o número de parâmetros otimizados para obter um bom ajuste entre os dados medidos e simulados. A otimização dos parâmetros

permite aos modelos se adaptarem às condições realistas. Esta abordagem é baseada no One-At-a-Time (MORRIS,1991). O OAT é um exemplo de integração de um método de sensibilidade local para global, pelo método cada parâmetro varia individualmente dentro da estratificação da amostragem LH. Como em métodos locais, cada execução tem apenas um parâmetro alterado, de modo que as alterações nas saídas em cada execução do modelo podem ser inequivocamente atribuídas aos parâmetros de entrada alterados (GREEN e van GRIENSVEN, 2008; van GRIENSVEN, 2005; VEITH et al, 2010).

No método OAT proposto por Moris (1991), ocorre a variação de cada parâmetro individualmente dentro da amostra estratificada do LH, a análise na saída é baseada no estudo de uma amostra aleatória de efeitos elementares observados, que são gerados para cada entrada considerada. Consiste de repetições de um método local em que as derivadas são calculadas para cada parâmetro e_i adicionando uma pequena alteração ao parâmetro Δe_i . A mudança no resultado do parâmetro $M(e_1, \dots, e_i + \Delta e_i, \dots, e_p)$ pode ser inequivocamente atribuída a essa modificação, através de um efeito elementar, S_i , definido pela Equação 6.1, geralmente alguma medida agrupada como exportação de massa total, soma dos quadrados dos erros entre valores observados e medidos ou soma dos erros absolutos (van GRIENSVEN e MEIXNER, 2003; van GRIENSVEN, 2005; van GRIENSVEN et al., 2006, VEITH et al, 2010).

$$S = \frac{M(e_1, \dots, e_i + \Delta e_i, \dots, e_p) - M(e_1, \dots, e_i, \dots, e_p)}{\frac{\Delta e_i}{e_i}} \quad (6.1)$$

Considerando-se P parâmetros ($i = 1, \dots, P$) significa que o experimento envolve P+1 execuções do modelo para obter um efeito parcial para cada parâmetro de acordo com a Equação 6.1. O resultado é quantitativo, elementar e exclusivo para o parâmetro. No entanto, o quantitativo dessa medida de sensibilidade é relativo: como a influência de e_i pode depender dos valores nominais escolhidos para os demais parâmetros, esse resultado é apenas uma amostra da sensibilidade (efeito parcial). Dessa forma, a experiência é repetida para vários conjuntos aleatórios de valores nominais de parâmetros de entrada. O efeito final será determinado pela média do conjunto de efeitos parciais, e a variância desse conjunto fornecerá uma medida da uniformidade dos efeitos (presença ou ausência de não-linearidade ou interações de correlação com outros

parâmetros. Assim, a sensibilidade local é integrada a uma medida de sensibilidade global (van GRIENSVEN e MEIXNER, 2003; van GRIENSVEN, 2005; van GRIENSVEN et al., 2006).

Durante a análise de sensibilidade, o modelo é executado (run) $(p+1)*m$ vezes, em que p é o número de parâmetros avaliados e m o número de ciclos do LH. Para cada ciclo do LH, um conjunto de valores dos parâmetros é selecionado, de forma que uma única área do espaço do parâmetro é amostrada. Esse conjunto de valores dos parâmetros é usado para executar uma simulação para essa área única. Através do OAT, um parâmetro é selecionado aleatoriamente, e o seu valor é modificado a partir de uma simulação anterior por uma porcentagem definida pelo usuário. O SWAT é executado (run) sobre um novo conjunto de parâmetros e então um parâmetro diferente é aleatoriamente selecionado e variado. Após todos os parâmetros terem sido variados, o algoritmo LH localiza uma nova área de amostragem para a mudança dos parâmetros. O número m determina o número de subintervalos dentro de cada intervalo do parâmetro que é dividido. Por exemplo, se $m = 10$, um ciclo de LH amostrará um parâmetro de 0 a 100 dentro de um subintervalo de 0 a 10; outro ciclo amostrará dentro de 10 a 20 e assim em diante. A porcentagem de mudança no valor do parâmetro que será usado nas variações de OAT deve ser especificada dentro da faixa de parâmetros. Então, se a faixa é de 0 a 100, uma mudança no parâmetro de 5% significa que os valores dos parâmetros variaram de $0,05*(100-0) = 5$ unidades (VEITH e GHEBREMICHAEL, 2009).

O efeito final da análise de sensibilidade é classificado, sendo que o maior efeito, é o de ordem 1, e o menor efeito classificado como ordem igual ao número de parâmetros analisados. Pode ocorrer durante a análise de sensibilidade que alguns parâmetros não têm efeitos sobre o desempenho ou previsões do modelo, neste caso é dada uma classificação igual ao número de parâmetros (van GRIENSVEN et al., 2006). A sensibilidade é expressa por um índice adimensional, calculado como a razão entre a mudança relativa na saída do modelo e a mudança relativa de um parâmetro.

A análise de sensibilidade é executada através da comparação dos dados medidos usando funções objetivos, as quais devem ser minimizadas ou maximizadas. Existem inúmeras funções objetivos, frequentemente chamadas de funções de erro (van GRIENSVEN e MEIXNER, 2007).

Uma função objetivo é um indicador do desvio entre a série de dados medidos e simulados (van GRIENSVEN e BAUWENS, 2003). Gupta, Sorooshian e Yapo (1999)

definem a função objetivo como a distância entre as saídas do modelo e os dados observados. Gupta, Sorooshian e Yapo (1998) citam nove funções objetivos comumente usadas pelo Hydrologic Research Laboratory of the National Weather Service (Laboratório de Pesquisas Hidrológicas do Serviço de Meteorologia Nacional) na calibração manual e semiautomática do modelo de balanço de umidade do solo Sacramento (SAC-SMA).

Na análise de sensibilidade e Autocalibração do ArcSWAT2005 são usados dois tipos de função objetivo: a soma dos quadrados dos resíduos (SSQ) e a soma dos quadrados da diferença dos dados medidos e simulados após o ordenamento de dados (SSQR).

A soma dos quadrados dos resíduos (Equação 6.2) é o clássico método do erro quadrado médio (MSE) que ajuda a combinar a série temporal de dados medidos à série temporal de dados simulados (van GRIENSVEN, 2005; van GRIENSVEN e BAUWENS, 2003; van GRIENSVEN e MEIXNER, 2007; LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005). Valores pequenos indicam que o resultado da simulação está próximo dos valores medidos. Uma combinação perfeita dos valores medidos e simulados resultaria em um SSQ = 0.

$$SSQ = \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2 \quad (6.2)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – variável observada; S_i – variável simulada

A soma dos quadrados da diferença dos dados medidos e simulados após o ordenamento de dados (Equação 6.3) ajuda a ajustar a distribuição de frequência das séries observadas e simuladas. Em oposição ao SSQ o tempo de ocorrência de um dado valor da variável não é contabilizada (van GRIENSVEN, 2005; van GRIENSVEN e BAUWENS, 2003; van GRIENSVEN e MEIXNER, 2007; LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005).

$$SSQR = \sum_{j=1}^n (O_j - S_j)^2 \quad (6.3)$$

Em que: j – sequência do ordenamento; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – variável observada após do ordenamento; S_i – variável simulada após do ordenamento

6.3. CALIBRAÇÃO

A calibração de modelos permite a redução de incertezas dos parâmetros e, portanto, incertezas nos resultados das simulações. Durante a calibração, os parâmetros selecionados são variados dentro de limites aceitáveis até que seja obtida uma correspondência adequada entre uma ou mais variáveis de saída do modelo e dados medidos (ECKHARDT; FOHRE; FREDE, 2005). Dessa forma, os parâmetros do modelo são ajustados com base na verificação dos resultados obtidos em comparação com os dados observados.

Moriasi et al. (2007) destacam que a calibração é um processo de estimativa dos parâmetros do modelo por comparação com previsões (saídas), para um determinado conjunto de condições assumidas, com dados observados para as mesmas condições. A calibração pode ser manual ou automática. Neste estudo foi realizada a calibração manual. Este procedimento também foi adotado em muitos trabalhos de modelagem de bacias hidrográficas (FEYEREISEN et al., 2007; GALVAN et al., 2009; GARG et al., 2012; GREEN et al., 2006; HOLVOET et al., 2005; KIMWAG, et al., 2011; MENG et al., 2009; MISHRA e KAR, 2012; SHEN et al., 2009; ZHAI et al., 2013).

De acordo como Liew et al., (2005) o procedimento de calibração manual pode ser superior ao automático por proporcionar uma melhor correspondência para a duração da curva de vazão diária em detrimento da correspondência de picos de vazão, melhorando o desempenho do modelo.

Na calibração manual altera-se um parâmetro de cada vez com a execução do modelo para verificar as alterações nas saídas (NEITSCH et al., 2002). O processo será repetido até que se obtenha um ajuste aceitável, através da comparação visual e

estatística. O procedimento de calibração deve começar com o processo hidrológico, seguido da produção de sedimentos e por último os nutrientes.

O procedimento de calibração foi realizado de acordo com a metodologia indicada no manual do SWAT (NEITSCH et al., 2002). Inicialmente realiza-se a calibração do balanço hídrico, seguida da vazão temporal. A calibração do balanço hídrico se encarrega do volume de vazão global e sua distribuição entre os componentes hidrológicos. A calibração da vazão temporal se encarrega do intervalo de tempo da vazão e do hidrograma. A calibração foi iniciada pelo volume de escoamento superficial médio anual (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007)

Após a calibração realiza-se o processo de validação do modelo, que consiste na comparação das saídas do modelo com o conjunto de dados independentes sem mais ajustes dos valores dos parâmetros. A validação avalia a capacidade de ajuste do modelo para previsão em períodos além dos dados de calibração. As estatísticas devem ser confirmadas (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007). A validação do modelo envolve a execução (running) do modelo usando parâmetros de entrada medidos ou determinados durante o processo de calibração (MORIASI et al., 2007).

6.4. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO MODELO

O desempenho do modelo foi avaliado através da comparação visual e estatística. As técnicas gráficas fornecem uma comparação visual dos dados medidos e simulados, sendo a primeira visão geral do desempenho do modelo (ASCE, 1993), dessa forma foi realizada a interpretação dos hidrogramas concentrando-se inicialmente nos picos de vazão e em seguida no fluxo de base.

Muitas medidas estatísticas são utilizadas em estudos de modelagem hidrológica, no entanto algumas medidas são mais amplamente usadas. A Sociedade Americana de Engenheiros Civis (American Society of Civil Engineers – ASCE, 1993) faz algumas recomendações sobre as principais medidas estatísticas, dentre elas destaca-se o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NASH e SUTCLIFFE, 1970).

O coeficiente de Nash –Sutcliffe (NSE), Equação 6.4, descreve o desvio de 1 da razão do quadrado da diferença entre os valores observados e simulados e a variância das observações, variando de menos infinito a 1, fisicamente o NSE é a razão do Erro Quadrado Médio para a variância dos dados observados, subtraído da unidade (FEYEN

et al., 2000). O NSE é amplamente utilizado na avaliação do desempenho do modelo hidrológico (FEYEREISEN et al., 2007; GREEN et al., 2006; GREEN e van GRIENSVEN, 2008; MORIASI et al., 2007; PARAJULI, 2005; RAMANARAYANAN et al., 1997; RASOLOMANANA; LESSARD; VANROLLEGHEM, 2012; SANTHI et al., 2001; SLOBODA e SWAYNE, 2013). Segundo a ASCE (1993), o valor do NSE é uma medida que indica o quanto boa é a correspondência entre os dados medidos e simulados.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (6.4)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – dados observados; S_i – dados simulados; \bar{O} – média dos dados observados

O valor desejável para NSE é 1,0 e ocorre quando os valores simulados combinam perfeitamente com os valores observados, ou seja, a previsão do modelo é considerada perfeita. Quanto menor o valor de NSE, menor o ajuste (goodness of fit) entre a série temporal simulada e observada. Valores negativos de NSE são possíveis e indicam que a média das saídas observadas se ajustam aos dados melhor do que os valores simulados, ou seja, os valores simulados pelo modelo são piores do que usar apenas a média observada (FEYEREISEN et al., 2007; LOAGUE e GREEN, 1991; MORIASI et al., 2007). Contudo, para valores de NSE negativos ou muito próximos a zero, a previsão do modelo é considerada inaceitável ou pobre (SANTHI et al, 2001).

O coeficiente de determinação (R^2) descreve a razão de dispersão dos dados simulados e observados em torno da média dos valores observados, seu valor ótimo é 1 e indica que os valores simulados e observados combinam perfeitamente e possui sempre valores positivos, seu menor valor é 0 (FEYEN et al., 2000). Moriasi et al. (2007) coloca ainda que o R^2 descreve o grau de colinearidade entre os dados observados e medidos.

A medida de R^2 (Equação 6.5) indica qual a proporção da variância total dos dados observados é explicada pelos dados simulados (KRAUSE; BOYLE; BASE, 2005; LOAGUE e GREEN, 1991; MORIASI et al, 2007). Para Green e van Griensven (2008) o R^2 avalia a precisão de como o modelo acompanha a variação dos valores observados.

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})]^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2} \quad (6.5)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – dados observados; S_i – dados simulados.

Muitos pesquisadores utilizam o R^2 na análise de desempenho de modelos hidrológicos (GREEN et al., 2006; RAMANARAYANAN et al., 1997; RASOLOMANANA; LESSARD; VANROLLEGHEM, 2012; SANTHI et al, 2001; SLOBODA e SWAYNE, 2013).

A diferença entre o NSE e o R^2 , é que o primeiro pode ser interpretado como o desempenho do modelo em reproduzir os valores observados individualmente enquanto R^2 não o faz (GREEN et al., 2006).

O percentual de tendência, PBIAS (Equação 6.6) representa o desvio da variável medida, expressa em porcentagem. De acordo com Mariasi et al. (2007) o PBIAS mede a tendência dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. O valor ótimo de PBIAS é 0.0, sendo que valores baixos indicam precisão da simulação do modelo. Valores positivos indicam tendência de subestimação do modelo, e valores negativos indicam tendência de superestimação do modelo (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999). É um teste recomendado pela sua capacidade de demonstrar claramente o mau desempenho do modelo (RASOLOMANANA; LESSARD; VANROLLEGHEM, 2012).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \quad (6.6)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – dados observados; S_i – dados simulados.

Vários trabalhos relatam o uso desta medida na avaliação do desempenho de modelos (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999; LIEW, ARNOLD, BOSCH, 2005; LIEW et al., 2007; MARIASI et al, 2007; MENGISTU e SORTEBERG, 2012; RASOLOMANANA; LESSARD; VANROLLEGHEM, 2012; SHI et al, 2011; ZHANG; SRINIVASAN; BOSCH, 2009).

A raiz quadrada do erro quadrático médio (Equação 6.7), RMSE, mede em termos médios, a diferença entre os valores medidos e simulados. O RMSE descreve as diferenças entre as observações e simulações do modelo em unidades da variável e pode ser positivo ou negativo. Valores próximos de 0.0 indicam um ajuste perfeito, entretanto, valores menores que a metade do SD (desvio padrão) das observações são consideradas baixas (SINGH; KNAPP; DEMISSIE 2004). Segundo Feyen et al. (2000), o RMSE é uma medida da dispersão global dos resíduos com relação ao valor médio. São exemplos de trabalhos que utilizam essa medida Ferrant et al., 2011; Harmel e Smith, 2007; Parajuli, 2005; Shen et al., 2009; Singh; Knapp; Demissie 2004; White et al., 2011.

$$RMSE = \sqrt{\frac{(\sum_{i=1}^n S_i - O_i)^2}{n}} \quad (6.7)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – dados observados; S_i – dados simulados.

O erro padrão médio normalizado, RSR, padroniza o RMSE usando as observações do desvio padrão, e combina um índice de erro e a informação adicional recomendada por Legates e McCabe (1999). O RSR é a razão entre o RMSE e o desvio padrão dos dados observados (Equação 6.8) e incorpora as estatísticas de índices de erro e inclui um fator de normalização, assim a estatística resultante pode ser aplicada a vários constituintes (MORIASI et al., 2007). Podem-se citar alguns trabalhos que dispõem desta estatística como forma de avaliar o desempenho o desempenho de modelos, a exemplo de Moriasi et al. (2007), Luo et al. (2008), Ahmed, Farida e Javier (2011), Mengistu e Sorteberg (2012), Rathjens e Oppelt (2012).

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right]} \quad (6.8)$$

Em que: i – sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n – número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i – dados observados; S_i – dados simulados; \bar{O} – média dos dados observados.

Não existe um padrão para o intervalo destas medidas estatísticas de comparação estabelecido que julgue o desempenho do modelo como aceitável (LOAGUE e GREEN, 1991). Com base em revisão da literatura serão adotados os seguintes intervalos para as estatísticas (Tabela 6.1)

Tabela 6.1: Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações

Estatística	Valor	Classificação do desempenho	Referências
NSE	$0,75 < NSE \leq 1,00$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,65 < NSE \leq 0,75$	Bom	Boskidis et al., 2012
	$0,50 < NSE \leq 0,65$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
	$0,4 < NSE \leq 0,50$	Aceitável	
	$NSE \leq 0,4$	Insatisfatório	Green et al, 2006
	$0,4 \leq NSE \leq 0,70$	Aceitável	Gitau et al., 2010
R ²	$R^2 > 0,5$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
PBIAS (vazão)	$PBIAS < \pm 10$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	Bom	
	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	Satisfatório	
	$PBIAS \geq \pm 25$	Insatisfatório	
RMSE	Valor abaixo da metade do desvio padrão	Satisfatório	Singh; Knapp; Demissie, 2004
RSR	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,50 < RSR \leq 0,60$	Bom	
	$0,60 < RSR \leq 0,70$	Satisfatório	
	$RSR > 0,70$	Insatisfatório	

6.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros comumente recomendados para a análise de sensibilidade da vazão foram selecionados a partir de revisões de artigos periódicos e a documentação do SWAT (Tabela 6.2). A simulação inicial para a análise de sensibilidade do modelo foi realizada com valores iniciais para os parâmetros selecionados.

Os parâmetros na análise de sensibilidade foram variados, dentro dos limites inferiores e superiores estabelecidos, de acordo com as características de cada parâmetro do modelo, a partir de três métodos. No primeiro método o valor inicial do parâmetro é modificado adicionando-se um valor. O segundo método consiste em multiplicar o valor inicial do parâmetro por um valor (em porcentagem). No último método o valor inicial do parâmetro é substituído por outro valor (Van GRIENSVEN et al., 2006).

Tabela 6.2: Parâmetros e intervalos dos parâmetros usados na análise de sensibilidade (em ordem alfabética)

Parâmetro	Descrição	Unidade	Default SWAT	Intervalo Manual		Processo
				Mínimo	Máximo	
Alpha_BF	Fator de escoamento de base, taxa na qual a água subterrânea retorna ao rio	dia	0.048	0	1	Fluxo subterrâneo
Biomix	Eficiência de mixagem biológica do solo	–	0.2	0.5	10	Solo
Blai	Índice de área foliar potencial máxima		vários	0	1	Cultura
Canmx	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo.	mm H ₂ O	0	0	10	Escoamento superficial
Ch_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal principal	mm h ⁻¹	0	0	150	Canal
Ch_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal		0.014	0	1	Canal
CN2	Valor da curva número para a condição de umidade II (Soil Conservation Soil)	%	48.3 – 60.6	-25	+25	Escoamento superficial
Epc0	Fator de compensação de retirada das plantas		0	0	1	Evaporação
Esco	Fator de compensação de evaporação do solo		0	0	1	Evaporação
Gw_Delay	Período de tempo que a água se move da camada de solo mais profunda até o aquífero superficial	dia	31	0	100	Fluxo subterrâneo
Gw_Revap	Coefficiente de escoamento (movimento) de água do aquífero superficial para zona insaturada		0.02	0	0.036	Fluxo subterrâneo
Gwqmn	Profundidade mínima do aquífero superficial para que ocorra escoamento subterrâneo	mm H ₂ O	0	0	1000	Fluxo subterrâneo
Revapmn	Profundidade do aquífero superficial para que ocorra percolação ao aquífero profundo	mm H ₂ O	1	0	100	Fluxo subterrâneo
Slope	Declividade média	m m ⁻¹	vários	-25	+25	Geomorfologia
Slsbbsn	Comprimento do declive médio	m	vários	-25	+25	Geomorfologia
Sol_Alb	Albedo do solo úmido		0.20	-25	+25	Solo
Sol_Awc	Capacidade de água disponível na camada do solo	mm H ₂ O	vários	-25	+25	Solo
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada	mm h ⁻¹	vários	-25	+25	Solo
Sol_Z	Profundidade máxima da raiz na terra	mm	vários	-25	+25	Solo
Surlag	Coefficiente de resposta do escoamento superficial		4	0	10	Escoamento superficial

O procedimento da análise de sensibilidade foi desenvolvido utilizando dados medidos e modelados. A análise através dos dados medidos (período de 01/01/2012 a 30/06/2012) fornece uma estimativa do ajuste mais adequado entre as séries temporais medidas e modeladas, de forma a identificar os parâmetros que são afetados pelas

características da bacia hidrográfica estudada e aqueles para os quais o projeto é mais sensível. O segundo tipo de análise ajuda a identificar o impacto do ajuste do valor de um parâmetro sobre alguma medida de saída modelada, ajudando a conhecer parâmetros que melhoram um processo particular ou característica do modelo (VEITH e GHEBREMICHAEL, 2009).

Na Figura 6.1 está o resumo do ordenamento das sensibilidades para os parâmetros que influenciam os processos hidrológicos, este ordenamento foi calculado a partir da soma dos quadrados dos erros (SSQ) entre os dados diários de vazão observados e simulados.

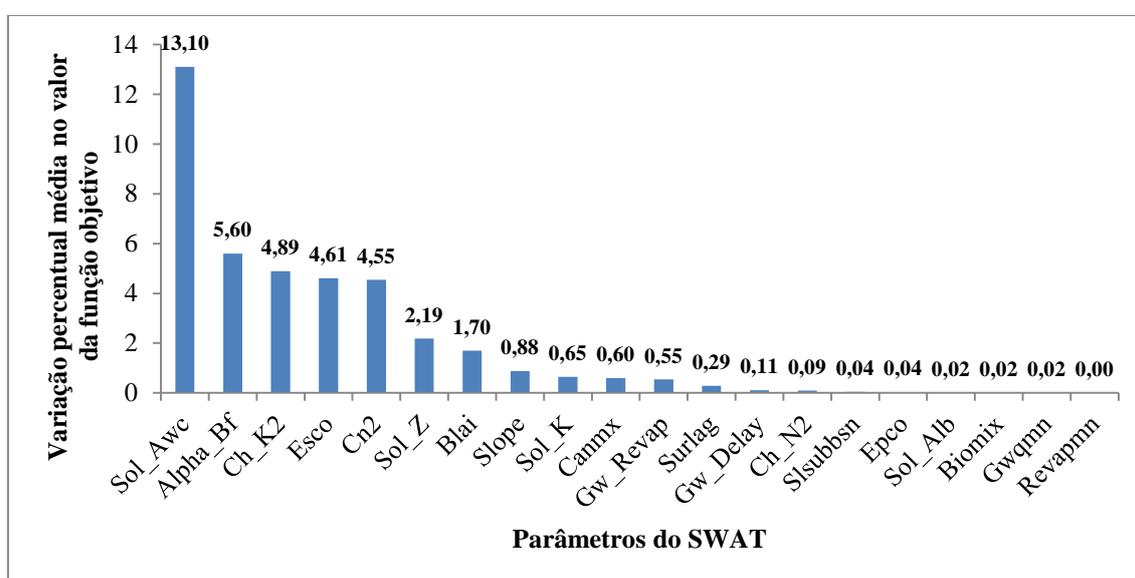


Figura 6.1: Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros em função da variação percentual média no valor da função objetivo

A avaliação da sensibilidade do parâmetro é determinada através da diferença percentual entre os valores de saída da função objetivo das simulações executadas diretamente antes e depois do valor de um parâmetro ser mudado (VEITH e GHEBREMICHAEL, 2009).

Dos 20 parâmetros submetidos à análise de sensibilidade, 13 apresentaram efeito significativo sobre a simulação da vazão, ou seja, foram mais sensíveis. A classificação com relação à sensibilidade é em função de suas médias (maior média do parâmetro, significa que este é mais sensível). A divisão dos parâmetros em vários graus de sensibilidade é subjetiva (FEYEREISEN et al, 2007). Ainda segundo Lenhart et al. (2002), as sensibilidades dos parâmetros podem ser classificadas em quatro classes

(Tabela 6.3). A maioria dos parâmetros considerados sensíveis foram aqueles que apresentaram variação percentual média do valor da função objetivo superior a 0,05 (Figura 6.1).

Tabela 6.3: Classificação das sensibilidades dos parâmetros (Lenhart et al, 2002).

Classe	Índice	Sensibilidade
I	$0,00 \leq I < 0,05$	Pequeno ou insignificante
II	$0,05 \leq I < 0,20$	Médio
III	$0,20 \leq I < 1,00$	Alto
IV	$ I \geq 1,00$	Muito alto

Durante a calibração manual os parâmetros que influenciam o escoamento superficial e fluxo de base foram otimizados. Como forma de reduzir o número de parâmetros a serem calibrados, o ordenamento dos parâmetros (Figura 6.1) foi utilizado. Os parâmetros escolhidos para a calibração após a análise de sensibilidade são indicados na Tabela 6.4. A calibração foi realizada para o período de 1º de janeiro de 2012 a 30 de junho de 2012. Os valores referentes às mudanças dos parâmetros aplicados na calibração dos modelos são indicados na Tabela 6.4.

O parâmetro CN foi ajustado para os diferentes usos da terra que incluem: cana-de-açúcar, floresta, mata ciliar, pastagem. A curva número é o parâmetro de balanço hídrico que permite o modelo modificar a condição de umidade do solo para estimar o escoamento superficial (PARAJULI, 2010). Este parâmetro depende de várias características da bacia hidrográfica como: tipo do solo, grupo hidrológico, uso e manejo do solo, umidade antecedente, dentre outros, o seu valor varia de 1 a 100. Um solo totalmente permeável terá CN igual a 1, já um solo totalmente impermeável terá CN igual a 100 (NEITSCH et al, 2005).

O default dos valores da curva número (CN2) definido pelo Manual do SCS, foram elevados em 5%, dessa forma houve aumento no escoamento superficial, além de refletir melhor a drenagem do solo (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007; BENAMAN; SHOEMAKE; HAITH, 2005; USDA-SCS, 1986). Os valores da capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) foram aumentados em 10%, o que eleva a água disponível para vazões no período do fluxo de base.

O parâmetro ESCO permite a modificação da profundidade da distribuição usada para atender a demanda evaporativa do solo para ter em conta o efeito da capilaridade, crostas e rachaduras (PARAJULI, 2010). A ESCO deve estar entre 0,01 – 1,0. Com o

aumento do ESCO (0,95) o modelo é capaz de extrair menos da demanda evaporativa de níveis mais baixos, com isto a evaporação é reduzida.

Tabela 6.4: Valores das modificações e finais no processo de calibração manual

Parâmetros	Mudança	Valor Final da calibração
Alpha_BF	+0,95	0,998
Canmx	+ 2	2
CH_K2	+2	2
CN2	+5%	vários
Esco	+0,95	0,95
Gw_Delay	Substituído por 75	75
Gw_Revap	Substituído por 0,03	0,03
Slope	-5%	vários
Slusbbsn	+5%	vários
Sol_Awc	+ 10%	vários
SOL_K	+20%	vários
Sol_Z	+5%	vários
Surlag	Substituído por 1	1

Os três parâmetros citados acima, CN2, SOL_AWC e ESCO, governam a resposta das águas superficiais (LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005), favorecendo a contribuição direta do escoamento superficial para a vazão (CONFESSOR e WHITTAKER, 2007).

O fator alfa do fluxo de base (ALPHA_BF) é a constante de recessão do fluxo de base, sendo um índice direto da resposta de fluxo subterrâneo para mudanças na recarga. Valores de 0,1 a 0,3 são usados para solos com baixa resposta de recarga, enquanto valores de 0,9 a 1,0 são usados para solos com resposta rápida (NEITSCH et al, 2004).

Coefficiente de retorno de água do aquífero, GW_REVAP, controla a quantidade de água que se move a partir do aquífero raso (superficial) até a zona radicular, como resultado do esgotamento (depleção) da umidade do solo e a quantidade de captação direta de águas subterrâneas a partir de raízes profundas de árvores e arbustos. (LIEW et al., 2007). Valores próximos de 0,0 indicam que o movimento da água a partir do aquífero superficial para a zona radicular é restrito. Valores próximos de 1, indicam que a taxa de transferência a partir do aquífero superficial para a zona radicular se aproxima da taxa da evapotranspiração (NEITSCH et al, 2004).

Revap é o movimento da água em níveis sobrejacentes não saturados como uma função da demanda de água para evapotranspiração. (NEITSCH et al, 2005). O aumento do coeficiente de retorno de água aquífero diminui o fluxo de base devido ao aumento

da transferência de água do aquífero raso para zona radicular. Os parâmetros ALPHA_BF, GW_DELAY e GW_REVAP governam a resposta da água subsuperficial (LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005).

O coeficiente de resposta do escoamento superficial (SURLAG) foi reduzido para 1 dia, dessa forma mais água é mantida em armazenamento. Este parâmetro controla a fração de água disponível total que será permitida entrar no canal em um determinado dia, ou seja, governa a liberação do escoamento superficial da água para o canal principal. O atraso na liberação do escoamento superficial suavizará o hidrograma de vazão simulado (CONFESSOR e WHITTAKER, 2007; NEITSCH et al, 2004; PARAJULI, 2010).

O aumento do SLOPE aumenta o fluxo lateral (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007). A condutividade hidráulica do canal (CH_K2) governa o movimento da água a partir do leito do rio para o subsolo (ou vice-versa) de rios efêmeros ou transitórios (CONFESSOR e WHITTAKER, 2007; LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005). O aumento do GW_DELAY aumenta o tempo entre a saída de água do perfil do solo e a entrada no aquífero raso (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007).

O SOL_Z define a espessura da camada de solo, influencia o movimento da água no solo nos processos de redistribuição e evaporação da água do solo (ANDRADE; MELO; BESKOW, 2013). O aumento desta variável em 5% promoveu aumento no escoamento superficial. A média e desvio padrão dos dados observados e simulados no processo de calibração são apresentados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5: Resultados da calibração da vazão diária no período de janeiro a junho de 2012

	Dados observados	Dados Simulados
Total ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	167,10	158,62
Média ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,91	0,87
Desvio padrão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,97	0,86

Os resultados satisfizeram as exigências das medidas de desempenho para o modelo calibrado: $\text{NSE} > 0,75$, $\text{R}^2 > 0,5$, $\text{PBIAS} < \pm 10$, $\text{RMSE} \leq (\text{desvio padrão}/2)$ e $0,00 \leq \text{RSR} \leq 0,50$, contudo as estatísticas pioraram para o período de validação, mas ainda assim mantiveram-se aceitáveis (Tabela 6.6).

O valor do PBIAS negativo indica que durante o período de validação do modelo a vazão foi superestimada, como pode-se perceber na Figura 6.3.

Tabela 6.6: Resultados dos critérios de desempenho para os processos de calibração e validação

Estatística	Calibração		Validação	
	Valor	Desempenho	Valor	Desempenho
NSE	0,74	Bom	0,88	Satisfatório
R ²	0,75	Satisfatório	0,41	Insatisfatório
PBIAS	4,79	Muito bom	-17,70	Satisfatório
RMSE	0,49	Satisfatório	0,61	Insatisfatório
RSR	0,51	Bom	0,34	Muito bom

Referente ao NSE pode-se perceber na literatura vários valores. Andrade, Melo e Beskow (2013) encontraram 0,66 e 0,87 nas fases de calibração e validação em simulações realizadas na bacia hidrográfica do Ribeirão Jaguará, Minas Gerais, enquadrando o modelo como muito bom. Blainski et al. (2011) encontraram valores entre 0,78 a 0,94 para a calibração em simulação de cenários na bacia hidrográfica do Rio Araranguá, concluindo que o ajuste foi satisfatório. Perazzoli, Pinheiro e Kaufman (2012) encontraram o valor de 0,76 para a calibração de dados diários de vazão na simulação da produção de água na bacia hidrográfica de Concórdia, Santa Catarina, considerando um desempenho satisfatório do modelo. Lelis et al. (2012) obtiveram para a calibração e validação os valores de 0,997 e 0,85, respectivamente, considerando os resultados muito satisfatórios, apesar do valor do NSE ser menor na validação. Os resultados de Bossa et al. (2012) para os períodos de calibração e validação foram de 0,58 a 0,51, respectivamente, observando-se também redução do NSE no período referente à validação.

Green et al. (2006) ao simularem dois cenários de produção de água na bacia hidrográfica do rio Iowa, também verificaram redução no valor de R² durante a validação, encontrando durante a calibração com dados diários valores iguais a 0,7 em ambos os cenários, enquanto que para a validação os valores foram reduzidos para 0,4 e 0,3. Já Sloboda e Swayne (2013) encontraram bons valores para o R², 0,86, tanto para a calibração, como para a validação.

Mengistu e Sorteberg (2012) em simulações para a bacia hidrográfica do Nilo Oriental encontraram para o PBIAS valores que variaram entre -10,9 a 38 % durante a calibração e de -25 a 25% durante a validação, considerando os valores bons, exceto

para a subbacias de Abbay, pois os valores encontrados não foram satisfatórios ($\pm 20\% < \text{PBIAS} \leq \pm 40$). Shi et al. (2011) encontraram valores menores que $\pm 15\%$, sugerindo que o modelo simulou bem os componente do escoamento superficial.

Singh, Knapp e Demissie (2004) para o RMSE encontraram 0,60 e 0,69 para a calibração e validação, respectivamente, para dados diários de vazão, indicando um ajuste muito bom entre os dados observados e simulados. Mishra e Kar (2012) encontraram para o período de calibração 3,52 e para o período de validação 3,45 (ano 2000) e 2,24 (ano 2001) considerando os valores aceitáveis para a simulação da vazão.

Os valores de RSR são muito variáveis na literatura, Rathjens e Oppelt (2012), encontraram para calibração e validação os valores de 0,47 e 0,60, respectivamente, mostrando um ajuste inferior durante o período de validação, ao contrário de Ahmed, Farida e Javier (2011) que encontraram valores de 0,33 e 0,45, para os períodos de calibração e validação, respectivamente, com ajuste melhor dos dados durante a calibração.

A Figura 6.2 mostra que os valores de pico da vazão simulada foram levemente subestimados no período de fevereiro a maio, já no mês de junho, que corresponde à estação chuvosa os picos de vazão, ao contrário, foram levemente superestimados. Contudo a tendência global da produção de água simulada para o período foi bem representada pelo modelo. Já nos períodos de recessão pode-se observar um ajuste satisfatório por parte do SWAT, o que o torna eficiente na simulação de vazões mínimas, como verificado também por Andrade, Melo e Beskow (2013).

A validação do modelo foi realizada para o período de 08 de agosto a 31 de outubro de 2011. Durante a validação do modelo (Figura 6.3), percebe-se que os picos de vazão dos dados observados e simulados durante o período verificado não coincidiram, mas assim como para o período referente à calibração a simulação das vazões mínimas foi melhor.

Através dos resultados referentes aos critérios estatísticos, pode-se afirmar que o modelo é capaz de descrever os processos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu. Considerando o valor do PBIAS, -17,70% verifica-se que de uma maneira geral a vazão simulada foi superestimada, uma vez que o valor negativo da estatística indica a tendência de superestimação do modelo (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO,1999).

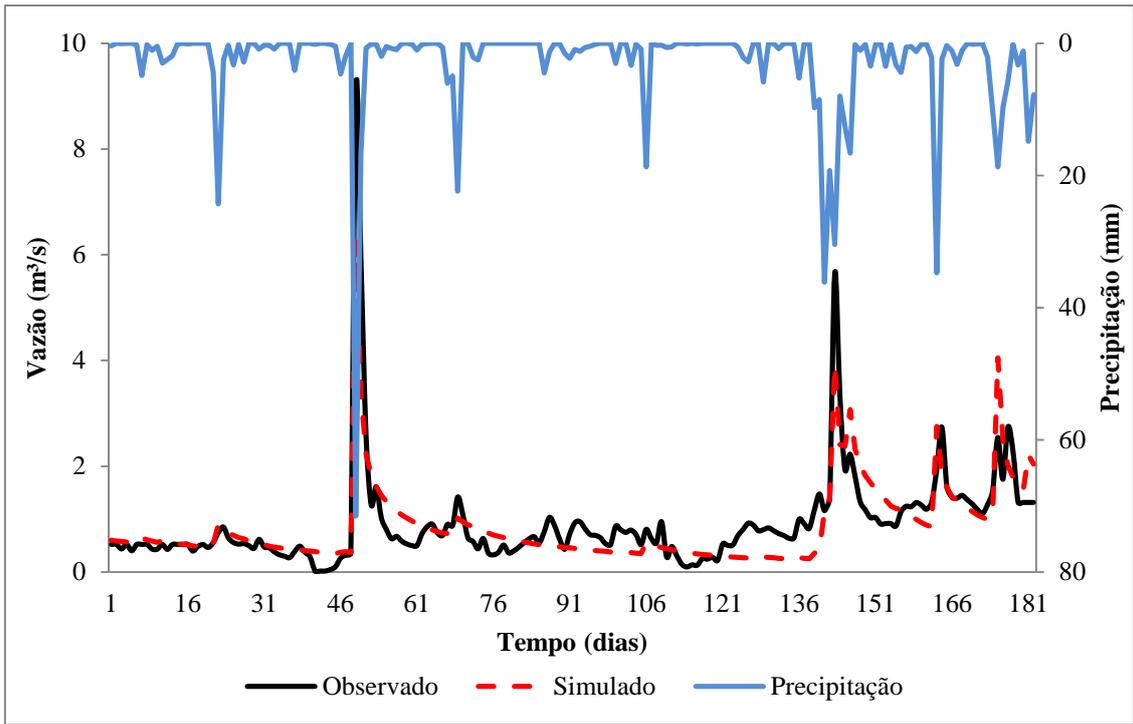


Figura 6.2: Hidrograma da vazão diária referente à calibração no período de janeiro a junho de 2012.

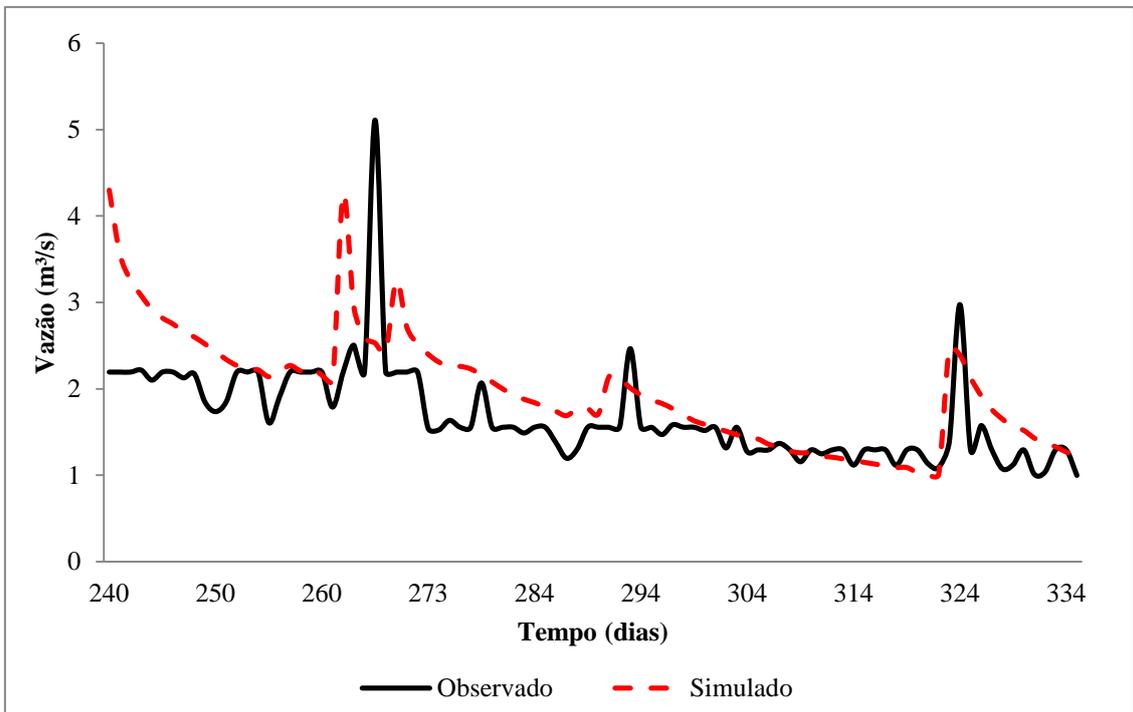


Figura 6.3: Hidrograma da vazão diária referente à validação no período de agosto a outubro de 2011

A medida do coeficiente de determinação foi reduzida para o período de validação (0,41), contudo a previsão pode ser considerada moderadamente satisfatória de acordo com o histórico de utilização do SWAT (CHANGBIM et al., 2010; GASSMAN et al, 2007). Vale ressaltar, que o R^2 não é sensível a diferenças aditivas e proporcionais entre as simulações e observações (HARMEL e SMITH, 2007).

Lagates e McCabe (1999) apontam que medidas de correlação são inadequadas e não devem ser utilizadas como critério de bom ajuste das simulações do modelo, pois muitas vezes correlações elevadas podem ser alcançadas por modelos medíocres ou pobres.

6.6. CONCLUSÃO

A ferramenta de análise de sensibilidade permitiu identificar quais os parâmetros mais importantes nos processos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, reduzindo a quantidade de parâmetros do modelo a serem calibrados. A análise de sensibilidade permite ainda que os parâmetros identificados como mais importantes sejam objeto de estudos futuros para determinação de suas medidas. Contudo, ressalta-se que, os resultados da análise de sensibilidade dependem do período considerado para a simulação especialmente para períodos curtos (GRIESNVEN et al., 2006).

Durante o procedimento de calibração foi alcançado um bom ajuste do modelo entre os dados observados e simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, com os valores das medidas estatísticas de desempenho do modelo consideradas muito boas a satisfatórias.

O desempenho do modelo durante o período de validação indica que o conjunto de parâmetros determinados durante a calibração é adequado para a representação dos processos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, apesar das estatísticas da validação ficaram piores que no período de calibração, o que pode ter contribuído para este fato é o pequeno tamanho da amostra de dados observados de vazão. Dessa forma, percebe-se que os dados de entrada fornecidos são essenciais para um bom ajuste entre os dados observados e simulados. O conjunto de parâmetros determinados pode ser utilizado para simulação e avaliação de cenários alternativos.

6.7.REFERÊNCIAS

ABRAHAM, L.Z., ROEHRIG, J., CHEKOL, D.A. Calibration and Validation of SWAT Hydrologic Model for Meki Watershed, Ethiopia, CONFERENCE ON INTERNATIONAL AGRICULTURAL RESEARCH FOR DEVELOPMENT, University of Kassel-Witzenhausen and University of Gottingen, October 9-11, 2007, 5pp.

ABU EL-NASR, A. et al. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 573-587, 2005.

AHL, R. S.; WOODS, S. W.; ZUURING, H. R. Hydrologic calibration and validation of SWAT in a snow-dominated rocky mountain watershed, Montana, U.S.A. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, v. 44, n.6, p. 1411-1430, 2008.

AHMED, S.; FARIDA, D.; JAVIER, B. Application of the SWAT Model to a Sprinkler-Irrigated Watershed in the Middle Ebro River Basin of Spain. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE – CONFERENCE PROCEEDINGS. June 15-17, 2011 (Proceedings).

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**, v.17, p.69-76, 2013.

ASCE, American Society of Civil Engineers. Criteria for Evaluation of Watershed Models. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 119, n. 3, p. 429-442, 1993.

BENAMAN, J.; SHOEMAKER, C.; HAITH, D. Calibration and Validation of Soil and Water Assessment Tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 10, n.5, p. 363-374, 2005.

BLAINSKI, E. et al. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Agropecuária Catarinense**, v.24, n.1, p. 65-70, 2011.

BOSSA, A. Y. et al. Modeling the effects of crop patterns and management scenarios on N and P loads to surface water and groundwater in a semi-humid catchment (West Africa). **Agricultural Water Management**, v. 115, p. 20-37, 2012.

EL-NASR, A. A. et al. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 573-587, 2005.

ECKHARDT, K., ARNOLD, J. G. Automatic calibration of a distributed catchment model. **Journal of Hydrology**, v. 251, p. 103-109, 2001.

ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H.G. Automatic model calibration. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 651–658, 2005.

FERRANT, S. et al. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. **Journal of Hydrology**, v. 406, p. 1-15, 2011.

FEYEN L. et al. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 4, n. 1, p. 47-63, 2000.

- FEYEREISEN, G. W. et al. Evaluation of swat manual calibration and input parameter sensitivity in the little river watershed. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 3, p. 843-855, 2007.
- GALVÁN, L. et al. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. **Journal of Hydrology**, v. 377, p. 445-454, 2009.
- GASSMAN, P. W. et al. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.
- GREEN, C. H. et al. Hydrologic evaluation of the soil and water assessment tool for a large tile-drained watershed in Iowa. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 49, n. 2, p. 413-422, 2006.
- GREEN, C. H.; van GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, p. 422-434, 2008.
- van GRIENSVEN, A.; W. BAUWENS. 2003. Multiobjective autocalibration for semidistributed water quality models. **Water Resources Research**, v. 39, n. 12, p. 1348, 2003.
- van GRIENSVEN, A. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. 2005. Disponível em <http://biomath.ugent.be/~ann/swathttp://biomath.ugent.be/~ann/swat_manuals/SWAT2005_manual_sens_cal_unc.pdf. Acessado em 29 de outubro de 2012.
- van GRIENSVEN, A. et al. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, p.10-23, 2006.
- van GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T. A global and efficient multi-objective auto-calibration and uncertainty estimation method for water quality catchment models. **Journal of Hydroinformatics**, v. 09.4, 2007.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S; YAPO, P. O. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. **Water Resources Research**, v. 34, n. 4, p.751-763, 1998.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.
- HAMBY, D. M. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 32, p. 135-154, 1994.
- HARMEL, R. D; SMITH, P. K. Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modeling. **Journal of Hydrology**, v. 337, p. 326-336, 2007
- HOLVOET, K. et al. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p. 518-526, 2005.

- LEGATES, D. R.; McCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Resources**, v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.
- LELIS, T. A. et al. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 623-634, 2012.
- LENHART, T. et al. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 27, n. 9-10, p. 645-654, 2002.
- LIEW, M. W. et al. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watershed. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.
- LIEW, M.W. Van; ARNOLD, J. G.; BOSCH, D. D. Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 48, n. 3, p. 1025-1040, 2005.
- LOAGUE, K.; GREEN, R. E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. **Journal Contaminant Hydrology**, v. 7, p. 51-73, 1991.
- LUO, Y. et al. Assessment of crop growth and soil water modules in SWAT2000 using extensive field experiment data in an irrigation district of the Yellow River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 352, p. 139-156, 2008.
- MAUSBACH, M. J.; DEDRICK, A. R. The length we go: Measuring environmental benefits of conservation practices. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 59, p. 96-103, 2004.
- MCKAY, M.D., BECKMAN, R.J., CONOVER, W.J., A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. **Technometrics**, v. 21, n. 2, p. 239-245, 1979.
- MENGISTU, D. T.; SORTEBERG, A. Sensitivity of SWAT simulated streamflow to climatic changes within the Eastern Nile River basin. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 391-407, 2012.
- MISHRA, A.; KAR, S. Modeling hydrologic processes and NPS pollution in a small watershed in subhumid subtropics using SWAT. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, p. 445-454, 2012.
- MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MORRIS, M.D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. **Technometrics**, v. 33, n. 2, p. 161-174, 1991.
- NASH, J. E. E SUTCLIFFE, J. V. River Flow Forecasting Through Conceptual Model Part 1 – A Discussion of Principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT) User's Manual**, Version 2000, Grassland Soil and Water Research Laboratory, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Texas Water Resources Institute, Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 2002, 472pp.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation**. Version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS of USDA, 2004. 541p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 494p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.

PARAJULI, P. B. Assessing sensitivity of hydrologic responses to climate change from forested watershed in Mississippi, **Hydrological Processes**, v. 24, p. 3785-3797, 2010.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Assessing the impact of climate change scenarios on water resources in southern Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, 2012. DOI:10.1080/02626667.2012.742195.

PISINARAS, V. et al. Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). **Desalination**, v. 250, p. 274-286, 2010.

RAMANARAYANAN, T. S. et al. **Using APEX to Identify Alternative Practices for Animal Waste Management: Part II**. ASAE International Meeting, Minneapolis, MN. Paper No. 97-2209, pp. Paper No. 97-2209, 1997.

RASOLOMANANA, S. D.; LESSARD, P.; VANROLLEGHEM, P. A. Single-objective vs. multi-objective autocalibration in modelling total suspended solids and phosphorus in a small agricultural watershed with SWAT. **Water Science and Technology**, v. 65.4, 2012.

RATHJENS, H.; OPPELT, N. SWAT model calibration of a grid-based setup. **Advances in Geosciences**, v. 32, p. 55-61, 2012.

ROMANOWICZ, A. A. et al. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. **Ecological Modelling**, v. 187, p. 27-39, 2005.

SANTHI, C. et al. Validation of the swat model on a large river basin with point and nonpoint sources. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.

SHI, P. et al. Evaluating the swat model for hydrological modeling in the Xixian watershed and a comparison with the XAJ Model. **Water Resource Manage**, v. 25, p. 2595-2612, 2011

SINGH, J.; KNAPP, H. V.; DEMISSIE, M. **Hydrologic modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT**. Illinois Department of Natural Resources and the

Illinois State Geological Survey. Illinois State Water Survey Contract Report 2004-08. Disponível em < <http://www.isws.illinois.edu/pubdoc/CR/ISWSCR2004-08.pdf>> Acessado em 14 de novembro de 2012.

SLOBODA, M; SWAYNE, D. A. Autocalibration experiments using machine learning and high performance computing. **Environmental Modelling & Software**, v. 40, p. 302-315, 2013.

VEITH, T.L., GHEBREMICHAEL, L.T. How to: applying and interpreting the SWAT Auto-calibration tools. In: FIFTH INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE PROCEEDINGS. August 5-7, 2009 (Proceedings).

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**, v. 53, n. 3, p. 1477-1486, 2010.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 6, p. 915-925, 2011.

WILLIAMS, J.; ARNOLD, J. A system of hydrologic models. Water-Resources Investigations Report 93-4018, U.S. Geological Survey, Reston, 1993.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, J. M. **Arcswat 2.3.4 interface for SWAT2005**: User's guide. Blackland Research Center: Texas Agricultural Experiment Station. 2009, 465 p.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Results of an intercomparison of models of snowmelt runoff. Modelling Snowmelt-Induced Processes. (Proceedings of the Budapest Symposium, July 1986). IAHS Publ. n. 155, 1986.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; BOSCH, D. Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. **Journal of Hydrology**, v. 374, p.307-317, 2009.

CAPÍTULO 7

MODELAGEM HIDROLÓGICA DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU

RESUMO

Os modelos hidrológicos permitem prever quando e como a água estará presente em uma bacia hidrográfica, simulando os processos hidrológicos e a dinâmica dos nutrientes. O modelo SWAT é uma ferramenta útil para subsidiar a gestão e o manejo de uma bacia hidrográfica, permitindo prever a produção de água, sedimentos e nutrientes, de forma a identificar fontes de poluição difusas. Este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da dinâmica dos nutrientes nitrogênio e fósforo para as atividades agrícolas em nível de subbacia com passo de tempo mensal na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu. Para tanto foram realizados os procedimentos de análise de sensibilidade, calibração e validação para a vazão e os nutrientes. O desempenho do modelo avaliado através de critérios estatísticos, foi satisfatório. Observa-se que as principais subbacias produtoras de sedimentos e nutrientes possuem mais de 40% de suas respectivas áreas ocupadas por pastagens e as classes de solo predominantes são Argissolos Vermelho Amarelo e Gleissolos. Estas subbacias correspondem a 30% da bacia hidrográfica estudada e foram produzidos 65% dos sedimentos, 84 % do nitrogênio total, 93 % do fosfato e 86% do fósforo total.

Palavras-chave: SWAT, produção de água, sedimentos, nutrientes.

HYDROLOGICAL MODELING OF WATER QUALITY IN THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM-AÇU RIVER

ABSTRACT

Hydrological models can be used to predict the behavior of water in a hydrographic basin, simulating hydrological processes as well as the dynamics of nutrients. The SWAT model is a valuable tool for use in the planning and management of a hydrographic basin, enabling prediction of the production of water, sediments, and nutrients, as well as identifying diffuse sources of pollution. The objective here was to evaluate spatial and temporal variability in the dynamics of the nutrients nitrogen and phosphorus, which are used in agricultural activities, at sub-basin level on a monthly basis, in the hydrographic basin of the Poxim-Açu River. The model was analyzed to establish its sensitivity and calibration, and was validated in terms of the flow of the river and nutrient concentrations. The statistical criteria indicated that the performance of the model was satisfactory. In the main sub-basins that produced sediments and nutrients, more than 40% of the land area was occupied by pasture, and the predominant soils were Red-Yellow Argisols and Gleysols. These sub-basins corresponded to 30% of the overall hydrographic basin, and produced 65% of the sediments, 84% of the total nitrogen, 93% of the phosphate, and 86% of the total phosphorus.

Keywords: SWAT, water production, sediments, nutrients.

7.1. INTRODUÇÃO

A água é o elemento estruturante de uma civilização sendo essencial para o equilíbrio dos ecossistemas e desenvolvimento da maioria das atividades humanas. Contudo, a água nem sempre está presente no local e momento adequado, e em muitas regiões, a exemplo do nordeste do Brasil, ocorrem situações de déficit hídrico.

A fim de prever quando e como a água estará presente em uma bacia hidrográfica é necessário a realização de estudos para conhecer a dinâmica dos processos hidrológicos, que também fornecem subsídios para o seu planejamento e gestão, permitindo identificar e quantificar a presença deste recurso e sua alocação para os usos múltiplos a que se destina.

Contudo a preocupação mundial com a escassez de água, não só em quantidade, mas também em qualidade, tem aumentado cada vez mais nos últimos anos. Essa escassez, mesmo em regiões que possuem grandes mananciais, muitas vezes decorre da gestão e manejo inadequados dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica (SILVA, 2006). Essa preocupação torna-se um fator crítico em ambientes quentes e úmidos onde as pessoas necessitam de mais água que em áreas temperadas, além disso, a qualidade da água pode se deteriorar durante eventos como secas, enchentes e chuvas (LUCERO; GUNN; SCARBOROUGH, 2011).

Entretanto, cada vez se torna mais difícil encontrar mananciais que possam atender aos diferentes usos, em virtude da degradação da qualidade da água. Diariamente no Brasil são lançadas nos rios toneladas de esgoto doméstico sem tratamento, efluentes industriais, resíduos de atividades agropecuárias, além da disposição inadequada dos resíduos sólidos. Soma-se a isto, a perda da vegetação ciliar e o desmatamento, que favorecem a erosão e o assoreamento, comprometendo tanto a qualidade, quanto a quantidade da água, agravando problemas como o da escassez hídrica.

O escoamento superficial, especialmente após chuvas intensas, é um importante meio de transporte para fontes de poluição difusas (ABBASPOUR et al., 2007) deteriorando a qualidade da água dos mananciais. O uso e ocupação do solo estão diretamente relacionados com o tipo de substâncias carregadas pelo escoamento superficial. Assim em uma área dominada por atividades agrícolas, as fontes poluentes

presentes no escoamento superficial serão predominantemente nutrientes, sedimentos e agroquímicos.

O escoamento superficial de áreas cultivadas e de efluentes domésticos de áreas sem saneamento representam as principais fontes de poluição difusa (JUDOVA e JANSKY, 2005). Estas fontes são de difícil controle, pois há dificuldade de relacioná-las com sua origem. Os principais problemas ambientais encontrados nas bacias hidrográficas agrícolas são gerados por fontes de poluição difusa, para localizá-las muitos gestores aplicam modelos distribuídos de bacias hidrográficas (BALTOKOSKI et al., 2010; WHITE et al., 2010).

Em áreas com predominância de atividades agrícolas os modelos hidrológicos e de qualidade de água de bacias hidrográficas fornecem uma maneira prática e eficiente de conhecer os impactos ocasionados pelas mudanças do uso do solo sobre a poluição pelo nitrogênio e fósforo.

O controle da poluição difusa depende da capacidade de identificar de maneira adequada áreas críticas de origem (CSAs – critical source areas) de poluição. Estas áreas são pequenos trechos da bacia hidrográfica que contribuem de maneira desproporcionalmente alta com a carga de poluentes nas proximidades dos corpos hídricos, isto porque representam uma sobreposição de áreas poluentes com áreas propensas a gerar grandes volumes de escoamento e erosão. A identificação dessas áreas é fundamental para a minimização da poluição (GHEBREMICHAEL; VEITH; HAMLETT, 2013).

Para tanto, modelos hidrológicos podem simular múltiplos cenários de manejo de bacias hidrográficas, de forma a subsidiar os gestores na tomada de decisão, levando a redução da perda de nitrogênio e fósforo em áreas agrícolas, pois esses modelos são ferramentas de baixo custo que podem identificar os cenários de manejo de bacias hidrográficas para a redução do transporte de nutrientes (GREEN e van GRIENSVEN, 2008).

O SWAT 2005 é uma ferramenta útil para auxiliar a gestão dos recursos hídricos na avaliação da disponibilidade hídrica e poluição de fontes não-pontuais em grandes bacias hidrográficas, pois permite a simulação, análise e quantificação do transporte de sedimentos e nutrientes presentes nos processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica. Vários trabalhos foram realizados com este intuito (BOSSA et al., 2012).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da dinâmica dos nutrientes nitrogênio e fósforo para as atividades agrícolas em nível de subbacia com passo de tempo mensal na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, para isso deve-se: i. realizar a análise de sensibilidade; ii. calibrar o modelo SWAT para o processo hidrológico e nutrientes no passo de tempo mensal; iii. avaliar a variabilidade da produção de água, sedimentos e nutrientes.

7.2. NUTRIENTES

Em uma bacia hidrográfica ocorre naturalmente o transporte de nutrientes através do intemperismo natural das rochas e solos aliado aos processos erosivos. Uma grande preocupação atualmente se refere ao aumento das concentrações de elementos como nitrogênio e fósforo em rios e reservatórios, pois cargas excessivas desses elementos podem provocar ou mesmo acelerar o processo de eutrofização. A eutrofização é um desequilíbrio que ocorre em rios e lagos que recebem efluentes sanitários, como também escoamentos superficiais de agroecossistemas, devido à presença de fertilizantes. A seguir são apresentadas as principais formas de nitrogênio e fósforo simuladas pelo modelo SWAT de acordo com NEISTCH et al. (2011).

Os nutrientes podem ser introduzidos para o canal principal e transportados à jusante através do escoamento superficial e subsuperficial. O nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrogênio orgânico (N_{org}), fósforo solúvel (P_{sol}) e fósforo orgânico (P_{org}) além de serem utilizados pelas plantas, podem ser removidos do solo através da água.

As principais formas de nitrogênio no solo são nitrogênio orgânico associado ao húmus, nitrogênio mineral preso aos colóides, e nitrogênio mineral em solução. O nitrogênio pode ser adicionado ao solo por fertilização, fixação simbiótica e não-simbiótica por bactérias e chuva. Sua remoção do solo pode ocorrer por absorção pelas plantas, lixiviação, desnitrificação, volatilização e erosão.

O SWAT monitora cinco formas de nitrogênio no solo (Figura 7.1). Duas formas inorgânicas, nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) e três formas orgânicas, nitrogênio orgânico recente associado a resíduos de plantas e biomassas, nitrogênio orgânico estável e ativo, associadas ao húmus. Os processos do ciclo de nitrogênio simulados são: mineralização decomposição, nitrificação, volatilização da amônia,

denitrificação, nitrogênio na chuva, fixação, movimento ascendente na água e lixiviação.

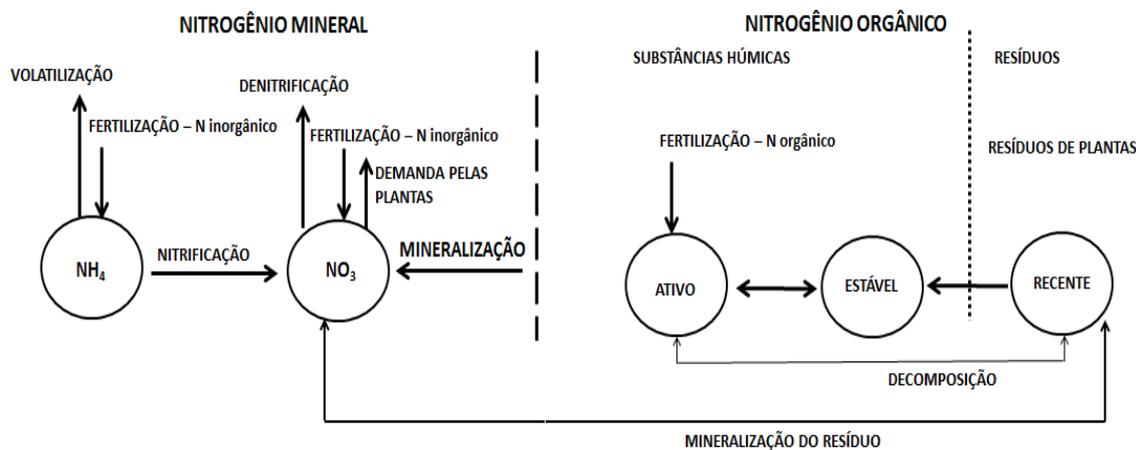


Figura 7.1: Formas e processos do nitrogênio simulados pelo SWAT (Fonte: Neitsch et al., 2011)

O NO_3-N pode ser transportado com o escoamento superficial, fluxo lateral e percolação. A quantidade de NO_3-N removida do solo com a água é determinada pelo produto do volume de água e a concentração do nitrato, obtendo-se assim a massa de N_{org} perdida pela camada do solo.

O N_{org} aderido às partículas do solo pode ser transportado por escoamento superficial para o canal principal e está associado com a carga de sedimento da HRU, dessa forma mudanças na carga dos sedimentos afetará a carga de nitrogênio orgânico. A perda de N_{org} através do escoamento superficial é baseada na concentração do N_{org} na camada superior do solo, na produção de sedimento e na razão de enriquecimento, que é a concentração do N_{org} no sedimento dividida pela concentração do no N_{org} solo.

A carga de sedimento é enriquecida de partículas de argila e o N_{org} no solo está ligado principalmente às partículas de argila coloidal, assim a carga de sedimentos irá conter uma maior concentração de N_{org} do que a encontrada na camada superficial do solo. A razão de enriquecimento é definida como a razão entre a concentração dos compostos de N_{org} transportados e sua concentração na camada superior do solo.

Na água, o SWAT simula a transformação gradual do nitrogênio orgânico para amônia, nitrito e finalmente nitrato. O N_{org} também pode ser removido da corrente por decantação e sua quantidade pode ser aumentada pela conversão do nitrogênio da

biomassa das algas e reduzida pela sua conversão em NH_4^+ ou sua fixação nos sedimentos.

A quantidade de NH_4^+ no rio pode ser aumentada pela mineralização do N_{org} e sua difusão a partir dos sedimentos do leito dos rios. Por outro lado, a concentração de NH_4^+ pode diminuir quando ocorre sua conversão em NO_2^- ou absorção pelas algas.

A quantidade de NO_2^- nos corpos d'água é geralmente muito pequena e sua concentração pode ser aumentada pela conversão do NH_4^+ e reduzida por sua conversão a NO_3^- . A conversão de NO_2^- a NO_3^- ocorre mais rapidamente que a conversão de NH_4^+ a NO_2^- , por isso sua quantidade nos rios é muito baixa. A quantidade de NO_3^- na água pode ser aumentada pela oxidação do nitrito e reduzida quando ocorre sua absorção por parte das algas.

O SWAT monitora seis formas de fósforo no solo (Figura 7.2). As formas minerais de fósforo inorgânico são em solução, ativo e estável, enquanto que as formas orgânicas são a recente, associada a resíduos de colheitas e biomassa, e a ativa e estável, associada com o húmus do solo. Os processos relacionados ao ciclo do fósforo simulados são: mineralização, decomposição, imobilização, adsorção de fósforo inorgânico e lixiviação.

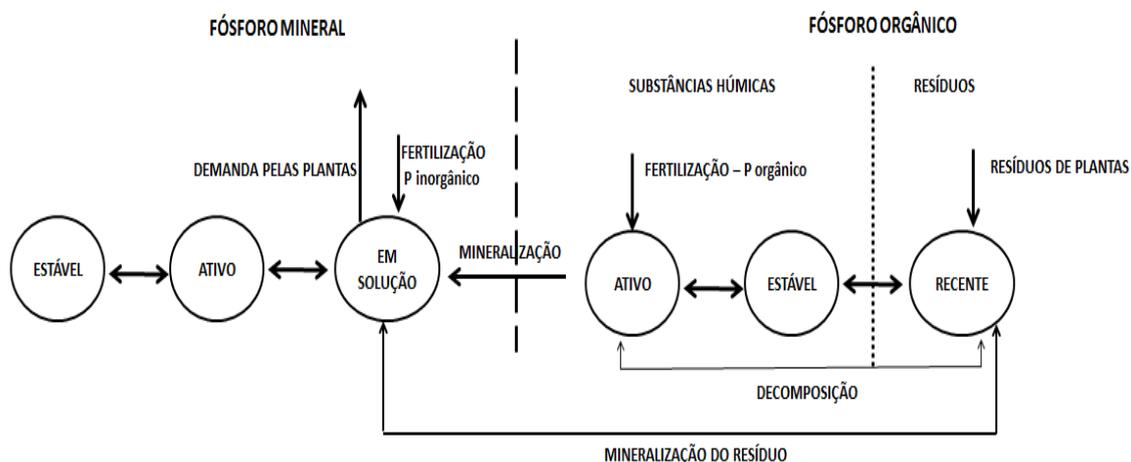


Figura 7.2: Formas e processos do fósforo simulados pelo SWAT (Fonte: Neitsch et al., 2011)

O principal mecanismo de movimento de fósforo no solo é por difusão, ou seja, migração dos íons através de pequenas distâncias (1 a 2 mm) na solução do solo, devido ao gradiente de concentração. Devido à baixa mobilidade do fósforo em solução, a interação entre esse elemento e o escoamento superficial ocorre apenas na camada superior do solo (10 mm).

O fósforo orgânico e mineral ligados às partículas do solo e podem ser transportados por escoamento superficial para o canal principal da rede de drenagem, e estão associados com a carga de sedimento das HRUs, mudanças na carga dos sedimentos afetará as cargas das formas de fósforo.

A razão de enriquecimento é definida como a razão da concentração do fósforo transportado com o sedimento e a concentração do fósforo na camada superficial do solo. A quantidade de P_{sol} removida através do escoamento é determinada através da concentração da solução de fósforo na camada superior do solo, o volume do escoamento e o fator de particionamento. O transporte de sedimento de fósforo é simulado de maneira semelhante ao N_{org} .

Na água, o SWAT simula o ciclo do fósforo de modo similar ao do nitrogênio. Com a morte de algas o fósforo presente em sua constituição é transformado em fósforo orgânico, este é mineralizado à fósforo solúvel que fica disponível para a absorção pelas algas. O fósforo orgânico também pode ser removido da corrente por decantação.

A quantidade de fósforo orgânico na corrente pode ser aumentada pela conversão do fósforo da biomassa algal para fósforo orgânico. A concentração do fósforo orgânico no rio pode ser reduzida pela conversão do fósforo orgânico para fósforo inorgânico solúvel ou deposição do fósforo orgânico com o sedimento.

A quantidade de fósforo inorgânico solúvel na corrente pode ser aumentada pela mineralização do P_{org} e difusão do fósforo inorgânico dos sedimentos do leito dos rios. A concentração do fósforo solúvel pode ser reduzida por sua adsorção pelas algas.

As transformações dos nutrientes na corrente são controladas pelo componente da qualidade da água no fluxo do modelo. A cinética no fluxo utilizada no SWAT para a rotina dos nutrientes foi adaptada do QUAL2E. A simulação dos nutrientes ocorre de duas maneiras: dissolvidos e adsorvidos. Os nutrientes dissolvidos na água são transportados através da corrente. Já os nutrientes adsorvidos nas partículas dos sedimentos são depositados no leito do canal.

O SWAT2005 realiza a simulação dos nutrientes sem considerar os processos de transformações ocorridas no rio ou considerando tais transformações. Neste trabalho foram simulados o nitrogênio total, o fósforo total e o fósforo mineral.

7.3. MATERIAL E MÉTODOS

7.3.1. COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS DE ÁGUA

O monitoramento foi realizado em campanhas mensais de amostragem, no período de fevereiro de 2011 a março de 2012, no exutório da bacia hidrográfica delineada. Antes da amostragem os recipientes de coleta foram lavados duas a três vezes com a água a ser amostrada. Em seguida as amostras foram encaminhadas para o laboratório de Química Ambiental da Universidade Federal de Sergipe para posterior análise. Todos os procedimentos de coleta, conservação e análise dos parâmetros obedeceram às metodologias descritas em APHA (2005).

O nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio total foram determinados através da cromatografia de íons. Já o fosfato e o fósforo total foram determinados pelos métodos do ácido ascórbico e digestão com persulfato e método do ácido ascórbico, respectivamente. A determinação das cargas de nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato foram estimadas como produto do volume de água e suas concentrações médias (HESSE; KRYSANOVA; VOß, 2012).

7.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE, CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

A análise de sensibilidade fornece uma ideia sobre quais os parâmetros que mais contribuem para a variância das saídas do modelo devido à variabilidade das entradas (HOLVOET et al., 2005). Em outras palavras, a análise de sensibilidade permite determinar quais os parâmetros de saída do modelo são mais influentes às variações dos parâmetros de entrada. Assim é possível reduzir o número de parâmetros a serem estudados, pois os menos sensíveis podem ser eliminados do processo de calibração, usando o Hipercubo Latino e Um-fator-Por-Vez (Latin Hypercube One-factor-AT-a-Time – a LH-OAT) (VAN GRIENSVEN, 2005; VAN GRIENSVEN et al., 2006).

Modelos hidrológicos como o SWAT possuem um grande número de parâmetros de entrada e para ajustá-los às saídas obtidas é necessário realizar o procedimento de calibração. Assim a calibração é o processo em que os dados simulados devem se aproximar o máximo dos dados observados.

A calibração manual do modelo consiste em alterar-se manualmente um parâmetro (previamente selecionados pela análise de sensibilidade) por vez e executando o modelo em seguida para verificar as modificações nas variáveis de saída.

O ajuste entre os dados observados e simulados é avaliado através de comparação visual e estatística, para determinar a qualidade e confiabilidade entre os dados simulados e observados. Inicialmente o processo hidrológico foi calibrado seguido pelos nutrientes (NEITSCH et al., 2011).

A comparação visual fornece uma comparação dos dados medidos e simulados, sendo a primeira visão geral do desempenho do modelo (ASCE, 1993), dessa forma, foi realizada a interpretação dos hidrogramas, concentrando-se inicialmente nos picos de vazão e em seguida no fluxo de base.

Os descritores estatísticos utilizados foram o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), o coeficiente de determinação (R^2), o percentual de tendência (PBIAS), a raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), e o erro padrão médio normalizado (RSR), sendo que suas expressões matemáticas (Eq. 7.1, 7.2, 7.3, 7.4 e 7.5) são indicadas a seguir respectivamente:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (7.1)$$

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S}))^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2} \quad (7.2)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \quad (7.3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}} \quad (7.4)$$

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)^2} \right]} \quad (7.5)$$

Em que: i - sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n - número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i - dados observados; S_i - dados simulados; \bar{O} - média dos dados observados.

Apesar de não existir um padrão para o intervalo destas medidas estatísticas de comparação que estabeleça quando o desempenho do modelo é considerado aceitável (LOAGUE e GREEN, 1991), com base em revisão da literatura foram adotados os intervalos para os descritores estatísticos (Tabela 7.1).

Tabela 7.1: Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações

Estatística	Valor	Classificação do desempenho	Referência
NSE	$0,75 < NSE \leq 1,00$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,65 < NSE \leq 0,75$	Bom	Boskidis et al., 2012
	$0,50 < NSE \leq 0,65$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
	$0,4 < NSE \leq 0,50$	Aceitável	Green et al, 2006
	$NSE \leq 0,4$	Insatisfatório	
R^2	$R^2 > 0,5$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
PBIAS (vazão)	$PBIAS < \pm 10$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	Bom	
	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	Satisfatório	
	$PBIAS \geq \pm 25$	Insatisfatório	
PBIAS (nutrientes)	$PBIAS < \pm 25$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$\pm 25 \leq PBIAS < \pm 40$	Bom	
	$\pm 40 \leq PBIAS < \pm 70$	Satisfatório	
	$PBIAS \geq \pm 70$	Insatisfatório	
RMSE	Valor abaixo da metade do desvio padrão	Satisfatório	Singh, Knapp e Demissie, 2004
RSR	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,50 < RSR \leq 0,60$	Bom	
	$0,60 < RSR \leq 0,70$	Satisfatório	
	$RSR > 0,70$	Insatisfatório	

Todos os dados simulados foram obtidos no arquivo watout (.dat arquivo de saída). Os dados observados de vazão foram comparados com os dados de vazão simulados para a calibração e validação mensal a partir da saída do modelo FLOW. Os dados observados de nitrogênio total (Nt) foram comparados com o somatório dos dados simulados das saídas do modelo ORGNmg.L⁻¹, NO₃mgL⁻¹, NH₃mgL⁻¹ e NO₂ mg.L⁻¹. Os dados observados de fósforo total foram comparados com o somatório dos

dados simulados das saídas do modelo ORGPmgL⁻¹ e MINPmgL⁻¹. O fosfato (P-PO₄³⁻) foi comparado diretamente com o MINPmgL⁻¹.

O nitrogênio total foi determinado a partir da soma das formas mineral e orgânica, já o fósforo total foi calculado pela soma do fósforo mineral e orgânico (LAM; SCHMALZ; FOHRER, 2011).

Após a calibração, foi realizado o processo de validação, onde o modelo foi executado com o conjunto de parâmetros de entrada definidos durante a calibração, sem nenhuma modificação nos mesmos, posteriormente os dados simulados são comparados com os dados observados (SANTHI et al., 2001) com base na comparação visual e nos descritores estatísticos, a fim de verificar se o seu desempenho é satisfatório. Ressalta-se que, o modelo é executado para um período diferente do período utilizado na calibração. Nesse sentido, a calibração foi realizada para o período de janeiro a junho de 2012, e a validação de julho a dezembro de 2011.

7.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ferramenta análise de sensibilidade avaliou os parâmetros de sensibilidade calculando os valores médios da diferença entre os valores de saídas da função objetivo simulados antes e após a mudança do valor do parâmetro (GHEBREMICHAEL; VEITH; WATZIN, 2010).

A simulação inicial do modelo para a análise de sensibilidade da vazão e nutrientes foi realizada com valores padrões para os parâmetros selecionados. A análise de sensibilidade, com o passo tempo mensal, foi realizada para o período de 1991 a 2012. Os parâmetros mais importantes de acordo com a análise de sensibilidade para a vazão e nutrientes estão na Tabela 7.2.

Tabela 7.2: Parâmetros e intervalos dos parâmetros mais sensíveis na análise de sensibilidade (em ordem alfabética)

Parâmetro	Descrição	Unidade	Default SWAT	Intervalo Manual		Processo
				Mínimo	Máximo	
ALPHA_BF	Fator de escoamento de base, taxa na qual a água subterrânea retorna ao rio	dia	0,048	0	1	Fluxo subterrâneo
BIOMIX	Eficiência de mixagem biológica do solo	–	0,2	0	10	Solo
CANMX	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo.	mm	0	0	10	Escoamento superficial
CN2	Valor da curva número para a condição de umidade II	%	55-77	-25	+25	Escoamento superficial
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo		0	0	1	Evaporação
GW_DELAY	Período de tempo que a água se move da camada de solo mais profunda até o aquífero superficial	dia	31	0	100	Fluxo subterrâneo
GW_REVAP	Coefficiente de escoamento (movimento) de água do aquífero superficial para zona insaturada		0,02	0	0,036	Fluxo subterrâneo
NPERCO	Coefficiente de percolação do nitrogênio		0,2	0	1	Nutrientes
PHOSKD	Coefficiente de partição do fósforo no solo		175	100	200	Nutrientes
PPERCO	Coefficiente de percolação do fósforo		10	10	17,5	Nutrientes
SOL_AWC	Capacidade de água disponível na camada do solo	mm	vários	-25	+25	Solo
SOL_Z	Profundidade máxima da raiz no solo	H ₂ O mm ⁻¹	vários	-25	+25	Solo
SURLAG	Coefficiente de resposta do escoamento superficial	mm	4	0	10	Escoamento superficial

Os valores dos parâmetros modificados durante a calibração manual são indicados na Tabela 7.3. Os valores dos parâmetros foram variados a partir dos intervalos apresentados na Tabela 7.2. A calibração foi realizada mudando os valores dos parâmetros uma a uma, de acordo com a importância definida pela análise de sensibilidade e com o efeito sobre as saídas do modelo. A seguir o modelo foi executado de forma a atingir valores desejados nos critérios de avaliação do modelo, o procedimento é repetido até o ajuste adequado entre os valores medidos e simulados.

Observa-se que a partir da análise de sensibilidade muitos parâmetros hidrológicos são importantes, isto por que estes parâmetros são dominantes no controle de previsões da qualidade da água (GRIENSVEN et al., 2006). Assim Sol_AWC, CN e ESCO governam a resposta superficial da água (LIEW et al., 2007), enquanto que

ALPHA_BF, GW_DELAY e GW_REVAP governam a resposta da água subsuperficial (LIEW; ARNOLD; BOSCH, 2005; LIEW et al., 2007).

Tabela 7.3: Valores das modificações dos parâmetros dos modelos e finais no processo de calibração manual

Parâmetros	Mudança	Valor Final da calibração
ALPHA_BF	+0,95	0,998
BIOMIX	+0,80	1,0
CANMX	+ 2,00	2
CN2	*1,05	vários
ESCO	+0,95	0,95
GW_DELAY	Substituído por 75	75
GW_REVAP	Substituído por 0,03	0,03
NPERCO	+0,80	1,0
PHOSKD	Substituído por 100	100
PPERCO	+7,50	17,5
SOL_AWC	*1,10	vários
SOL_Z	*1,05	vários
SURLAG	Substituído por 1	1

A capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) é o volume de água que está disponível para as plantas se o solo estiver na capacidade de campo (LIEW et al., 2007), pode ser estimada determinando a quantidade de água liberada entre a capacidade de campo (conteúdo de água no potencial matricial do solo, -0,033 Mpa) e o ponto de murcha permanente (conteúdo de água no potencial matricial do solo de -1,5 Mpa) (NEITSCH et al., 2005). O valor deste parâmetro foi aumentado em 10% dos valores iniciais até os dados observados e simulados se aproximarem. A capacidade de água disponível tem uma relação inversa com os componentes do balanço hídrico. Altos valores do SOL_AWC significa alta capacidade do solo em manter, reduzindo a água disponível para o escoamento superficial e percolação e, conseqüentemente a produção de água (JAH et al., 2011; KANNAN et al., 2007).

A curva número foi ajustada para os diferentes usos da terra que incluem: cana-de-açúcar, floresta, mata ciliar, pastagem. A curva número é o parâmetro de balanço hídrico do solo que permite o modelo modificar a condição de umidade do solo para estimar o escoamento superficial (PARAJULI, 2010). Valores altos para a CN aumentam o escoamento superficial e reduzem o fluxo de base (JAH et al., 2011). O padrão dos valores da curva número (CN) definido pelo Manual do Serviço de Conservação do Solo (Soil Conservation Service – SCS), foram elevados em 5%, dessa

forma, houve aumento no escoamento superficial, além de refletir melhor a drenagem do solo (ABRAHAM; ROEHRIG; CHEKOL, 2007; BENAMAN; SHOEMAKE; HAITH, 2005). Dessa forma manteve-se a faixa de valores de calibração relatados na literatura (USDA-SCS, 1986; VEITH et al., 2010) limitando-se os valores iniciais inferiores e superiores a $\pm 5\%$.

O fator de compensação de evaporação do solo (ESCO) ajusta a distribuição da profundidade para a evaporação do solo considerando a ação da capilaridade, crostas e rachaduras, a redução do valor de ESCO permite às camadas inferiores do solo compensar o déficit hídrico nas camadas superiores, provocando maior evapotranspiração, reduzindo o escoamento superficial e o fluxo de base, reduzindo o teor de água no solo (GEBREMICAEL et al., 2013; JAH et al., 2011; LIEW et al., 2007). Este parâmetro foi ajustado em 0,95.

Ao valor padrão do ALPHA_BF foi adicionado +0,95. A calibração desse parâmetro permite um melhor ajuste do hidrograma (BOSKIDIS et al., 2012). De acordo com Neitsch et al. (2011) valores para este parâmetro entre 0,9 e 1,0 indicam solos com resposta rápida. A importância do parâmetro ALPHA_BF explica-se pelo fato de que as concentrações das variáveis de qualidade da água durante períodos de baixo fluxo são dependentes da estimativa da vazão, dessa forma, as concentrações podem ser mais elevadas em períodos de seca. Nesses períodos a vazão depende da contribuição da água subterrânea, que por sua vez tem forte dependência do parâmetro ALPHA_BF (GRIENSVEN et al., 2006).

Coeficiente de retorno de água do aquífero, GW_REVAP, controla a quantidade de água que se move a partir do aquífero raso (superficial) até a zona radicular, como resultado do esgotamento (depleção) da umidade do solo e a quantidade de captação direta de águas subterrâneas a partir de raízes profundas de árvores e arbustos (LIEW et al., 2007). A água se movimenta a partir do aquífero raso para a zona insaturada acima, em época de seca, a água da franja capilar que separa as zonas saturadas e insaturadas será evaporada e difundida para cima. A água da franja capilar é substituída pela água do aquífero. A água ainda pode ser retirada do aquífero pelas raízes profundas das plantas que são capazes de captar água diretamente do aquífero (NEITSCH et al., 2011).

GW_DELAY é o tempo de atraso para recarga do aquífero e representa o período de tempo necessário para que a água se mova da camada de solo mais profunda,

a zona radicular, e alcance o aquífero raso ou superficial (NEITSCH et al., 2011). O default do SWAT para esse parâmetro, 31, foi substituído por 75.

SURLAG governa a resposta da bacia hidrográfica (LIEW et al., 2007) e fornece um fator de armazenamento para bacias hidrográficas onde o escoamento superficial demora mais que um dia para alcançar o seu exutório (VEITH et al., 2010). O valor para este parâmetro foi alterado de 4 para 1, pois com a redução no SURLAG, mais água é mantida armazenada (PARAJULI, 2005). O atraso na liberação do escoamento superficial suavizará o hidrograma de vazão simulado. Contudo valores menores que 0,5 não são adequados para a liberação do escoamento superficial de uma subbacia do canal principal (LIEW et al., 2007).

O SOL_Z define a espessura da camada de solo, influencia o movimento da água no solo nos processos de redistribuição e evaporação da água do solo (ANDRADE; MELO; BESKOW, 2013). O aumento desta variável em 5% promoveu aumento no escoamento superficial.

O CANMX é o armazenamento máximo de água no dossel vegetativo e representa a quantidade máxima de água que pode ser armazenada no dossel das plantas, quando este é completamente desenvolvido. O dossel das plantas pode afetar significativamente, o escoamento superficial e a evapotranspiração. A interceptação pelo dossel reduz a energia erosiva das gotas de chuva e armazena parte da água (NEITSCH et al, 2004). Dessa forma, o foi aumentado para 2, permitindo uma maior quantidade de água armazenada no dossel em sua fase de desenvolvimento pleno.

Os parâmetros do modelo que foram ajustados para o processo de calibração do transporte de nutrientes incluem a eficiência de mixagem biológica (BIOMIX), o coeficiente de percolação do nitrogênio (NPERCO), o coeficiente de percolação do fósforo (PPERCO), e o coeficiente de particionamento de fósforo no solo (PHOSKD).

O parâmetro BIOMIX relaciona-se com o revolvimento biológico e consiste na redistribuição dos constituintes do solo como um resultado da atividade da biota do solo. Em sistemas onde os solos não são perturbados constantemente há um aumento do revolvimento biológico. O revolvimento biológico pode ocorrer a uma profundidade de até 300 mm, dependendo do tipo de solo (NEITSCH et al., 2011). O valor final do parâmetro (1,0) permite uma maior redistribuição de nutrientes no revolvimento biológico.

O coeficiente NPERCO controla a quantidade de nitrato removida da camada superficial no escoamento em relação à quantidade removida através da percolação, ou seja, determina a concentração do nitrato no escoamento superficial (CHU et al., 2004; GRIZZETTI; BOURAOUI; MARSILY, 2005; NIETSCH et al., 2011). Quando a concentração do nitrato se aproxima de 0 no escoamento superficial, o NPERCO tende a 0, já quando a concentração do nitrato no escoamento superficial é igual ao do percolado, NPERCO tende a 1 (NEITSCH et al., 2011).

O PHOSKD representa a taxa de concentração de fósforo solúvel na camada superficial do solo para a concentração no escoamento superficial. O valor deste parâmetro foi reduzido de 175 para 100, baixos valores de PHOSKD permitem mais fósforo no escoamento superficial, havendo aumento na suscetibilidade do escoamento do fósforo devido à sua estratificação no solo (DOLOGU; CHO; SCAVIA, 2012).

O PPERCO define a razão da quantidade de fósforo ligada ao sedimento de fósforo dissolvido na água do solo (CHU et al., 2004). Este parâmetro durante a calibração foi aumentado para 17,5, garantindo uma maior disponibilidade de fósforo.

O resultado da simulação da vazão foi comparado com os correspondentes dados medidos no exutório da bacia hidrográfica tanto para a calibração como para validação (Figura 7.3). Percebe-se que o hidrograma apresenta um bom ajuste entre os dados simulados e observados.

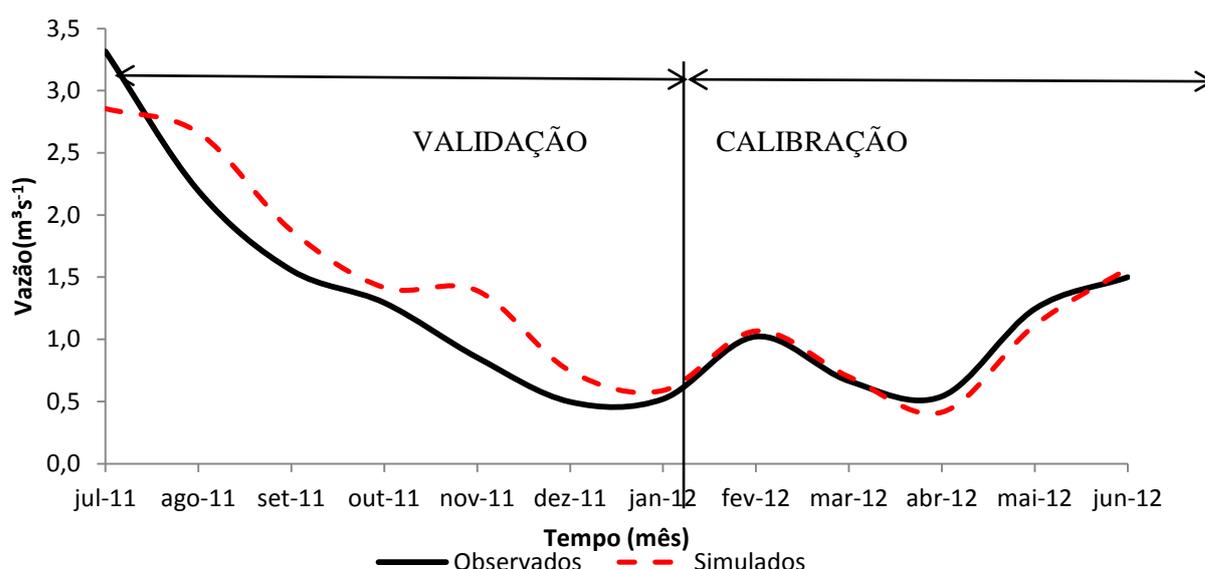


Figura 7.3: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a vazão referente ao período de julho de 2011 a junho de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

A produção total, média e desvio padrão dos dados observados e simulados no processo de calibração e validação são apresentados na Tabela 7.4, observando-se correspondência entre os dados observados e simulados.

Tabela 7.4: Descritores estatísticos da calibração da vazão mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).

Parâmetros estatísticos	Calibração		Validação	
	Medido	Simulado	Medido	Simulado
Total ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	5,49	5,45	9,71	10,95
Média ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,92	0,91	1,62	1,82
Desvio padrão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,41	0,42	1,02	0,81

Os descritores estatísticos referentes à avaliação de desempenho do modelo entre os dados simulados e observados após a calibração estão resumidos na Tabela 7.5. O valor do NSE igual a 0.99 indica que o desempenho do modelo foi muito bom, o que pode ser verificado também através da Figura 7.5, onde se observa um ajuste quase perfeito entre os dados simulados e monitorados. Da mesma forma, o coeficiente de determinação, $R^2 = 0,95$, indica que os valores simulados e observados combinam perfeitamente.

O PBIAS, teste recomendado para demonstrar o mau desempenho do modelo, e o RMSE, critério que mede a dispersão global dos resíduos com relação ao valor médio, indicaram uma boa precisão da simulação do modelo, pois quanto mais próximos de 0,0, melhor o desempenho do modelo (Tabela 7.5). O valor do RSR também indicou um bom ajuste entre os dados simulados e observados durante o procedimento de calibração. De um modo geral, o desempenho do modelo foi muito bom para a simulação da vazão mensal, o que permite a sua aplicação na gestão e manejo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, com a finalidade de avaliar cenários alternativos de uso do solo.

Do mesmo modo, as medidas estatísticas para avaliar o desempenho do modelo durante a validação também foram boas (NSE = 0,83; $R^2 = 0,90$; PBIAS = -12,75; RMSE = 0,27; RSR = 0,42). Dentre todas as medidas, o PBIAS foi o que apresentou maior variação entre a calibração e validação (Tabela 7.5), contudo, para o período da validação o valor é considerado bom, ressalta-se ainda que valores negativos de PBIAS indicam tendência de superestimação do modelo (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO,1999), como pode ser observado na Figura 7.3 e Tabela 7.5. Os resultados

estatísticos indicam um desempenho do modelo SWAT muito bom para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu na simulação da vazão no passo de tempo mensal.

Tabela 7.5: Critérios de desempenho para os processos de calibração da vazão mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).

Parâmetros estatísticos	Calibração	Validação
NSE	0,99	0,83
R ²	0,95	0,90
PBIAS	0,75	-12,75
RMSE	0,06	0,27
RSR	0,11	0,42

Os valores médios, mínimos e máximos e desvio padrão para as concentrações do nitrogênio total (N_{total}), fósforo total (P_{total}) e ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$) estão indicados na Tabela 7.6. Como abordado no Capítulo 3, o rio Poxim apresenta uma qualidade de água melhor nas proximidades de sua nascente e à medida que se encaminha em direção à foz a qualidade da água tende a torna-se pior. Este fato evidencia que as mudanças no uso do solo contribuem para a deterioração da qualidade da água, uma vez que o baixo Poxim é caracterizado por zonas urbanas e industriais.

Ainda de acordo com Alves et al. (2007) em estudos na bacia hidrográfica do rio Poxim, o nitrogênio da água é controlado predominantemente pelo aporte de fontes pontuais (efluentes urbanos e industriais), e o fósforo é proveniente de fontes difusas (drenagem de áreas agrícolas).

As concentrações médias encontradas para estes nutrientes se encontram abaixo do limite estabelecido pela Resolução N° 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 0,1 mg L⁻¹ para o P_{total}, e 2,0 mg L⁻¹ para o N_{total}, para as águas de Classe Doce 1 e 2 (BRASIL, 2005). Contudo, observa-se que no mês de maio a concentração para o P_{total}, está acima do limite preconizado pelo CONAMA, este aumento pode ser atribuído ao carreamento de nutrientes pelo escoamento superficial, uma vez que este período é caracterizado como chuvoso na região. Não existem limites definidos para o ($P-PO_4^{3-}$).

Alves et al. (2007) também verificaram que as concentrações de P_{total} aumentaram no período chuvoso nesta bacia hidrográfica, concluindo que na área agrícola as fontes deste elemento são difusas. Vasco et al. (2011) também constataram o aumento do P_{total} no período chuvoso e com concentrações acima do limite

estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA, evidenciando que as concentrações de P_{total} estão relacionadas com o escoamento superficial. Aguiar Netto et al. (2013) afirmam que os nutrientes representam um importante fator na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Poxim, atribuindo a presença desses nutrientes nas águas às fontes difusas nas áreas agrícolas.

Tabela 7.6: Descritores estatísticos para os parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu para o período de fevereiro de 2011 a março de 2012.

Descritores Estatísticos ($mg L^{-1}$)	N_{total}	P_{total}	PO_4^{3-}
Média	0,85	0,06	0,04
Desvio padrão	0,68	0,17	0,07
Mínimo	0,28	0,00	0,00
Máximo	1,96	0,62	0,17

Os valores medidos e simulados para o N_{total} , P_{total} e $P-PO_4^{3-}$ podem ser visualizados nas Figuras 7.4, 7.5 e 7.6, onde pode ser observado um bom ajuste para o as formas do fósforo, ao contrário do N_{total} . Os resultados dos critérios estatísticos de avaliação do desempenho do modelo para os nutrientes são indicados na Tabela 7.7.

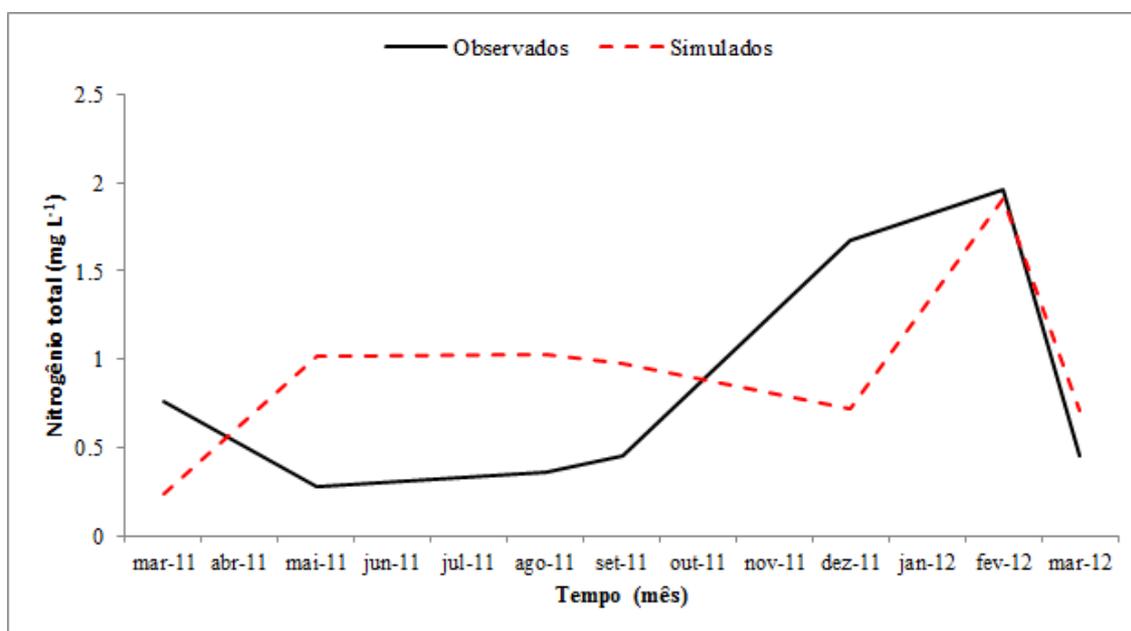


Figura 7.4: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para o nitrogênio total referente ao período de março de 2011 a março de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

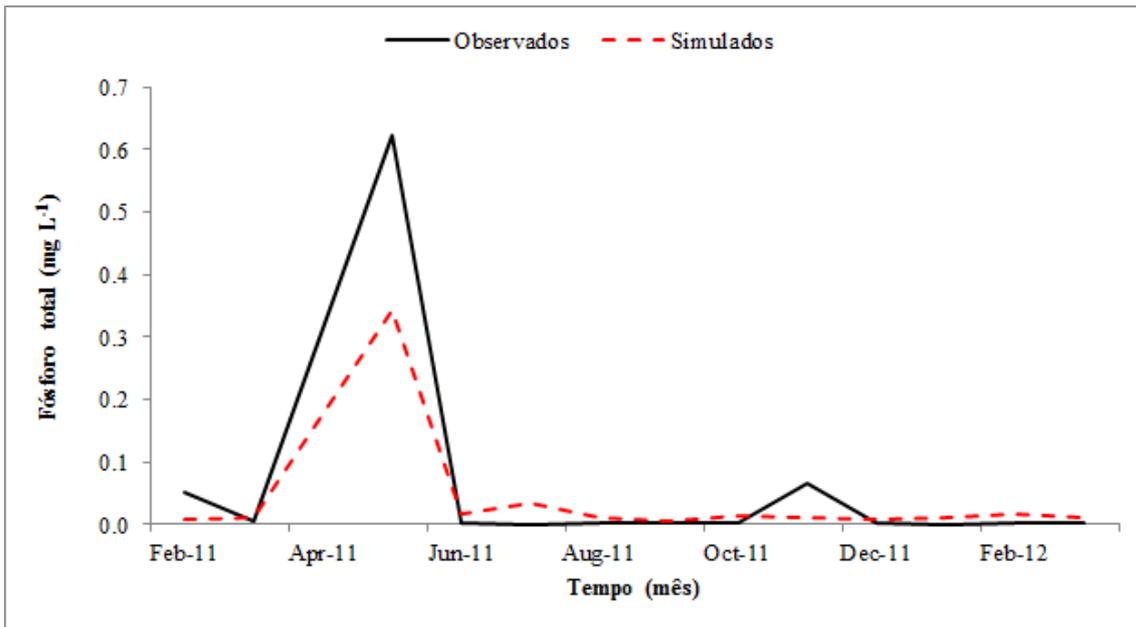


Figura 7. 5: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para a o fósforo total referente ao período de março de 2011 a fevereiro de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

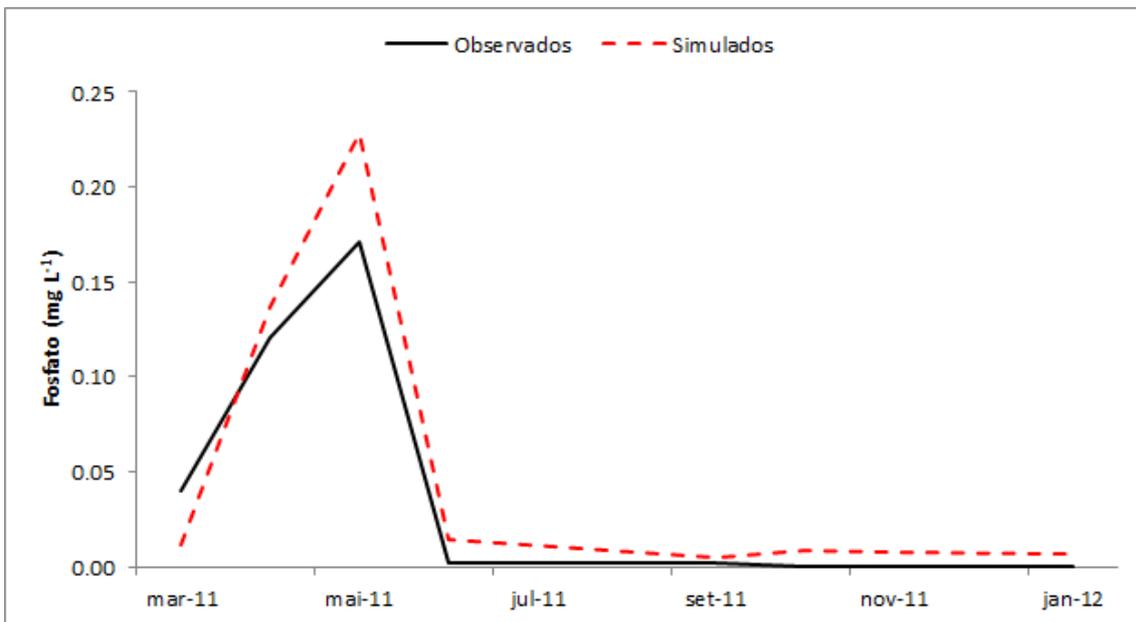


Figura 7.6: Série temporal para os dados mensais observados e simulados para o fosfato referente ao período de março de 2011 a janeiro de 2012 para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Tabela 7.7: Critérios de desempenho para os processos de calibração do Ntotal, Ptotal e P-PO₄³⁻ mensal para calibração (janeiro a junho de 2012) e validação (julho a dezembro de 2011).

Parâmetro de qualidade da água	Critérios estatísticos de avaliação do modelo				
	NSE	R ²	PBIAS	RMSE	RSR
Ntotal	0,79	0,21	-11,30	0,42	0,46
Ptotal	0,76	0,97	33,26	0,08	0,49
P-PO ₄ ³⁻	0,85	0,96	-24,81	0,02	0,38

Para os nutrientes os valores do NSE e RSR podem ser classificados como muito bons, uma vez que todos foram maiores que 0,75 e menores que 0,5, respectivamente (MORIASI et al., 2007). Os valores de PBIAS para o Ntotal e P-PO₄³⁻ foram muito bons (PBIAS < ±25) e bom para o Ptotal (±25 ≤ PBIAS < ±40). Os valores negativos de PBIAS indicam que o modelo superestimou os dados simulados para o Ntotal e P-PO₄³⁻, o que pode ser observado nas Figuras 7.4 e 7.6, respectivamente. Já para o Ptotal houve uma subestimação dos valores simulados em relação aos valores observados (Figura 7.5).

Considerando o coeficiente de determinação, apenas o Ntotal não apresentou valor satisfatório (R² > 0,5), assim para este critério, o modelo é considerado pobre, R² = 0,21 (SANTHI et al., 2001). Assim como o R², o valor de RMSE para o Ntotal, não é considerado satisfatório, uma vez que o valor encontrado, RMSE = 0,42, está acima da metade do desvio padrão dos dados observados (DP = 0,68), como sugerido por Singh; Knapp; Demissie (2004).

Percebe-se que, de um modo geral, as estatísticas para o Ptotal e P-PO₄³⁻ foram melhores que para o Ntotal. White e Chaubey (2005) verificaram situação semelhante ao simularem nitrato+nitrato, provavelmente relacionado aos dados de entrada utilizados. Devido ao interesse que existe na produção de fósforo pelo modelo estudado na saída das bacias hidrográficas, o conjunto de entradas foca sobre todas as fontes potenciais de fósforo, ao contrário das fontes de nitrogênio que foram incluídas, mas com uma ênfase menor dada na obtenção de todas as possíveis fontes de nitrogênio (WHITE e CHAUBEY, 2005). Ressalta-se ainda que, os melhores resultados encontrados para o fósforo também é decorrente do fato deste elemento ser o nutriente limitante nos ambientes aquáticos.

A produção média anual de água (mm H₂O ha⁻¹), produção média anual de sedimentos (Mg ha⁻¹), a carga de nitrogênio total (kg ha⁻¹), a carga de fósforo total (kg

ha⁻¹) da bacia hidrográfica do rio Poxim estão indicadas nas Figura 7.7. Ressalta-se que a produção de sedimentos não foi calibrada por falta de dados, contudo este fato não impede o estudo sobre sua variabilidade espacial, pois de acordo com os desenvolvedores do SWAT, o modelo pode ser aplicado em bacias não instrumentalizadas (ARNOLD e FOHRER, 2005; NEITSCH et al., 2011; UZEIKA et al, 2012), neste caso o estudo é utilizado para realizar inferências sobre as principais áreas produtoras de sedimentos. Observa-se uma relativa coincidência entre os resultados de produção de água, sedimentos e dos nutrientes, com tendência de aumento na parte leste da bacia hidrográfica.

As maiores perdas de Ntotal e Ptotal apresentaram tendência de correspondência com as áreas de maior produção de escoamento superficial. Com relação ao Ptotal a maioria das perdas ocorre através do escoamento superficial e em áreas ocupadas por cultivos, onde está ligado às partículas de sedimentos (GHEBRIMICHAEL; VEITH; WATZIN, 2010).

Na Tabela 7.8 são amostrados os valores médios de produção de água, de sedimentos, nitrogênio total e fósforo total para as subbacias, referente ao período de 2000 a 2012. Os valores médios de produção de água variaram de 0,50 a 15,46 mm ha⁻¹ ano⁻¹. As subbacias 5, 6, 9, 10, 12 e 15 e 24 apresentaram as menores produções de água, entre 0,50 a 0,90 mm ha⁻¹ ano⁻¹. Observa-se que nestas subbacias, a exceção das subbacias 5 e 24, apresentam uso do solo predominante a floresta, o que justifica os baixos valores simulados. Já a subbacia 5 tem apenas 14,8% de mata ciliar, e o restante está ocupado por pastagem (46,5 %) e cana de açúcar (39 %), contudo a pouca produção de água explica-se pela classe de solo predominante, Neossolos Litólicos e Neossolos Quartzarênicos, solos que apresentam alta capacidade de infiltração, o que reduz o escoamento superficial, como verificado no Capítulo 4 através do estudo da velocidade de infiltração realizado nos solos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, em que o Neossolo Quartzarênico, Neossolo Litólico e Argissolo Vermelho Amarelo apresentam velocidade de infiltração muito alta, superiores a 3 cm.h⁻¹, enquanto o Gleissolo apresenta velocidade de infiltração alta, entre 1 e 3 cm.h⁻¹.

Por outro lado, as principais subbacias produtoras de água, 8, 11, 18, 22 (> 3.0 mm ha⁻¹ ano⁻¹), apresentaram em comum mais de 48% de suas áreas ocupadas por pastagens e classe de solo predominante o Argissolo Vermelho Amarelo. Lessa et al. (2012) ao avaliarem a distribuição espacial da produção de água na bacia hidrográfica

do rio Pardo – SP, também encontraram como principais subbacias produtoras de água aquelas que possuíam como classe predominante do solo os Argissolos.

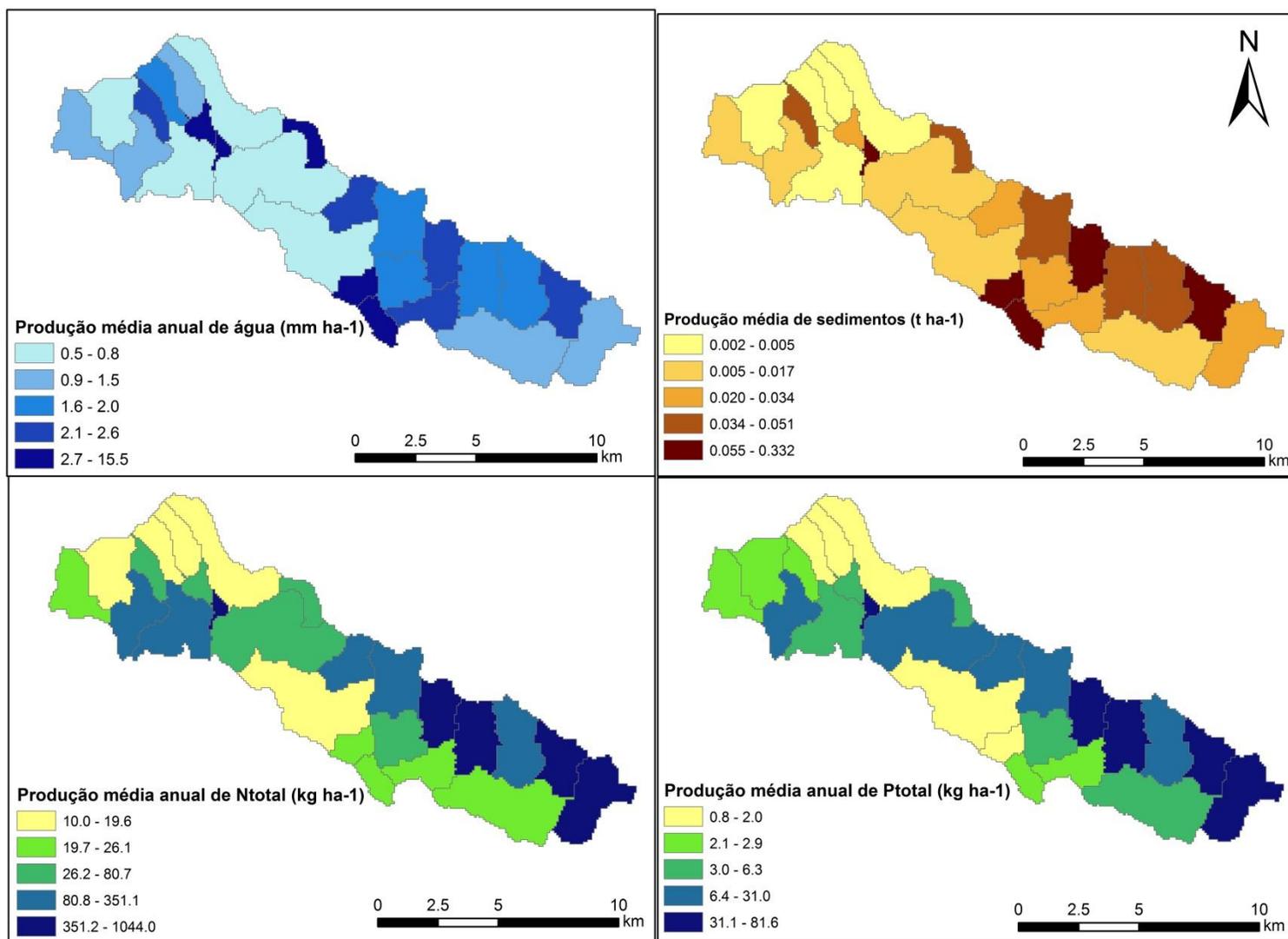


Figura 7.7: Produção de água, sedimentos, nitrogênio total e fósforo total na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Os valores de produção de sedimentos variaram de 0,00 a 0,060 t ha⁻¹ano⁻¹. As subbacias com menores perdas de solo (0,00 a 0,01 t ha⁻¹ano⁻¹) foram: 1, 2, 5, 6, 7, 9, 10, 12, 15. Percebe-se que nas subbacias 1, 2, 5, 7, 9 os solos predominantes são os Neossolos Litólicos e Neossolos Quartzarênicos, que como afirmado acima tem alta capacidade de infiltração, reduzindo o carreamento de sedimentos. Já as subbacias 6, 10, 12 e 15 tem a floresta em mais de 45 % de duas respectivas áreas. Corroborando com os resultados obtidos, Machado, Vettorazzi e Xavier (2003), observaram redução na perda de solo na simulação de cenários alternativos, quando a pastagem foi substituída por florestas.

Tabela 7. 8: Produção média de água, sedimentos, nitrogênio total e fósforo total nas subbacias da bacia hidrográfica do rio Poxim para o período de 2000 a 2012.

Subbacia	Área (ha)	Produção de água (mm ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Produção de sedimentos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Ntotal (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Ptotal (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
1	254,97	1,69	0,00	9,99	0,80
2	279,62	1,50	0,00	10,24	0,80
3	193,78	2,17	0,03	44,06	2,88
4	130,03	2,90	0,03	55,00	4,90
5	495,49	0,83	0,00	18,50	2,20
6	623,82	0,59	0,00	81,99	6,27
7	415,60	1,00	0,01	22,31	2,94
8	56,09	15,46	0,33	1044,02	81,58
9	760,66	0,50	0,00	12,58	0,94
10	439,40	0,90	0,01	88,53	7,71
11	170,83	5,09	0,05	34,49	4,83
12	1202,60	0,73	0,01	80,74	6,95
13	342,51	2,56	0,03	302,54	25,81
14	551,58	1,59	0,04	253,40	22,18
15	1101,46	0,79	0,01	19,63	1,62
16	381,60	2,34	0,05	434,35	37,71
17	494,64	1,77	0,05	375,06	32,79
18	189,53	4,62	0,06	20,79	1,97
19	421,55	2,03	0,03	46,01	4,65
20	351,01	2,44	0,03	26,06	2,94
21	575,38	1,57	0,05	351,13	31,04
22	186,13	4,68	0,06	25,72	2,88
23	400,30	2,26	0,06	543,09	49,48
24	960,38	0,90	0,02	25,69	3,30
25	632,32	1,40	0,02	395,19	36,58

Lelis e Calijuri (2010) também encontraram menores perdas de solo em áreas com predominância de floresta, atribuindo o fato ao tipo de cobertura que promove maior interceptação das gotas de chuva pelo dossel da mata, protegendo o solo. Atribuem ainda como responsável pela menor produção de sedimentos, a existência da serrapilheira, que aumenta o teor de matéria orgânica no solo, melhorando a estrutura do solo e aumentando a sua permeabilidade. Guevara-Bonilla, Martinez-Casanocas e Ramos (2011) também sugerem que a cobertura da vegetação protege o solo da chuva direta.

A presença da floresta ripária atua na proteção das margens contra os processos erosivos, pois promove a estabilização dos seus taludes, impedindo a perda de solo, solapamentos das margens, assoreamento e turbidez dos rios, filtrando inclusive agentes poluentes, como defensivos, corretivos e fertilizantes, decorrentes da agricultura (AGUIAR NETTO et al., 2006).

Observa-se ainda que, em apenas 30% da bacia hidrográfica estudada, nas subbacias 8, 13, 14, 16, 17, 21, 23, e 25, foram produzidos 65% dos sedimentos, 84 % do nitrogênio total, 93 % do fósforo e 86% do fósforo total. Essas subbacias são caracterizadas pelos solos Argissolo Vermelho Amarelo e Gleissolo. Nestas subbacias o percentual de área ocupado pela pastagem é sempre superior a 40 %, em algumas subbacias, como a 21, o percentual é superior a 90 % (Tabela 7.9). Os usos do solo correspondentes às pastagens e cana de açúcar na bacia hidrográfica do rio Poxim estão distribuídas tanto nas áreas de maior declividade, como em terrenos planos.

Ressalta-se ainda que, as subbacias 13 e 25, apresentaram mais de 50% de suas áreas ocupadas por florestas, contudo como exposto acima, a área ocupada por pastagens é superior a 40%. Nas áreas de ocupadas por pastagens o escoamento superficial está relacionado com características deste tipo de vegetação como grau de compactação do solo, pequena área foliar das plantas e a pouca profundidade do sistema radicular (ROCHA et al., 2012).

Os Argissolos Vermelho Amarelo além de serem suscetíveis à erosão hídrica, como mencionado anteriormente, são ricos em nitrogênio e fósforo (ROCHA et al., 2012), o que contribui para os altos níveis destes nutrientes nas subbacias que apresentam esta classe de solo predominante. Dessa forma, nas subbacias 8, 13, 14, 16, 17, 21, 23, e 25, a qualidade da água está relacionada à predominância das pastagens e cana de açúcar e à classe de solo.

Tabela 7.9: Características das principais subbacias produtoras de nutrientes na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Subbacia	Área bacia hidrográfica (%)	Uso do solo	Área (%)	Solo	Área (%)	Declividade (%)	Área (%)		
8	0,48	Cana de açúcar	18,81	Argissolo Vermelho Amarelo	95,73	0-3	3,42		
		Floresta	25,64			3 a 8	33,7		
		Pastagem	51,29			8 a 20	58,61		
13	2,95	Floresta	59,74	Argissolo Vermelho Amarelo	73,99	0-3	11,24		
		Pastagem	40,56			Gleissolo	26,31	3 a 8	55,31
								8 a 20	33,75
14	4,75	Floresta	33,92	Argissolo Vermelho Amarelo	71,71	0-3	11,79		
		Pastagem	66,38			Gleissolo	28,59	3 a 8	47,56
								8 a 20	40,95
16	3,29	Floresta	43,55	Argissolo Vermelho Amarelo	39,84	0-3	19,92		
		Pastagem	56,75			Gleissolo	60,45	3 a 8	47,99
								8 a 20	32,38
17	4,26	Floresta	29,81	Argissolo Vermelho Amarelo	63,3	0-3	23,85		
		Pastagem	70,49			Gleissolo	37	3 a 8	50,38
								8 a 20	26,06
21	4,96	Pastagem	96,89	Argissolo Vermelho Amarelo	37,53	0-3	26,36		
						Gleissolo	59,35	3 a 8	54,81
								8 a 20	15,71
23	3,45	Cana de açúcar	11,15	Argissolo Vermelho Amarelo	25,51	0-3	30,39		
		Floresta	14,15			Gleissolo	72,45	3 a 8	52,39
		Pastagem	72,66					8 a 20	15,17
25	5,45	Floresta	52,34	Argissolo Vermelho Amarelo	52,49	0-3	35,62		
		Pastagem	47,55			Gleissolo	47,4	3 a 8	48,43
								8 a 20	15,84

Na subbacia 8, correspondente a 0,48% da área total estudada, sendo predominantemente ocupada por pastagens (51,3%), com solo do tipo Argissolo Vermelho Amarelo, que são susceptíveis a erosão hídrica (EMBRAPA, 2006; SILVA; SILVA; CALVACANTI, 2005), sendo que 58,1 % da subbacia é classificada como sendo de relevo ondulado, de 8 a 20% de declividade (EMBRAPA, 2006). Marchioro et al. (2011), ao simularem a produção de sedimentos na bacia experimental do córrego Santa Maria, também encontraram como principal subbacia produtora de sedimentos àquela ocupada por pastagens e classe de solo predominante Argissolo Vermelho Amarelo e declividade média de 24%.

Estes fatores (uso do solo, classe de solo e declividade) estão relacionados com a maior produção de água (25%), sedimentos (34%), carga de Ntotal (24%) e Ptotal (22%) simulada por hectare nesta subbacias. Dessa forma a subbacia 8 pode ser enquadrada como área de fonte crítica de poluição, uma vez que uma pequena área gerou uma grande quantidade de escoamento superficial por hectare (25%), contribuindo de maneira desproporcional com alta carga de poluentes.

Percebe-se que as atividades antropogênicas desenvolvidas na bacia hidrográfica do rio Poxim, em virtude da mudança do uso do solo, apresentam potencial poluidor devido ao manejo inadequado do solo, retirada da vegetação natural e uso de fertilizantes. Por outro lado, a realização de práticas de conservação, como restauração de áreas degradadas e da vegetação ciliar, promoverão a melhoria da qualidade da água, devido à redução da perda de solo e de nutrientes, como observado nas subbacias com predominância da cobertura do uso correspondente à floresta.

Na Tabela 7.10 estão apresentados os valores médios de precipitação, produção de sedimentos, vazão, produção de nitrogênio total e fósforo total para a subbacia 25. Pode-se desta forma, verificar a variabilidade temporal destes parâmetros. Os meses com maior precipitação (abril a julho) coincidem com os meses de maior produção de sedimentos, Ntotal e Ptotal, além da vazão. Em maio foram registrados os picos nos valores da produção de sedimentos, Ntotal e Ptotal.

Tabela 7.10: Valores médios de precipitação, produção de sedimentos, vazão, nitrogênio total e fósforo total para a subbacia 25 da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu para o período de 2000 a 2012.

Mês	Precipitação (mm)	Sedimento (Mg)	Vazão ($m^3 s^{-1}$)	NT (kg)	PT (kg)
Janeiro	96,18	194,03	1,14	19641,24	2522,07
Fevereiro	97,98	192,03	1,32	17977,10	1632,97
Março	93,19	302,90	1,44	20479,94	2377,95
Abril	216,06	741,04	2,74	39124,71	4954,19
Mai	251,78	1149,18	4,37	55150,17	5890,60
Junho	204,56	545,24	4,01	22359,36	1481,16
Julho	205,78	662,68	4,95	22029,48	1156,68
Agosto	124,19	220,92	3,79	14768,84	575,17
Setembro	79,20	71,65	2,74	8941,57	187,58
Outubro	51,13	57,23	1,89	5738,84	89,45
Novembro	32,20	22,46	1,38	3411,17	53,41
Dezembro	19,62	1,96	0,90	1456,10	27,10

7.6. CONCLUSÃO

Devido à grande quantidade de parâmetros de entrada que o modelo SWAT necessita para sua execução, a análise de sensibilidade é uma ferramenta útil, por definir quais os parâmetros são mais importantes para o modelo, reduzindo o número parâmetros de entrada a serem investigados durante o processo de calibração. A calibração do modelo é necessária para representar de uma forma mais adequada as características da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu de forma mais realística.

Os resultados estatísticos indicam um desempenho do modelo SWAT muito bom para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu na simulação da vazão no passo de tempo mensal e, satisfatório para a simulação dos nutrientes, permitindo a utilização deste modelo para a simulação de cenários de alteração do uso do solo, de forma a contribuir para a gestão e manejo da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

As principais áreas produtoras de água, sedimentos e nutrientes possuem como uso do solo predominante a pastagem e solos do tipo Argissolo Vermelho Amarelo e Gleissolo. Estas áreas são locais que necessitam de maior atenção, devido à combinação de solos suscetíveis aos processos erosivos e relevo íngreme.

Por outro lado, as subbacias que apresentaram as menores produções de água são predominantemente ocupadas por floresta. Já as menores perdas de sedimentos foram verificadas em áreas com classes de solo predominante Neossolos Litólicos e Neossolos

Quartzarênicos. Assim percebe-se que as menores produções de água e sedimentos estão relacionadas ao uso do solo e classe de solo, respectivamente.

Evidencia-se que as ações antrópicas referente às modificações do uso do solo na bacia hidrográfica no rio Poxim-Açu promovem alterações na produção e qualidade da água pelo aumento de sedimentos e de nutrientes.

7.7. REFERÊNCIAS

ABBASPOUR K. C. et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, p. 413-430, 2007.

ABRAHAM, L. Z., ROHRIG, J., CHEKOL, D. A. Calibration and Validation of SWAT Hydrologic Model for Meki Watershed, Ethiopia, CONFERENCE ON INTERNATIONAL AGRICULTURAL RESEARCH FOR DEVELOPMENT, University of Kassel-Witzenhausen and University of Gottingen, October 9-11, 2007, 5pp.

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Qualidade da Água e uso do Solo na Subbacia Hidrográfica do Rio Poxim-Mirim-Sergipe. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Anais...** Gravatá: ABRH, 2006. v. CD. p. 1-13

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 184, p. 4417-4426, 2013.

ALVES, J. P. H. et al. Rio Poxim: qualidade da água e suas variações sazonais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

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**, v.17, n.1, p.69-76, 2013.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 1368 p.

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

ARNOLD, J.G.; FOHRER, N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, v. 9, n. 563-572, 2005.

ASCE, American Society of Civil Engineers. Criteria for Evaluation of Watershed Models. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 119, n. 3, p. 429-442, 1993.

BALTOKOSKI, V. et al. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas subbacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 34, p. 253-261, 2010.

- BENAMAN, J.; SHOEMAKER, C.; HAITH, D. Calibration and Validation of Soil and Water Assessment Tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 10, n.5, p. 363-374, 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Diário Oficial da União, 2005.
- BOSSA, A. Y. et al. Modeling the effects of crop patterns and management scenarios on N and P loads to surface water and groundwater in a semi-humid catchment (West Africa). **Agricultural Water Management**, v. 115, p. 20-37, 2012.
- BOSKIDIS, I. et al. Hydrologic and water quality modeling of lower Nestos river basin. **Water Resource Management**, v. 26, p. 3023-3051, 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Diário Oficial da União, 2005.
- CHAPLOT, V. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃-N loads predictions. **Journal of Hydrology**, v. 312, p. 207-222, 2005.
- CHAUBEY, I. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 621-628, 2005.
- CIANFRANI, C. M. et al. A multitaxonomic approach to understanding local-versus watershed-scale influences on stream biota in the lake Champlain basin, Vermont, USA. **River Research and Applications**, v. 28, p. 973-988, 2012.
- CHU, T. W. Evaluation of the swat model's sediment and nutrient components in the piedmont physiographic region of Maryland, **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 47, n. 5, p. 1523-1538, 2004.
- DADHICH, A. P; NADAOKA, K. Analysis of Terrestrial Discharge from Agricultural Watersheds and Its Impact on Nearshore and Offshore Reefs in Fiji. **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 5, p. 1225-1235, 2012.
- DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.629-650, 2005.
- DALOGLU, I.; CHO, K. H.; SCAVIA, D. Evaluating causes of trends in long-term dissolved reactive phosphorus loads to Lake Erie. **Environmental Science Technology**, v. 46, p. 10660-10666, 2012.
- EINHEUSER, M. D. Modeling the effects of conservation practices on stream health **Science of the Total Environment**, v. 435-436, p. 380-391, 2012.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 1997. 212p.
- _____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2a ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2006. 306p.
- FINK, M. et al. Development and application of the modelling system J2000-S for the EU-water framework directive. **Advances in Geosciences**, v. 11, p. 123-130, 2007.

- FORSTER, D. L. EPIC modeling of the effects of farming practice changes on water quality in two Lake Erie watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, n. 1, p. 85-90, 2000.
- GALVÁN, L. et al. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. **Journal of Hydrology**, v. 377, p. 445-454, 2009.
- GHEBREMICAEL, L.T., VEITH, T.L., WATZIN, M.C. Determination of critical source areas for phosphorus losses: Lake Champlain Basin, Vermont. **American Society of Agricultural and Biological**, v. 53, n. 5, p. 1595-1604, 2010.
- GHEBREMICAEL, L. T.; VEITH, T. L.; HAMLETT, J. M. Integrated watershed- and farm-scale modeling framework for targeting critical source areas while maintaining farm economic viability. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 381-394, 2013.
- GHEBREMICAEL, L. T. et al. Trend analysis of runoff and sediment fluxes in the Upper Blue Nile basin: A combined analysis of statistical tests, physically-based models and landuse maps. **Journal of Hydrology**, v. 482, p. 57-68, 2013.
- GIKAS, G. D.; YIANNAKOPOULOU, T.; TSIHRINTZIS, V. A. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 11, p. 219-233, 2006.
- GREEN, C. H.; van GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, p. 422-434, 2008.
- van GRIENSVEN, A. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. 2005. Disponível em <http://biomath.ugent.be/~ann/swathttp://biomath.ugent.be/~ann/swat_manuals/SWAT2005_manual_sens_cal_unc.pdf. Acessado em 29 de outubro de 2012.
- van GRIENSVEN, A. et al. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, p.10-23, 2006.
- GRIZZETTI, B.; BOURAOUI, F.; MARSILY, G. Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p. 508-517, 2005.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.
- GUEVARA-BONILLA, M.; MARTINEZ-CASANOVAS, J. A.; RAMOS, M. C. Soil erosion modelling in na agro-forested catchment of NE Spain affected by gullying using SWAT. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE PROCEEDING, 2011 (Proceedings).
- HESSE, C.; KRYSANOVA, V.; VOß, A. Implementing in-stream nutrient processes in large-scale landscape modeling for the impact assessment on water quality. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 17, p. 589-611, 2012.

- HOLVOET, K. et al. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p. 518-526, 2005.
- JHA, M. K. Evaluating hydrologic response of an agricultural watershed for watershed analysis. **Water**, v. 3, p. 604-617, 2011.
- JUDOVÁ, P. e JANSKÝ, B. Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment. **Limnologica**, v. 35, p. 160-168, 2005.
- KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. Optimizing structural best management practices using SWAT and genetic algorithm to improve water quality goals. **Water Resources Management**, v. 26, p. 1827-1845, 2012.
- KANNAN, N et al. Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modelling in SWAT-2000. **Journal of Hydrology**, v. 332, p. 456-466, 2007.
- KIMWAG, R. J. et al. Modelling of non-point source pollution around Lake Victoria using SWAT model: a case of Simiyu catchment Tanzania. **The Open Environmental Engineering Journal**, v. 4, p. 112-123, 2011
- 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, p. 317-325, 2010.
- LAM, Q. D.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 183, p. 351-379, 2011.
- LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. Modelagem hidrossedimentológica de Bacias hidrográficas na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.
- LESSA, L. G. F. et al. Análise espacial do conteúdo de água da bacia hidrográfica do rio Pardo. **Irriga**, v. 17, n. 3, p. 376-386, 2012.
- LOAGUE, K.; GREEN, R. E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. **Journal Contaminant Hydrology**, v. 7, p. 51-73, 1991.
- LIEW, M. W. et al. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watershed. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.
- LIEW, M.W. Van; ARNOLD, J. G.; BOSCH, D. D. Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 48, n. 3, p. 1025-1040, 2005.
- LU J. et al. An inversed Bayesian modeling approach for estimating nitrogen export coefficients and uncertainty assessment in an agricultural watershed in eastern China. **Agricultural Water Management**, v. 116, p.79-88, 2013.
- LUCERO, L. J.; GUNN, J. D.; SCARBOROUGH, V. L. Climate Change and Classic Maya Water Management. **Water**, v. 3, p.479-494, 2011. doi:10.3390/w3020479.

- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenário alternativo de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento, SP. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 27, p. 727-733, 2003.
- MAUSBACH, M. J.; DEDRICK, A. R. The length we go: Measuring environmental benefits of conservation practices. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 59, p. 96-103, 2004.
- MIRANDA, E. E. (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005b. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 30 mar. 2011.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. The state of movement of water in living organisms, Swansea, XIXth Symp. Soc. for Exp. Biol., Southampton, U.K., 205–235, 1965.
- MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MULUNGU, D. M. M.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p.1032-1039, 2007.
- NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation**. Version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS of USDA, 2004. 541p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 494p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.
- PAGLIERO, L. SWAT modeling at Pan European scale: the Danube basin pilot study. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE – CONFERENCE PROCEEDINGS, Espanha, 2011 (Proceedings), p. 1-14.
- PARAJULI, P. B. Assessing sensitivity of hydrologic responses to climate change from forested watershed in Mississippi, **Hydrological Processes**, v. 24, p. 3785-3797, 2010.
- ROCHA, E. O. et al. The contribution of conservation practices in reducing runoff, soil loss, and transport of nutrients at the watershed level. **Water Resources Management**, v. 26, p. 3831-3852, 2012.
- ROMANOWICZ, A. A. et al. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. **Ecological Modelling**, v. 187, p. 27-39, 2005.
- SANTHI, C. et al. Validation of the swat model on a large river basin with point and nonpoint sources. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos. **Sergipe: Atlas digital sobre recursos hídricos**. CD-ROM, 2012.

SHEN, Z. Y. et al. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management**, v. 96, p.1435-1442, 2009.

SILVA, M. G. **Caracterização da qualidade da água na barragem do perímetro irrigado Jacarecica I, Itabaiana – Sergipe**. 2006, 74p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe.

SILVA, F. H. B. B.; SILVA, M. S. L.; CAVALCANTI, A. C. **Descrição das principais classes de solos**. Recife. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2005. Disponível em <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/34393/1/OPB1113.pdf>> Acesso em 19 de maio de 2013.

SINGH, J.; KNAPP, H. V.; DEMISSIE, M. **Hydrologic modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT**. Illinois Department of Natural Resources and the Illinois State Geological Survey. Illinois State Water Survey Contract Report 2004-08. Disponível em < <http://www.isws.illinois.edu/pubdoc/CR/ISWSCR2004-08.pdf>> Acessado em 14 de novembro de 2012.

USDA Soil Conservation Service. National Engineering Handbook Section 4 Hydrology, Chapters 4-10, 1972.

USDA-SCS. **Urban hydrology for small watersheds**. Technical Release Nº. 55 (TR-55). Washington, D.C.: USDASCS. 1986.

UZEIKA, T. Use of the SWAT model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 557-565, 2012.

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**, v. 53, n. 3, p. 1477-1486, 2010.

VASCO, A. N. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na subbacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

WHITE, K. L.; CHAUBEY, I. Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable swat model. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n.5, p 1077-1089, 2005.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 6, p. 915-925, 2011.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, 2010. Disponível em: <wileyonlinelibrary.com> Acesso em 12 de fevereiro de 2011.

WILLIAMS, J.; ARNOLD, J. **A system of hydrologic models.** U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 93-4018, 1993.

WINCHELL, M. et al. **Interface for SWAT User's Guide.** Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station and USDA Agricultural Research Service, 2007.

CAPÍTULO 8

PRODUÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POXIM-AÇU EM DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DA TERRA

RESUMO

O atual modelo de desenvolvimento tem feito com que intervenções antrópicas em uma bacia hidrográfica provoquem grandes alterações no comportamento hidrológico e dinâmica hidrossedimentológica da mesma, favorecendo processos erosivos, que aumentam a carga de sedimentos nos corpos d'água, comprometendo assim a quantidade e qualidade da água para abastecimento público. Os modelos hidrológicos permitem avaliar impactos provocados pela alteração do uso do solo sobre os processos hidrológicos e a dinâmica dos nutrientes de uma bacia hidrográfica. O objetivo deste trabalho foi simular cenários alternativos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, permitindo verificar a influência destes cenários na dinâmica hidrossedimentológica e na qualidade da água. O cenário de ocupação da bacia hidrográfica por floresta apresentou os menores valores de produção de água, sedimentos e nutrientes, em contrapartida a implantação de culturas anuais, como a cana de açúcar em substituição ao cenário atual, promoveu aumento considerável na produção de sedimentos e nutrientes.

Palavras-chave: modelagem ambiental, SWAT, recursos hídricos

PRODUCTION AND QUALITY OF WATER IN THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE POXIM-AÇU RIVER USING DIFFERENT LAND USE SCENARIOS

ABSTRACT

Many current development models can result in anthropic interventions that cause major alterations in the hydrology and hydrosedimentological dynamics of hydrographic basins. This can accelerate processes of erosion, hence increasing the loadings of sediments in water bodies, and compromising the quantity and quality of water available for public supply. Hydrological models can be used to evaluate the impacts on hydric processes and nutrient dynamics resulting from changes in soil use. The present work describes the simulation of different scenarios of land occupation and use in the hydrographic basin of the Poxim-Açu River, identifying the effects on hydrosedimentological dynamics and water quality. Occupation of the hydrographic basin by forest resulted in the lowest values for production of water, sediments, and nutrients, while the implementation of annual cultivations, such as sugar cane, in place of the current scenario, resulted in substantial increases in the production of sediments and nutrients.

Keywords: Environmental modeling, SWAT, water resources.

8.1. INTRODUÇÃO

A ocupação de uma bacia hidrográfica de maneira desordenada ocasiona modificações nos processos hidrológicos e na qualidade da água. Percebe-se que, o atual modelo de desenvolvimento tem feito com que intervenções antrópicas em uma bacia hidrográfica provoquem grandes alterações no comportamento hidrológico e dinâmica hidrossedimentológica da mesma, favorecendo processos erosivos, que aumentam a carga de sedimentos nos corpos d'água, comprometendo assim a quantidade e qualidade da água para abastecimento público.

Diante da preocupação crescente com a deterioração e escassez da água, cada vez mais os gestores e sociedade manifestam interesse com a preservação e conservação dos recursos hídricos, e políticas em todo o mundo são implementadas como forma de garantir o desenvolvimento sustentável, a exemplo da Política Nacional dos Recursos Hídricos. De acordo com Rockström et al. (2009), na quantificação dos impactos das atividades antrópicas na Terra, a humanidade está se aproximando dos limites para o uso da água doce em nível global, mudança no uso do solo e interferência do ciclo global do fósforo.

Nesse sentido, o conhecimento sobre as condições de um corpo hídrico é essencial para o estabelecimento de metas sobre os usos múltiplos das águas. Para tanto é necessário o monitoramento da quantidade e qualidade da água em uma bacia hidrográfica. O monitoramento de uma bacia hidrográfica fornece informações sobre sua dinâmica permitindo obter indicações sobre situações de conflito, além de possibilitar o reconhecimento de questões referentes ao fornecimento de água, regime hidrológico, erosão e assoreamento, inundações, dentre outras questões.

Nesta perspectiva, os modelos de bacias hidrográficas têm sido amplamente usados em todo o mundo. Os modelos hidrológicos são ferramentas eficientes para avaliar o impacto de cenários de práticas de conservação alternativas sobre a qualidade da água (CHIANG et al., 2012). Dentre estes modelos pode-se citar o SWAT (Soil and Water Assessment Tool), como forma de prever o impacto de práticas de manejo e uso do solo sobre a água, sedimentos, nutrientes e pesticidas em grandes bacias hidrográficas com variedades de solos, uso da terra, e condições de manejo em longos períodos de tempo (NEITSCH et al., 2011).

O SWAT permite o desenvolvimento de estudos para avaliar a aplicação da modelagem em programas de monitoramento com o objetivo de investigar os impactos relativos aos diferentes tipos de uso de solo e manejo agrícola sobre a qualidade e quantidade da água (ABBASPOUR et al., 2007), pode ser usado ainda para avaliar cenários de manejos alternativos de uso e ocupação do solo. Muitos pesquisadores tem aplicado este modelo para avaliar impactos potenciais nas mudanças de manejo do solo e na produção de água, sedimentos e nutrientes de uma bacia hidrográfica (BOSKIDIS et al., 2012; BOSSA et al., 2012; CARVALHO NETO, SRINIVASAN e RUFINO, 2011; MACHADO, VETTORAZZI e XAVIER, 2003; SANTHI et al., 2006; SANTHI et al., 2001).

O modelo SWAT também pode ser aplicado na avaliação de práticas de gestão e gerenciamento de bacias hidrográficas permitindo simular cenários relevantes de gestão, sendo uma importante ferramenta para tomada de decisão (PISINARAS et al., 2010). O modelo permite ainda, a modelagem de sedimentos e de transferência de fontes de poluentes difusas do solo para a água (KANNAN et al., 2007).

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi simular cenários alternativos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Poxim, permitindo verificar a influência destes cenários na dinâmica hidrossedimentológica e na qualidade da água.

8.2. METODOLOGIA

A partir dos resultados obtidos no Capítulo 7 foram realizadas as simulações dos cenários alternativos de uso da terra. O manejo de cenários permite identificar suas diferenças e influência na produção de água, sedimentos e nutrientes. Os cenários alternativos simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu foram: cenário atual, uso atual do solo; cenário 1, substituição da cobertura total do uso do solo atual por cana de açúcar; cenário 2, substituição da cobertura total do uso do solo atual por vegetação nativa; e cenário 3, substituição da cobertura total do uso do solo atual por pastagem.

Após a simulação dos cenários, foi avaliada a distribuição temporal e espacial da produção de água, sedimentos e nutrientes para o período de 2000 a 2012, com o objetivo de verificar a influência do uso e manejo do solo sobre estes processos.

8.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As subbacias que apresentaram as maiores produções médias de água no cenário atual ($> 900 \text{ mm ano}^{-1}$), foram as subbacias 23 e 21, ocupadas predominantemente por pastagem (73% e 97%, respectivamente), com solo do tipo Gleissolo (72,5%, e 59,4%, respectivamente), estes solos tem como características encontrarem-se de forma permanente ou periódica saturados por água, que permanece estagnada internamente, ou a saturação é por fluxo lateral no solo, em qualquer circunstância, a água do solo pode se elevar por ascensão capilar, atingindo a superfície (EMBRAPA, 2006). Os Gleissolos favorecem o escoamento superficial, pois os processos de infiltração e percolação são reduzidos, aumentando assim a produção de água destas subbacias.

Observa-se ainda que, no cenário atual, todas as bacias com uma produção média anual de água $>800 \text{ mm}$ têm solos do tipo Argissolo Vermelho Amarelo e/ou Gleissolo. Os Argissolos Vermelho Amarelo são suscetíveis aos processos erosivos (SILVA; SILVA; CALVACANTI, 2005). As demais subbacias com produção média anual de água $<450 \text{ mm}$, estão localizadas na área oeste da bacia hidrográfica do rio Poxim (Figura 8.1), ou seja, a produção de água aumenta no sentido oeste-leste (nascente-foz).

Estes resultados estão de acordo com os estudos climatológicos de Pinto (2001) em que os municípios integrantes da bacia hidrográfica do rio Poxim registram médias anuais pluviais superiores a 1200 mm (região subúmida), à exceção de Itabaiana, região agreste e próxima de onde se localizam as nascentes dos canais integrantes, como pode ser verificado na Figura 8.2. Losano, Correia e Costa (2008) afirmam que a elevada declividade, o desmatamento e a deficiência hídrica no verão no alto curso da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, acentuam problemas como armazenamento de água subterrânea e a intermitência da nascente principal.

Ressalta-se ainda que, as subbacias com menores produções de água apresentam solos do tipo Neossolos, de textura arenosa, com baixa retenção de umidade (ALHO; JUNIOR; CAMPOS, 2007; SANTOS e ZARONI, 2013), e velocidade de infiltração muita alta conforme descrito no Capítulo 4, dessa forma o escoamento superficial e a produção de água são reduzidas.

Nas subbacias 1, 2, 3, 5, 7, 10, todas com produção média de água $< 450 \text{ mm ano}^{-1}$, possuem solos do tipo Neossolos, que de acordo com os testes de infiltração

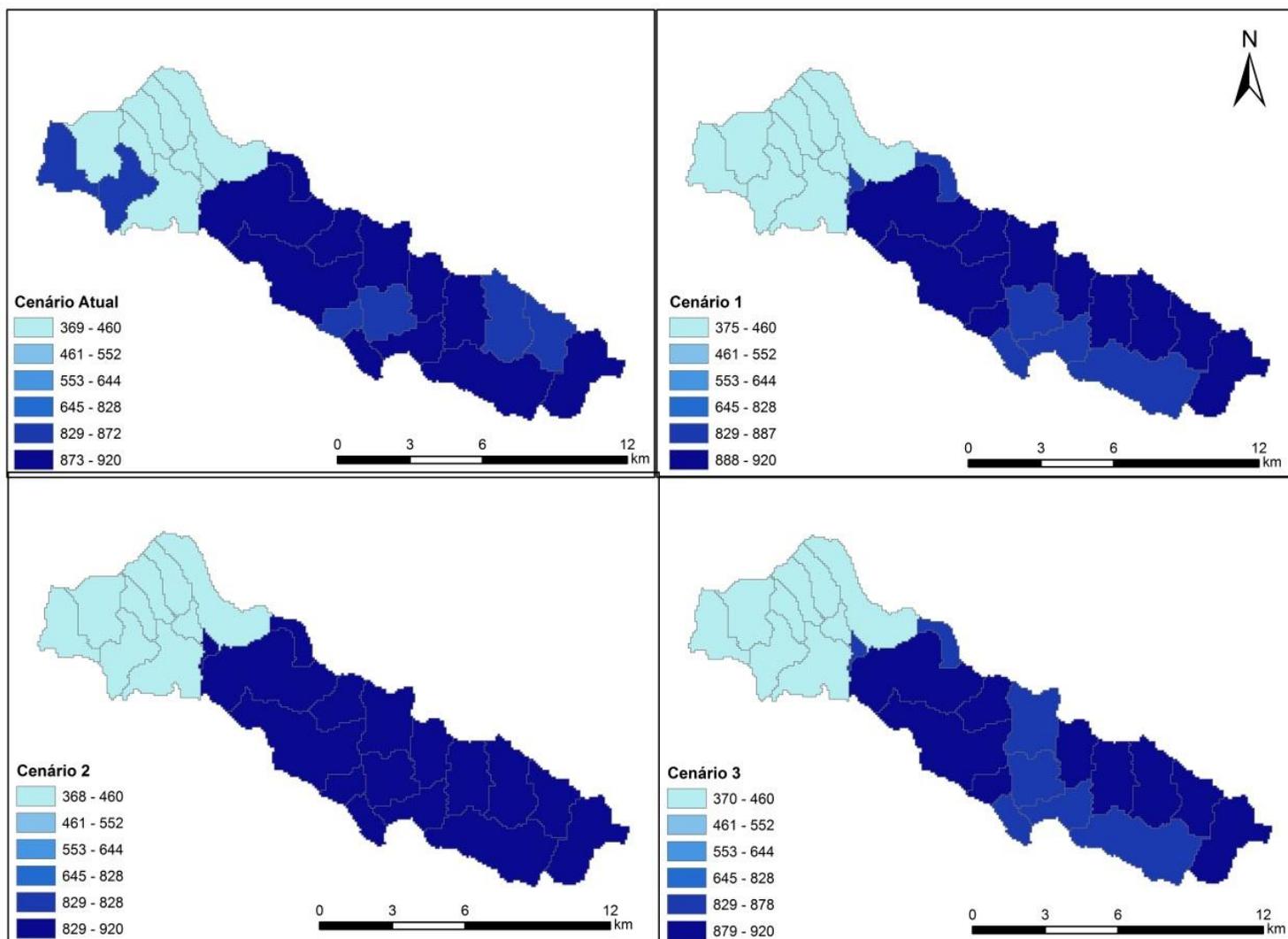


Figura 8.1: Produção média anual de água (mm) na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

realizados possuem velocidade de infiltração muito alta, $> 0,03 \text{ m h}^{-1}$ (REICHARDT, 1990), reduzindo assim o escoamento superficial e a produção de água.

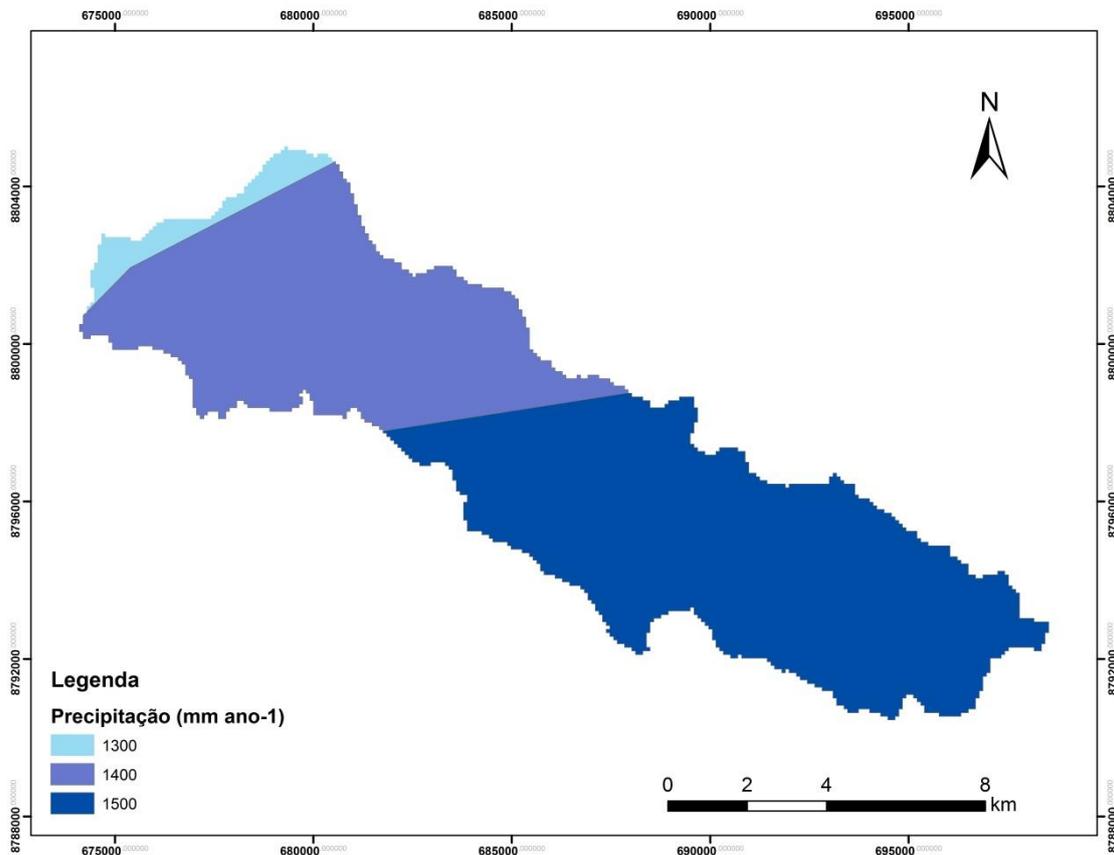


Figura 8.2.: Isoietas de precipitação para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu. Fonte: SERGIPE, 2012.

As subbacias 6 e 9 apresentam os menores valores para a produção média de água ($< 400 \text{ mm ano}^{-1}$), estas subbacias são predominantemente ocupadas por florestas (Figura 6.1). Vários fatores contribuem para este resultado, dentre eles pode-se citar o menor valor da CN para este tipo de uso do solo, 57,8, o que reduz o escoamento superficial e, ainda segundo Lino, Corsuil e Kobiyama (2009) o aumento da evapotranspiração também contribui para o menor escoamento superficial.

A produção de água nas subbacias tende a aumentar na direção nascente-foz em todos os cenários simulados (Figura 8.1), percebe-se a importância de ações de conservação e preservação de nascentes a exemplo do Projeto Preservando Nascentes e Municípios, pois no alto Poxim-Açu, onde estão as principais nascentes, desta importante fonte de abastecimento público para a capital do estado de Sergipe, Aracaju, é onde ocorre a menor produção de água.

Considerando os cenários simulados, o cenário 1, com uso do solo correspondente à cana de açúcar apresentou a maior produção de água. A curva número para este tipo de cobertura do solo é o mais elevado dentre os demais usos, 80,8 ($CN_{\text{pastagem}} 72,4$, $CN_{\text{floresta}} 57,8$), o que eleva o escoamento superficial. Através dos resultados obtidos, as produções de água entre os quatro cenários não foram muito diferentes, as variações dos cenários 1, 2 e 3, em relação ao cenário atual, foram 1,6%, -0,6% e 0,3%, respectivamente. Já Lino et al. (2009) encontraram uma maior variação nos cenários simulados, a maior diferença encontrada entre os cenários nas simulações de escoamento superficial anual foi de 118,17 mm (variação de 57%), entre o cenário 3 (Agricultura) e cenário 2 (Mata nativa) no ano de 1996.

O cenário 2, uso do solo correspondente à ocupação por floresta, apresentou os menores valores de produção de água, o aumento do processo de infiltração e redução do escoamento superficial, ocasionando redução de 0,6 % na produção de água. Esse tipo de cobertura promove uma maior interceptação das gotas de chuva no dossel das matas promovendo uma maior interceptação das gotas de chuva, conferindo maior proteção do solo e melhorando características do solo, conferindo uma maior permeabilidade e maior infiltração pelo sistema radicular (LELIS e CALIJURI, 2010; ROCHA et al., 2012).

No cenário 3, quando toda a área foi considerada como pastagem, a produção de água permaneceu sem muita alteração em relação ao uso atual do solo (Figura 8.1). Tal observação deve-se ao fato de que esta bacia hidrográfica é ocupada predominantemente por pastagens (54,5 %), não se evidenciando assim grandes alterações.

Os resultados obtidos são semelhantes aos de Lino et al. (2009), dentre os cenários analisados, o cenário 1 (cana de açúcar) apresentou maior escoamento superficial, aumentando a produção de água, ao contrário do cenário 2 (floresta) que apresentou a menor produção de água. Ainda de acordo com Machado et al. (2003), em áreas cultivadas com cana de açúcar o fluxo da água da chuva na superfície tende a ser maior que em área com vegetação nativa.

Corroborando com os resultados obtidos, Binh, Wu e Hsieh (2010) na simulação de cenários de uso da terra, também observaram um aumento maior na vazão média quando 11,07% da área de floresta foi convertida em áreas agrícolas e redução na vazão média anual quando 22,96% da área de pastagem foi convertida em floresta.

Ressalta-se ainda que, na substituição do uso atual por floresta, a vazão média anual na estação chuvosa tende a diminuir, enquanto que na estação seca tende a aumentar, dessa forma o efeito de conservação da água é principalmente devido ao importante papel das florestas na bacia, que podem evitar eventos como enchentes e secas nos períodos chuvoso e seco, respectivamente (BINH; WU; HSIEH, 2010).

A manutenção de florestas promove alterações em propriedades do solo como o aumento da condutividade hidráulica do solo, redução da densidade, aumento da capacidade de armazenamento de água, que por sua vez contribuem para a redução do escoamento superficial e aumento da disponibilidade hídrica média ao longo do tempo (BLAINSKI; ARAUJO; GOMES, 2011).

Através dos cenários simulados pode-se verificar que as alterações no uso e ocupação do solo promovem mudanças na produção de água, uma vez que as propriedades do solo são modificadas, como densidade, porosidade, teor de matéria orgânica, dentre outras. Outro fator também a ser considerado é que coberturas vegetais diferentes apresentam demandas hídricas específicas.

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu apresentou uma maior variação com a mudança do uso da terra a partir dos cenários simulados referente ao período de 2000 a 2012, em comparação com a produção de água. Na Figura 8.3 é apresentada a produção de sedimentos para cada cenário simulado nas diferentes subbacias. A maior produção de sedimentos, e consequente perda de solo, foi verificada no cenário 1 (substituição do uso do solo atual por cana de açúcar), com produção de sedimentos superior a 50 Mg ano^{-1} nas subbacias localizadas na parte leste da bacia hidrográfica do rio Poxim. Ao contrário de Machado e Vettorazzi (2003) que verificaram a menor produção de sedimentos ocorre na alta bacia, enquanto que na baixa bacia ocorre a maior produção de sedimentos.

O cenário 2 (uso do solo correspondente à ocupação por floresta) foi o que apresentou menor produção anual de sedimento ($< 8 \text{ Mg}$), mesmo nas áreas mais vulneráveis, como os locais de maior declividade e solos pouco profundos, como os Neossolos. A diferença entre o cenário 1 e 2, é decorrente de que sistemas agrícolas, como a cultura da cana de açúcar, que expõe a superfície do solo ao impacto direto das gotas de chuva, em especial no início do desenvolvimento das culturas e/ou fase de maturação fisiológica, o que contribui para a desagregação do solo favorecendo a perda de solo por erosão hídrica (BLAINSKI; GARBOSSA; MALUTA, 2010). Machado,

Vettorazzi e Xavier (2003) afirmam que a vegetação florestal nativa atua como barreira aos sedimentos, configurando-se áreas de baixo nível de produção de sedimentos.

Ainda de acordo com Lopes e Kobiyama (2008), a produção de sedimentos tem relação direta com os usos e cobertura do solo, como também com o relevo. A menor produção de sedimentos no cenário 2, além do fato mencionado no parágrafo anterior quanto à proteção do solo quanto a ação das gotas de chuva, pode também ser atribuída ao aumento da rugosidade superficial (MACHADO; VETTORAZZI; XAVIER, 2003), diminuindo processos erosivos e conseqüentemente, a produção de sedimentos. Dessa forma as matas funcionam como um filtro de produção de sedimento e outros sólidos em suspensão do escoamento superficial (USDA, 1991). Segundo Betrie et al. (2011) o reflorestamento tem a função de reduzir o escoamento superficial e a erosividade da chuva, os autores verificaram uma redução considerável na produção de sedimentos para o cenário de reflorestamento na bacia hidrográfica no rio Blue Nile.

Considerando a produção média de sedimentos referente ao período de 2000 a 2012 (Tabela 8.1), houve um aumento de 290 % para o cenário 1 (cana de açúcar) e de 136 % para o cenário de pastagem, enquanto que no cenário 2 (floresta), a produção de sedimentos foi reduzida em mais de 70 % também em relação ao cenário atual. Loi (2010) em trabalho realizado na bacia hidrográfica de Nai Dong no Vietnã, obteve aumento de 30% no escoamento superficial quando 21 % de área de floresta foi convertida para cultivos agrícolas e aumento de 54,8 % na produção de sedimentos. Binh, Wu e Hsieh (2010) também constataram resultados semelhantes, com redução na produção de sedimentos em áreas com predominância de florestas e aumento em áreas com predominância de pastagens.

A preocupação com a perda de solos é grande, pois além da perda de terras agricultáveis, de acordo com Chu et al. (2004) os sedimentos nos corpos d'água não prejudicam apenas o lazer e os valores estéticos da água, mas contribuem com os principais poluentes para as águas superficiais, tais como nutrientes, patógenos e agroquímicos que podem ser transportados em solução ou ligados aos sedimentos.

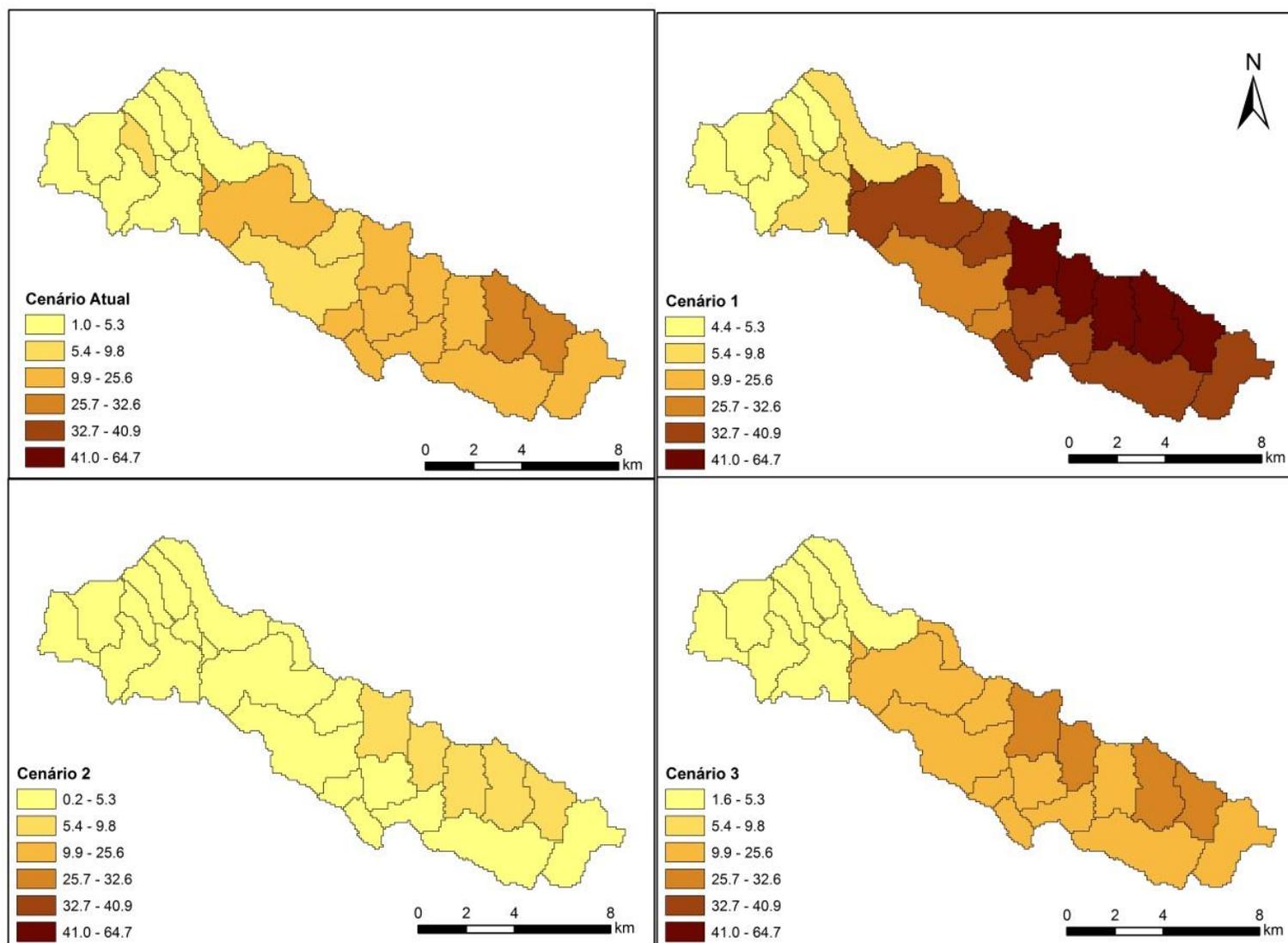


Figura 8.3: Produção média anual de sedimentos (Mg an⁻¹) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Torna-se evidente que ação antrópica promove a degradação do solo ao alterar sua cobertura, como remoção da vegetação natural por cultivos agrícolas e pastagens, e conseqüentemente a dinâmica dos corpos d'água, pelo aporte de nutrientes e sedimentos. Ressalta-se ainda que, áreas com cultivos agrícolas, a produção de sedimentos é maior que áreas ocupadas por pastagens. Estudos realizados nos EUA demonstraram que a erosão em áreas cultivadas responde por 38 % da produção de sedimentos, enquanto que as pastagens são responsáveis por 26 % (USDA, 1991).

As Figuras 8.4 e 8.5 representam a produção média nitrogênio total (Ntotal) e fósforo total (Ptotal), em kg ano⁻¹, respectivamente, referente ao período de 2000 a 2012. Nota-se correspondência entre as principais subbacias produtoras de nitrogênio total, fósforo total e a produção de sedimentos (Figura 8.3).

As principais bacias produtoras de Ntotal tem como classe de solo predominante o Argissolo Vermelho Amarelo e o Gleissolo, o uso do solo principal é a pastagem, que ocupa em cada subbacia uma área superior a 40%.

Tabela 8.1: Produção de sedimentos anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Ano	Produção de sedimentos (Mg ha ⁻¹)			
	Cenário atual	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
2000	32,34	103,81	4,08	42,55
2001	0,26	2,38	0,00	0,38
2002	6,93	33,96	0,85	13,4
2003	1,07	5,74	0,29	2,34
2004	4,74	18,79	1,31	7,32
2005	2,55	8,12	0,50	3,51
2006	2,14	10,72	0,66	4,59
2007	6,27	17,82	2,22	8,56
2008	17,99	24,14	7,86	19,39
2009	2,76	8,01	1,02	4,23
2010	11,50	22,07	6,27	13,70
2011	2,99	8,41	1,22	3,85
2012	1,78	7,10	0,12	2,82
Média	7,47	21,69	2,11	10,13

As subbacias 25, 23 e 21 apresentaram produção média de Ntotal > 200 Mg ano⁻¹ como com relevo suave ondulado, 3 a 8 % de declividade. Para as subbacias 17, 16, 14 e 13 a produção média de Ntotal esteve entre 100 e 200 Mg ano⁻¹, e apresentam o relevo ondulado (8 a 20 % de declividade) que está presente entre 25 a 40 % das áreas destas subbacias.

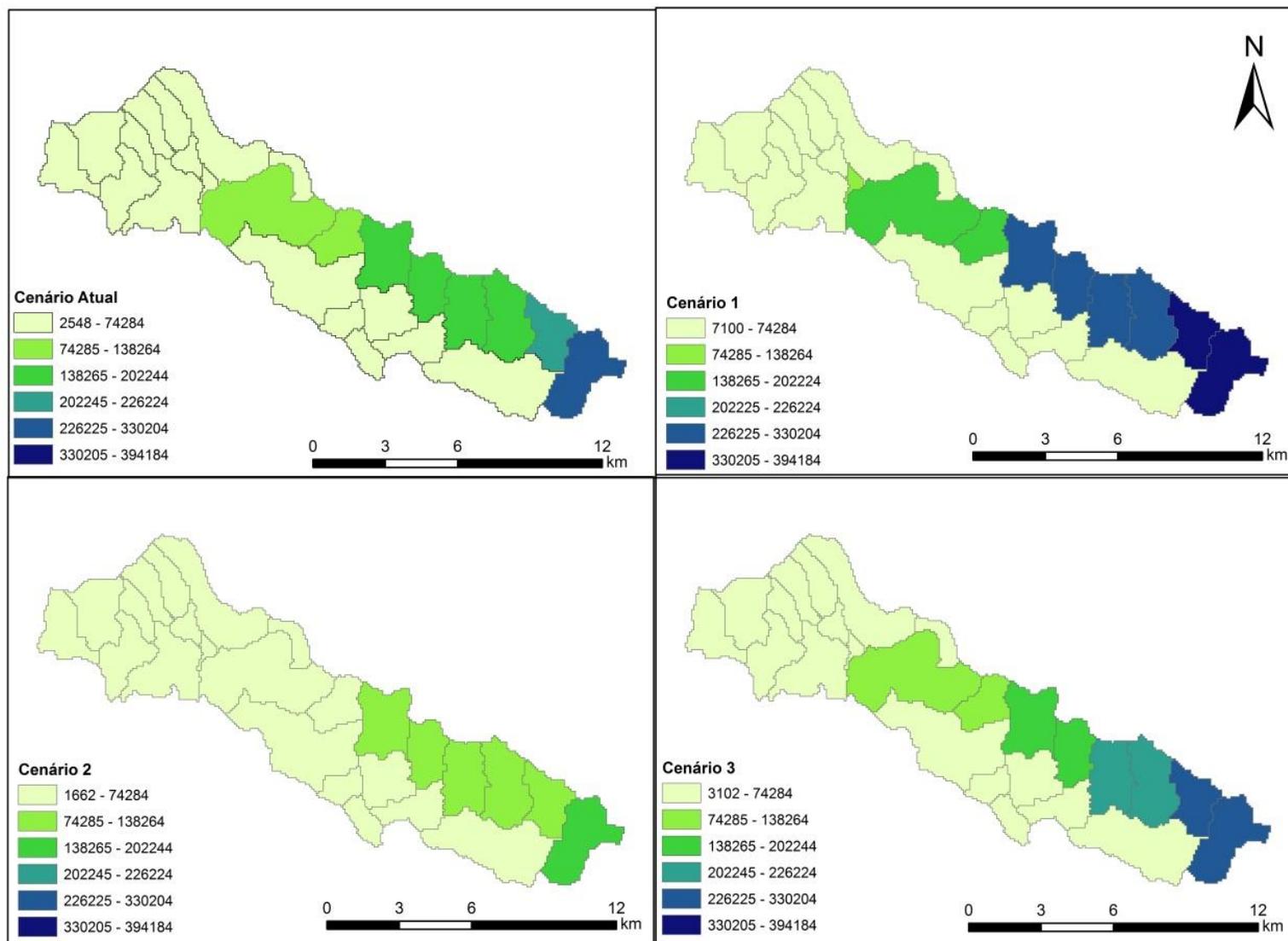


Figura 8.4: Produção média anual de nitrogênio total (kg ano⁻¹) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

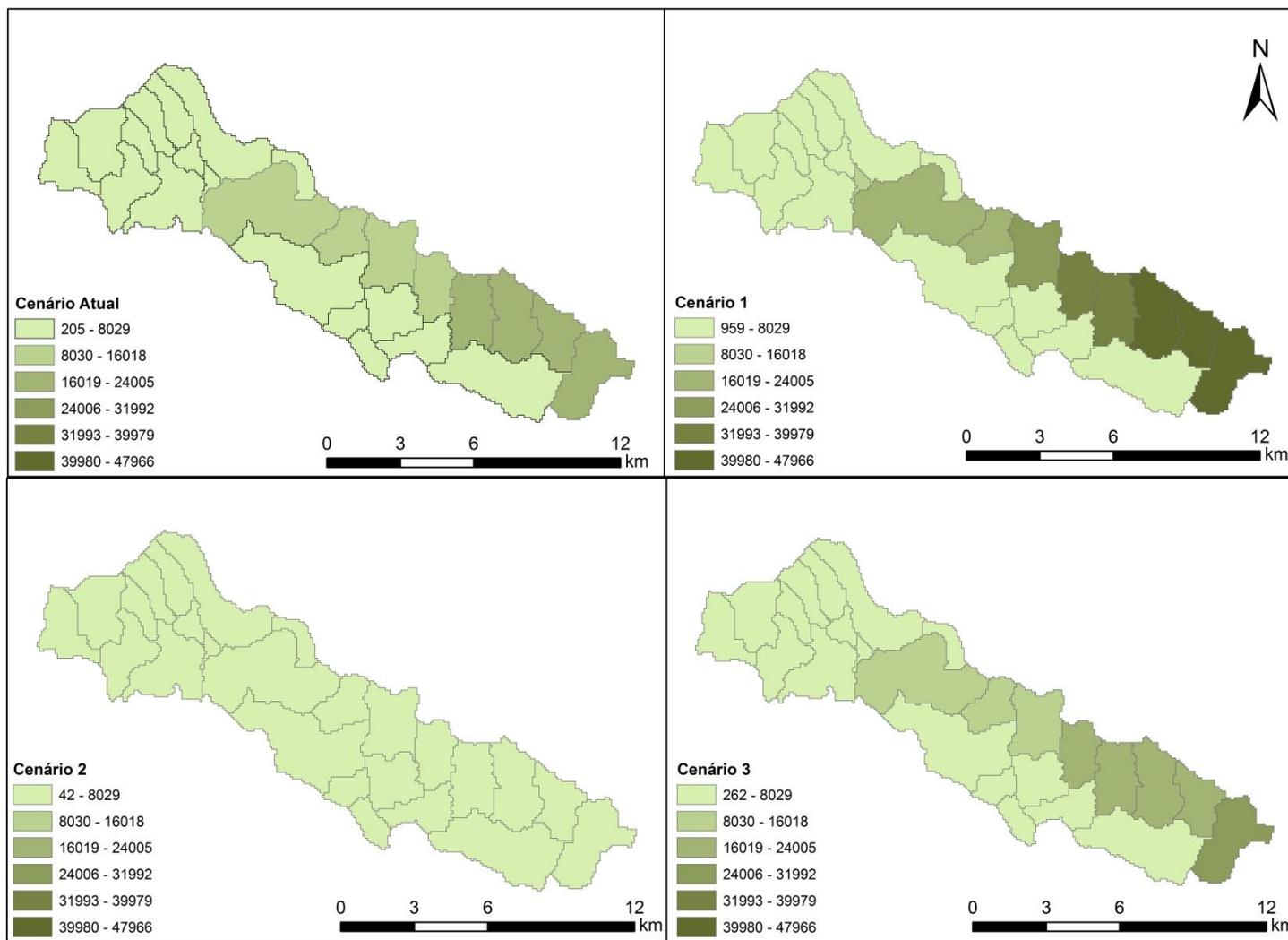


Figura 8.5: Produção média anual de fósforo total (kg an⁻¹) por subbacias na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Além do tipo de ocupação do solo, a maior produção média de Ntotal nestas subbacias está também relacionada com a classe de solo, uma vez que o Ntotal é obtido pela soma de todas as formas de nitrogênio (nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio orgânico), e o nitrogênio orgânico aderido às partículas do solo pode ser transportado por escoamento superficial para o canal principal e está associado com a carga de sedimento da HRU, dessa forma mudanças na carga dos sedimentos afetará a carga de nitrogênio orgânico (NEITSCH et al. 2011) e conseqüentemente a quantidade de Ntotal.

Dessa forma, as subbacias que menos produziram Ntotal foram 1, 2, 18, 22, 3 e 4, com valores variando entre 2 a 10 Mg ano⁻¹. As subbacias 1e 2 apresentam mais de 40 % de suas áreas ocupadas por floresta, a classe de solo dominante nas subbacias 1, 2 e 3 é o Neossolo, de textura arenosa, o que reduz a quantidade de nitrogênio orgânico que é adsorvida às partículas de sedimentos, pois a carga de sedimento é enriquecida com partículas de argila, e o nitrogênio orgânico no solo é adsorvido inicialmente por partículas de argila coloidal, assim a carga de sedimento conterà uma proporção maior de nitrogênio orgânico que a presente na camada superficial do solo (NEITSCH et al., 2011).

As subbacias 18 e 22, apesar de possuírem como classe de solo predominante o Argissolo Vermelho Amarelo, são ocupadas por floresta em no mínimo 50 % de suas áreas, fato que contribui para a redução na quantidade de Ntotal produzido.

Comparando os cenários simulados ao cenário atual, referente ao período de 2000 a 2012 (Tabela 8.2), houve um aumento superior a 150% para o cenário 1 (cana de açúcar) e de 109 % para o cenário de pastagem, enquanto que no cenário 2 (floresta), a produção de Ntotal foi reduzida em 40 % também em relação ao cenário atual. De acordo com os resultados pode-se perceber que em áreas ocupadas por cultivos agrícolas e pastagens, a produção de Ntotal foi consideravelmente superior.

Áreas florestadas atuam no controle de fontes de poluição difusa, pois podem remover o excesso de nutrientes e sedimentos provenientes do escoamento superficial dos corpos d'água, pesquisas têm mostrado que a quantidade de nitrogênio no escoamento das águas subterrâneas e superficial pode ser reduzido em até 80%, depois de passar através de uma floresta e vegetação ciliar (USDA, 1991), já Aguiar Netto et al. (2006) afirmam que esta redução pode ser de até 89%.

Houve muita semelhança com relação às principais subbacias produtoras de Ptotal. As mesmas subbacias com maior produção de Ntotal também produziram mais Ptotal, assim como aquela que menos produziram Ntotal, também foram aquelas que menos produziram Ptotal (Figura 8.5).

Tabela 8.2: Produção de nitrogênio total anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Ano	Produção de nitrogênio total (Mg)			
	Cenário atual	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
2000	561360	740000	470732	619540
2001	83722.4	110744	79205.97	86045
2002	235660	421320	149067	285330
2003	90932	192000	73692.8	98416
2004	319467	718090	152786	229071
2005	128558	204420	83555	152762
2006	241282	319320	121284	278150
2007	264740	360880	160787	330670
2008	472840	362150	219530	450990
2009	310200	257100	125258	388230
2010	226910	871810	174929	246490
2011	145548	162360	95897	173950
2012	41229	97110	23058.7	52078
Média	249795,87	385384,32	154382,60	271337,76

Comparando os cenários simulados ao cenário atual para a produção de Ptotal, referente ao período de 2000 a 2012 (Tabela 8.3), houve um aumento superior a 200% para o cenário 1 (cana de açúcar) e de 116 % para o cenário de pastagem, enquanto que no cenário 2 (floresta), a produção de Ptotal foi reduzida em mais de 75 % também em relação ao cenário atual. Os resultados comprovam mais uma vez que em áreas ocupadas por cultivos agrícolas e pastagens, tem uma maior produção de Ptotal.

Glavan, White e Holman (2012) também constataram uma alta redução no fósforo total em cenário de implantação de vegetação ciliar em decorrência da redução do fósforo orgânico adsorvido ao sedimento no escoamento superficial. Hao et al. (2012) identificaram que a atividade agrícola é a principal contribuinte para as fontes de poluição difusa e que as florestas reduzem a produção de sedimentos e perda de nutrientes. Os cultivos agrícolas contribuem com 40,2% para as fontes difusas de fósforo, enquanto que as pastagens contribuem com 27,8%. Já as florestas e vegetações

ciliares atuam como filtro na remoção do fósforo, reduzindo em cerca de 80% desse nutriente (AGUIAR NETTO et al., 2006; USDA, 1991).

Tabela 8.3: Produção de fósforo total anual dos cenários simulados para a bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu

Ano	Produção de fósforo total (Mg)			
	Cenário atual	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
2000	30314,00	72790,00	5775,20	40826,00
2001	1358,20	6555,00	269,64	1645,90
2002	21820,00	63589,00	2915,70	32748,00
2003	5468,00	24253,00	1026,40	6339,00
2004	37119,00	112085,00	4599,60	21188,00
2005	10558,00	23826,00	1803,90	15479,00
2006	24060,00	36920,00	2733,70	29700,00
2007	24109,00	43970,00	5258,40	33430,00
2008	61680,00	49505,00	19640,00	56130,00
2009	29690,00	30114,00	4564,70	41860,00
2010	24637,00	101590,00	13735,00	28904,00
2011	14143,00	18886,00	5161,00	19556,00
2012	4129,00	15230,00	343,15	6626,00
Média	23126,82	47945,04	5426,11	26754,55

As fontes de poluição difusa, em especial os nutrientes nitrogênio e fósforo, em uma bacia hidrográfica agrícola tem estreita relação com mudanças no uso do solo. As atividades agrícolas através do lançamento de agroquímicos (fertilizantes, pesticidas e herbicidas) contribuem para a poluição, aliado com a alteração da cobertura vegetal, que modifica as propriedades do solo, intensificando o escoamento superficial.

8.4. CONCLUSÃO

A produção de água, sedimentos e de nutrientes relaciona-se diretamente com as ações antrópicas realizadas em uma bacia hidrográfica, como mudanças no uso do solo, evidenciando a necessidade da utilização de boas práticas de manejo e uso do solo de forma garantir a quantidade e qualidade dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, dessa forma o modelo SWAT pode ser utilizado como ferramenta no planejamento e gestão de uma bacia hidrográfica.

Através dos cenários alternativos simulados pode-se constatar que não houve grande variação na produção de água.

O cenário de ocupação da bacia hidrográfica por floresta apresentou os menores valores de produção de água, sedimentos e nutrientes, em contrapartida a implantação de culturas anuais, como a cana de açúcar em substituição ao cenário atual, promoveu aumento considerável na produção de sedimentos e nutrientes. Contudo ressalta-se que, a presença de vegetação nativa garante maior disponibilidade hídrica para os múltiplos usos da água, principalmente na estação seca.

As subbacias que possuem predominância de Argissolos Vermelho Amarelo e Gleissolos associados com pastagem são as principais produtoras de nitrogênio total e fósforo total.

Em todos os cenários alternativos simulados pode-se observar que a produção de água, sedimentos e nutrientes tende a aumentar em direção ao exutório da bacia hidrográfica do rio Poxim.

Estes aspectos evidenciam a importância de programas de restauração de áreas degradadas, uma vez que o modelo SWAT permite a identificação de áreas mais propensas aos processos erosão hídrica e ambientalmente mais frágeis.

8.5.REFERÊNCIAS

ABBASPOUR K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. SWAT-CUP: Calibration and uncertainty programs for SWAT. In Proc. Intl. Congress on Modelling and Simulation (MODSIM07), 1603-1609. L. Oxley and D. Kulasiri, eds. Canberra, Australia: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2007.

AGUIAR NETTO, A. O. et al. Qualidade da Água e uso do Solo na Subbacia Hidrográfica do Rio Poxim-Mirim-Sergipe. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Anais...** Gravatá: ABRH, 2006. v. CD. p. 1-13.

AKHAVAN, S. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, p. 675-688, 2010.

ALHO, D.; JUNIOR, J. M.; CAMPOS, M. C. C. Caracterização física, química e mineralógica de Neossolos Litólicos de diferentes materiais de origem. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.2, n.2, p.117-122, 2007.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, v. 9, n. 563-572, 2005.

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

BINH, P. D.; WU, C.; HSIEH, S. Land use change effects on discharge and sediment yield of Song Cau catchment in Northern Vietnam. **INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE – CONFERENCE PROCEEDINGS**, Korea, 2010, p. 360-371.

BLAINSKI, E. et al. Utilização do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para estudos na microbacia hidrográfica do Rio Araranguá - SC. In: PEREIRA, L. S. et al. (Org.). **Tecnologias para o Uso Sustentável da Água em Regadio**. Lisboa: Colibri, v. 1, p. 617-626, 2010.

BLAINSKI, E.; GARBOSSA, L. H. P. ; MALUTTA, S. . Aplicação do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a simulação da perda de solo e da disponibilidade hídrica em uma bacia hidrográfica não instrumentada. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 10., 2010, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABRH, 2010.

BLAINSKI, E.; ARAUJO, I.; GOMES, P. Modelagem e simulação do uso do solo e as alterações no ambiente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 23., 2011, Uberlândia. **Anais...** , Uberlândia: SBCS, 2011.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/19433.htm> Acesso em 09 de junho de 2013.

BOSKIDIS, I. et al. Hydrologic and water quality modeling of lower Nestos river basin. **Water Resource Management**, v. 26, p. 3023-3051, 2012.

BOSSA, A. Y. et al. Modeling the effects of crop patterns and management scenarios on N and P loads to surface water and groundwater in a semi-humid catchment (West Africa). **Agricultural Water Management**, v. 115, p. 20-37, 2012.

CARVALHO NETO, J. G.; SRINIVASAN, V. S.; RUFINO, I. A. A. Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na bacia hidrográfica do riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 5, n. 2, p.30-40, 2011.

CHIANG, L. C. et al. Assessing SWAT's performance in the Kaskaskia River watershed as influenced by the number of calibration stations used. **Hydrological Processes**, 2012, Published online in Wiley Online Library.

CHU, T. W. Evaluation of the swat model's sediment and nutrient components in the piedmont physiographic region of Maryland, **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 47, n. 5, p. 1523-1538, 2004.

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. **Hydrological Processes**, v.19, p.629-650, 2005.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2a ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2006. 306p.

GLAVAN, M; WHITE, S. M; HOLMAN, I. P. Water quality targets and maintenance of valued landscape character e Experience in the Axe catchment, UK. **Journal of Environmental Management**, v. 103, p. 142-153, 2012.

- HAO, F. et al. Assessing the relationship between landscape patterns and nonpoint-source pollution in the Danjiangkou reservoir basin in China. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 48, n. 6, p. 1162-1177, 2012.
- JAH, M. K. Evaluating hydrologic response of an agricultural watershed for watershed analysis. **Water**, v. 3, p.604-617, 2011.
- KANNAN, N. et al. Hydrological modelling of a small catchment using SWAT-2000 – Ensuring correct flow partitioning for contaminant modeling. **Journal of Hydrology**, v. 334, p. 64-72, 2007.
- LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. Modelagem hidrossedimentológica de Bacias hidrográficas na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.
- LINO, J. F. L.; CORSUIL, C. W.; KOBİYAMA, M. Análise da vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Preto com o modelo SWAT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2009.
- LOI, N. K. Assessing the impacts of land use/ land cover changes and practices on water discharge and sedimentation using SWAT: case study in Dong Nai watershed – Vietnam. INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE – CONFERENCE PROCEEDINGS, Korea, 2010, p. 157-167.
- LOPES, N.H.Y.; KOBİYAMA, M. Análise do equilíbrio hidrossedimentológico em uma microbacia experimental com o modelo SWAT e as características geomorfológicas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 7., 2008, Belo Horizonte, **Anais...** Belo horizonte: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 2008, 10p.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p. 735-741, 2003.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenário alternativo de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento, SP. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 27, p. 727-733, 2003.
- MARCHIORO, E. et al. Modelagem da produção de sedimentos no noroeste fluminense como subsídio ao planejamento ambiental: um estudo de caso da bacia do córrego Santa Maria. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 12, p. 29-38, 2011.
- MULUNGU, M. M. D.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1032–1039, 2007.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. The state of movement of water in living organisms, Swansea, XIXth Symp. Soc. for Exp. Biol., Southampton, U.K., 205–235, 1965.
- NDOMBA, P.; MTALO, F.; KILLINGTVEIT, A. SWAT model application in a data scarce tropical complex catchment in Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 33, p. 626-632, 2008. doi:10.1016/j.pce.2008.06.013
- NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation**. Version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS of USDA, 2004. 541p.
- NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 494p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool**: Theoretical Documentation – Version 2009. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.

PINTO, J. E. S. S. Estudos climatológicos em microbacias de clima semi-árido. In: ENCUESTRO DE GEÓGRAFOS DE AMÉRICA LATINA, 8., 2001, SANTIAGO. CD-ROM, 2001. p. 373-382.

PISINARAS, V. et al. Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). **Desalination**, v. 250, p. 274–286, 2010.

ROCHA, E. O. et al. The contribution of conservation practices in reducing runoff, soil loss, and transport of nutrients at the watershed level. **Water Resources Management**, v. 26, p. 3831-3852, 2012.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, p. 472-475, 2009.

SANTHI, C. et al. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 44, n. 6, p. 1559-1570, 2001.

SANTHI, C. et al. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, p.1141-1157, 2006.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J. **Neossolo**. 2013. Disponível em <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_16_2212_200611542.html#> Acesso em 11 de junho de 2013.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos. **Sergipe**: Atlas digital sobre recursos hídricos. CD-ROM, 2012.

SHEN, Z. Y. et al. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management**, v. 96, p.1435-1442, 2009.

SILVA, F. H. B. B.; SILVA, M. S. L.; CAVALCANTI, A. C. **Descrição das principais classes de solos**. Recife. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2005. Disponível em <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/34393/1/OPB1113.pdf>> Acesso em 19 de maio de 2013.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH: Editora da UFRGS, 2005.

USDA Soil Conservation Service. National Engineering **Handbook Section 4 Hydrology**, Chapters 4-10. 1972.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. **Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources**. Pennsylvania, 24p. 1991. Disponível em

<http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/n_resource/riparianforests/index.htm> Acesso em 29 de abril de 2013.

WHITE, K. L.; CHAUBEY, I. Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable swat model. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n.5, p 1077-1089, 2005.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, 2010. Disponível em: <wileyonlinelibrary.com> Acesso em 12 de fevereiro de 2011.

CAPÍTULO 9

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tratamento dos efluentes domésticos, antes de seu lançamento no rio Poxim, é essencial para melhorar a qualidade da água. Em locais fundamentais para o abastecimento doméstico, observa-se comprometimento da qualidade da água no que se refere aos níveis de oxigênio dissolvido e coliformes fecais. Dessa forma, os dois pontos de captação de água pela DESO, no rio Poxim e rio Pitanga, além da nascente, apresentaram amostras abaixo do limite para o oxigênio dissolvido para águas doces Classe 1 (CONAMA 357/2005), de acordo com o reenquadramento dos corpos d'água do estado de Sergipe.

A aplicação do modelo SWAT na simulação dos processos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu mostrou-se satisfatória, tanto no período de calibração, quanto no período de validação. No que se refere à calibração para os nutrientes, o modelo também se mostrou satisfatório.

Em virtude da textura arenosa encontrada na área de estudo, principalmente no alto Poxim, onde predominam os Neossolos, há a necessidade práticas que visem à manutenção da cobertura vegetal, de forma a manter por mais tempo a água no solo. A manutenção da cobertura vegetal e vegetação ciliar são necessárias ainda para a redução do escoamento superficial e perda de sedimentos, reduzindo o aporte destes e dos nutrientes nos mananciais.

Deve-se ressaltar que uma das dificuldades e limitações para este estudo foi a carência de dados monitorados, contudo baseados nos resultados obtidos, podemos afirmar que o modelo SWAT é capaz de simular processos hidrossedimentológicos na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

As principais áreas produtoras de água, sedimentos e nutrientes possuem como uso do solo predominante a pastagem e solos do tipo Argissolo Vermelho Amarelo e Gleissolo e estão localizadas no médio e baixo Poxim-Açu e não na nascente. Estas áreas são locais que necessitam de maior atenção, devido à combinação de solos suscetíveis aos processos erosivos e relevo íngreme.

Contudo ressalta-se que, a substituição do uso do solo atual por floresta garante maior disponibilidade hídrica para os múltiplos usos da água, principalmente na estação

seca. Outro aspecto a ser salientado refere-se à maior redução na perda de sedimentos e produção de nutrientes, principalmente em áreas suscetíveis a processos erosivos.

Evidencia-se que as ações antrópicas referente às modificações do uso do solo na bacia hidrográfica no rio Poxim-Açu promovem alterações na qualidade da água pelo aumento de sedimentos e de nutrientes, assim deve-se promover práticas de manejo e conservação do solo a fim de reduzir os processos erosivos e conseqüentemente carreamento de nutrientes para os corpos d'água.

As relações antrópicas relativas ao uso e ocupação do solo atual com a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu podem ser estabelecidas através de estudos de modelagem, sendo possível então identificar onde estão os problemas de qualidade da água, possibilitando verificar em campo a causa do problema associando com as intervenções antrópicas realizadas no local.

O modelo SWAT pode ser utilizado pelos gestores para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas, permitindo simular cenários de uso e ocupação do solo de maneira satisfatória, garantindo a melhoria da qualidade da água e aumento de sua quantidade, não se limitando apenas a programas de recomposição de vegetação ciliar nas nascentes e margens dos corpos d'água, mas identificando, sobretudo, áreas ambientalmente frágeis, suscetíveis a processos erosivos, e orientando práticas de recuperação de áreas degradadas e de manejo e uso do solo.