UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS E ESTUDOS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

PHELIPE DA SILVA ANJINHO

Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia
hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP

São Carlos

2019

PHELIPE DA SILVA ANJINHO

Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia
hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, como requisito para obtenção do
Título de Mestre em Ciências da Engenharia
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Frederico Fabio Mauad

São Carlos

2019

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTES TRABALHOS,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

A584m Anjinho, Phelipe da Silva
Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa
dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão
do Lobo, Itirapina-SP / Phelipe da Silva Anjinho;
orientador Frederico Fábio Mauad. São Carlos, 2019.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Ciências da Engenharia
Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, 2019.

1. Modelagem distribuída. 2. Poluição hídrica. 3.
Nutrientes. 4. Reservatório do Lobo. 5. Qualidade da
água. 6. MQUAL. 7. Rio Itaqueri. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **PHELIPE DA SILVA ANJINHO**.

Título da dissertação: "Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina/SP".

Data da defesa: 07/02/2019.

Comissão Julgadora:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Resultado:

Aprovado

Prof. Dr. **Alexandre Augusto Barbosa**
(Universidade Federal de Itajubá/UNIFEI)

Aprovado

Profa. Dra. **Dalva Maria de Castro Vitti**
(Faculdade de Tecnologia de Jahu/FATEC)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho aos meus avós, Maria Penha Mello Anjinho e Antônio Pereira Anjinho (In memoriam), pelo apoio e suporte que me deram durante toda a minha vida.

AGRADECIMENTOS

A minha família, por ter me dado todo o apoio que precisei durante toda a minha jornada, desde a época da graduação até o presente momento que, apesar das situações difíceis, nunca se opuseram a realização da minha pós-graduação e sempre me apoiaram em todas as minhas decisões.

Ao Prof Dr. Frederico Fábio Mauad pela oportunidade, orientação, dedicação e apoio para a realização dessa pesquisa, oferecendo toda a infraestrutura necessária.

Aos meus amigos do Núcleo de Hidrometria, Allita Rezende dos Santos, Angélica Ardengue de Araújo, Camila Bermond Ruezzene, Carlos Eduardo Nunes Medina Martinez, Denise Parizotto, Gabriela Leite Neves, Mariana Abibi Guimarães Araujo Barbosa e Tainá Thomassim Guimarães, pela amizade sincera, apoio, companheirismo, colaboração e convivência durante esses dois anos de pesquisa.

A Mariana Abibi Guimarães Araujo Barbosa pelos ensinamentos e contribuição que ofereceu durante todas as fases dessa pesquisa, e principalmente pela convivência e valiosa amizade.

Ao técnico Waldomiro Antonio Filho pelo suporte técnico, convivência e colaboração durante as campanhas de campo realizadas.

Ao técnico Marcelo de Menezes Nogueira pelo suporte técnico que ofereceu nas análises laboratoriais.

Ao Núcleo de Hidrometria do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA) por toda infraestrutura oferecida.

Aos professores do PPG-SEA pela experiência e conhecimentos transmitidos que foram bem enriquecedores à minha formação acadêmica.

Aos professores do curso de Gestão e Análise Ambiental da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pelo excelente curso que me ofereceram e por terem despertado meu interesse em trabalhar na área de ciências ambientais.

A todos os meus amigos que, de alguma forma, contribuíram para a realização dessa pesquisa, seja pela participação direta em discussões e sugestões, seja pelos momentos de distração e lazer que são fundamentais para aguentar firme essa jornada.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

RESUMO

ANJINHO, P. S. **Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP**. 2019. 135p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2019.

A poluição hídrica é um dos principais desafios ambientais enfrentados atualmente, causada, principalmente, pelas atividades humanas que introduzem substâncias e materiais prejudiciais aos sistemas ambientais. Uma das principais formas de poluição hídrica é por meio do enriquecimento de nutrientes que traz como consequência a eutrofização das águas. Esse processo altera as características ecológicas dos ecossistemas aquáticos, causando impactos ambientais, econômicos e sociais. Na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, localizada na região centro-leste do estado de São Paulo, observa-se a presença de diversas atividades que podem alterar a qualidade de suas águas se não forem devidamente planejadas e geridas. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos das atividades humanas sobre o aporte de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Para tanto, foram simuladas as cargas e concentrações de fósforo e nitrogênio total nos cursos hídricos da bacia, por meio de uma modelagem distribuída a partir do acoplamento de equações empíricas em ambiente SIG. Informações de uso e ocupação do solo, topográficas, demográficas e hidrológicas foram utilizadas para simular as cargas e concentrações de nutrientes geradas por fontes pontuais e difusas de poluição. Análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas do rio Itaqueri, ribeirão do Lobo e córrego Água Branca foram realizadas a fim de avaliar a qualidade das águas e o desempenho do método utilizado. Os resultados indicam que as cargas simuladas de nitrogênio e fósforo total são majoritariamente geradas por fontes difusas de poluição, com percentual de 81% e 76% respectivamente. A sub-bacia do rio Itaqueri é a região mais crítica da área de estudo, produzindo mais de 50% das cargas de nitrogênio e fósforo total. De toda a carga pontual produzida anualmente na bacia, aproximadamente 90% são geradas na sub-bacia do rio Itaqueri via córrego Água Branca. Os modelos de regressão linear entre as concentrações simuladas e observadas apresentaram relações significativas. Para o nitrogênio, o coeficiente de determinação (R^2) encontrado foi igual a 0,73 ($p < 0,05$) e, para o fósforo, o valor encontrado foi igual a 0,72 ($p < 0,05$). Esse estudo mostrou que, apesar das limitações, a metodologia foi representativa para a área de estudo, indicando que o modelo foi capaz de diagnosticar e

predizer a distribuição espacial da concentração de nutrientes nos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Palavras-chave: Modelagem distribuída. Poluição hídrica. Nutrientes. Reservatório do Lobo. Qualidade da água. MQUAL. Rio Itaqueri.

ABSTRACT

ANJINHO, P. S. Distributed modeling of point and diffuse pollution of the water systems in the Lobo river basin, Itirapina-SP. 2019. 135p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2019.

Water pollution is one of the main environmental challenges currently facing, caused mostly by human activities that introduce harmful substances and materials into environmental systems. One of the main forms of water pollution is through the enrichment of nutrients that results in eutrophication of water. This process may change the ecological characteristics of aquatic environments, causing environmental, economic and social impacts. In the Lobo river basin, located in the central region of São Paulo state, several activities can pollute the water of the basin. Thus, the objective of this work was to evaluate the effects of human activities on the nutrient supply in the Lobo river basin. For that, the loads and concentrations of total phosphorus and total nitrogen were simulated for the watercourses through a distributed modeling from the combination of empirical equations in GIS. Land use, topographical, demographic and hydrological information were used to simulate the loads and concentrations of nutrients generated by point sources and diffuse pollution sources. Physical, chemical and biological analysis of waters of the Itaqueri, Lobo and Água Branca streams were carried out in order to evaluate the water quality and the performance of the method used. The results revealed that the simulated loads of total nitrogen and total phosphorus are mostly generated by diffuse sources, with a percentage of 81% and 76% respectively. The Itaqueri river sub-basin is the most critical region of the study area, producing more than 50% of total nitrogen and total phosphorus loads. It was also observed that of all point load produced annually in the basin, 90% are generated in the river Itaqueri sub-basin, through Água Branca stream. The linear regression models between the simulated and observed concentrations of nitrogen and phosphorus presented significant relationship. For nitrogen, the determination coefficient (R^2) found was 0.73 ($p < 0.05$) and for phosphorus the value found was 0.72 ($p < 0.05$). This study showed that the methodology was representative for the study area, indicating that the model was able to assess the spatial distribution of nutrient concentration in the water systems of the Lobo river basin.

Keywords: Distributed modeling. Water pollution. Nutrients. Lobo Reservoir. Water quality. MQUAL. Itaqueri river.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	45
Figura 2 - Visão geral da represa do Lobo.	48
Figura 3 - Fluxograma da metodologia utilizada.....	51
Figura 4 - Preenchimento das inconsistências no relevo.	54
Figura 5 - - (a) Codificação das 8 direções de fluxo, (b) modelo digital de elevação e (c) modelo de direção do fluxo do escoamento superficial.	55
Figura 6 - Determinação do modelo de fluxo acumulado.	55
Figura 7 - Comparação entre a rede de drenagem gerada pelo MDE e a rede de drenagem mapeada pelo IBGE.....	56
Figura 8 - Vista aérea da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina.	63
Figura 9 - Localização dos pontos de coleta de água nos rios da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	69
Figura 10 - Modelos digitais de elevação gerados para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	76
Figura 11 - Modelo digital de elevação hidrológicamente consistido utilizado nessa pesquisa.	77
Figura 12 - Modelo de direção do fluxo do escoamento superficial gerado com base no MDE-HC (SRTM).	78
Figura 13 - Limite da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias hidrográficas das estações de monitoramento fluviométrico.	79
Figura 14 - Precipitação média anual da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (1977 - 2017).	80
Figura 15 - Curva-chave dos pontos de monitoramento fluviométrico.....	81
Figura 16 - Relação linear entre a Q_{MLT} e área de drenagem.	83
Figura 17 - Curvas de permanência dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	83
Figura 18 - Regressão linear entre chuva-vazão para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	84
Figura 19 - Vazão média de longo termo acumulada na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	86
Figura 20 - Setores censitário na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	87
Figura 21 - Densidade demográfica da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	88
Figura 22 - Cargas potencias de NT e PT de origem pontual por célula.....	90
Figura 23 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (2018).	91
Figura 24 - Percentual de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (2018).	91

Figura 25 - Cargas potenciais de NT e PT de origem difusa por célula.	94
Figura 26 - Carga total de fósforo e nitrogênio acumulada na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	95
Figura 27 - Proporção entre as cargas pontuais e difusas de NT e PT nas sub-bacias afluentes ao reservatório do Lobo.	96
Figura 28 - Distribuição das cargas de nutrientes por uso e ocupação do solo.....	98
Figura 29 - Cargas específicas de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	99
Figura 30 - Simulação da concentração média anual de PT e NT na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	101
Figura 31 - Comparação entre as concentrações simuladas com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para rios de classe 2.	102
Figura 32 - Comparação entre as concentrações simuladas e observadas de NT e PT em mg.L ⁻¹	104
Figura 33 - Regressão linear entre os dados simulados e observados de NT e PT.....	105
Figura 34 - Regressão linear entre os dados simulados e observados de NT e PT (sem o ponto Ab - 1).	107
Figura 35 - Comparação entre as concentrações simuladas e observadas de NT e PT em mg.L ⁻¹ (sem o ponto Ab - 1).	107
Figura 36 - Valores de temperatura da água dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do lobo.	110
Figura 37 - Valores de pH dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	111
Figura 38 - Valores das concentrações de oxigênio dissolvido dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	112
Figura 39 - Valores de condutividade elétrica dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	113
Figura 40 - Valores das concentrações de sólidos totais suspensos dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	115
Figura 41 - Valores de turbidez dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	116
Figura 42 - Valores das concentrações de nitrogênio orgânico total dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	117
Figura 43 - Valores das concentrações de fósforo total dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	118
Figura 44 - Valores das concentrações de clorofila - a total nos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	119
Figura 45 - Valores do IET dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais modelos de poluição difusa.	37
Tabela 2 - Versões do MQUAL.	41
Tabela 3 - Banco de dados utilizados neste trabalho.	52
Tabela 4 - Características dos modelos digitais de elevação.	53
Tabela 5 - Estações de monitoramento pluviométrico utilizadas no estudo.	58
Tabela 6 - Estações de monitoramento fluviométrico utilizadas no estudo.	59
Tabela 7 - Coeficientes de exportação do MQUAL 1.5.	64
Tabela 8 - Coeficientes de remoção de nitrogênio e fósforo por sistema de tratamento.	64
Tabela 9 - Características dos pontos de coleta dos cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	69
Tabela 10 - Metodologias utilizadas nas análises limnológicas.	72
Tabela 11 - Classificação do IET para rios.	73
Tabela 12 - Área entre as drenagens e distância média do erro.	77
Tabela 13 - Área e percentual da bacia e das sub-bacias hidrográficas das estações de monitoramento fluviométrico.	79
Tabela 14 - Características hidrológicas da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	83
Tabela 15 - Valores de QMLT e de precipitação média anual por sub-bacia hidrográfica.	84
Tabela 16 - Valores simulados e observados da Q _{MLT} nas estações de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	85
Tabela 17 - População total da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo por setor censitário ...	87
Tabela 18 - Cargas de NT e PT de origem pontual geradas por município na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo	89
Tabela 19 - Cargas totais acumuladas de nitrogênio total nas sub-bacias afluentes ao reservatório Lobo.	95
Tabela 20 - Cargas totais acumuladas de fósforo total nas sub-bacias afluentes ao reservatório Lobo.	96
Tabela 21 - Concentrações médias de nutrientes simuladas na foz dos principais cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	101
Tabela 22 - Concentrações de nitrogênio e fósforo total nos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	104
Tabela 23 - Indicadores de desempenho do modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes.	105
Tabela 24 - Indicadores de desempenho do modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes (sem o ponto Ab - 1)	107

Tabela 25 - Classes do IET dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.	120
Tabela 26 - Valores dos parâmetros de qualidade da água medidos na estação seca (junho/julho).....	134
Tabela 27 - Valores dos parâmetros de qualidade da água medidos na estação chuvosa (novembro).....	134
Tabela 28 - Valores do IET das Águas.	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AGNPS	Agricultural Nonpoint Source Pollution Modeling System
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Áreas de Preservação Permanente
CME	Coeficientes Médios de Exportação
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CREAMS	Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
CRHEA	Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais
d	Índice de Willmott
EPIC	Erosion-Productivity Impact Calculator
HSPF	Hydrologic Simulation Program-Fortran
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	Inverse Distance Weighting
IET	Índice de Estado Trófico
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDE-HC	Modelo Digital de Elevação Hidrológicamente Consistido
MSI	Multispectral Instrument
MQUAL	Modelo Matemático de Correlação entre Uso do Solo e Qualidade da Água
NSE	Coeficiente de Nash e Sutcliffe
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PBIAS	Percentual de tendência
Q_{MLT}	Vazão Média de Longo Termo
REQM	Raiz do Erro Quadrático Médio
R^2	Coeficiente de Determinação
SHE	Système Hydrologique Européen
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
SQReg	Soma de Quadrados da Regressão
SQT	Soma Total de Quadrados
STEPL	Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load
SWAM	Small Watershed Model
SWAT	Soil and Water Assessment Tools
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins Water Quality
TIN	Triangulated Irregular Network
UC	Unidade de Conservação
URGHI	Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
USGS	U.S Geological Survey
USLE	Universal Soil Loss Equation
UTM	Universal Transversa de Mercator
WEPP	Water Erosion Prediction Project

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	25
2. OBJETIVOS	27
2.1. Objetivos específicos.....	27
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	28
3.1. Poluição hídrica e eutrofização das águas	28
3.2. Modelagem hidrológica.....	32
3.3. Modelos utilizados para avaliação da poluição difusa	35
3.3.1. Coeficientes Médios de Exportação	38
3.3.2. Modelo Matemático de Correlação entre Uso do Solo e Qualidade da Água.....	40
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	44
4.1. Bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo	44
4.2. Reservatório do Lobo-Broa.....	47
5. MATERIAIS E MÉTODOS	49
5.1. Materiais.....	52
5.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)	52
5.2.1. Modelo de direção de fluxo e acúmulo do escoamento superficial.....	54
5.2.2. Avaliação da consistência hidrológica dos MDEs	55
5.2.3. Delimitação da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias hidrográficas.....	57
5.3. Modelagem hidrológica.....	57
5.3.1. Aquisição e análise dos dados pluviométricos	57
5.3.2. Espacialização dos dados pluviométricos	58
5.3.3. Aquisição e análise dos dados fluviométricos.....	59
5.3.4. Determinação da vazão média de longo termo por área de contribuição.....	60
5.3.5. Determinação da precipitação média anual por área de contribuição	60
5.3.6. Relação chuva-vazão.....	60
5.3.7. Regionalização baseado na proporcionalidade da vazão específica.....	61
5.3.8. Modelagem da vazão acumulada na bacia	62
5.4. Modelagem das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes pontuais.....	62
5.4.1. Levantamento de dados censitários.....	62
5.4.2. População residente e densidade demográfica da bacia	62
5.4.3. Infraestrutura do esgotamento sanitário na bacia	63
5.4.4. Estimativa da carga potencial de nutrientes geradas por fontes potenciais.....	64
5.5. Modelagem das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas	66
5.5.1. Mapeamento do uso e ocupação do solo	66

5.5.2.	Estimativa das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas	66
5.6.	Modelagem das cargas e concentrações de nutrientes na bacia.....	67
5.6.1.	Modelagem distribuída das cargas potenciais acumuladas de nutrientes geradas por fontes pontuais e difusas na bacia.....	67
5.6.2.	Modelagem distribuída da concentração média de nutrientes na bacia	68
5.7.	Avaliação da qualidade da água dos cursos hídricos da bacia.....	68
5.7.1.	Índice de Estado Trófico.....	72
5.8.	Avaliação do desempenho da modelagem distribuída da concentração média de nutrientes	73
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	75
6.1.	Modelo Digital de Elevação (MDE).....	75
6.1.1.	Modelo de direção de fluxo do escoamento superficial	77
6.1.2.	Delimitação da bacia e das sub-bacias hidrográficas.....	78
6.2.	Modelagem hidrológica.....	79
6.2.1.	Análise espacial dos dados pluviométricos	79
6.2.2.	Análise dos dados fluviométricos.....	80
6.2.3.	Análise da vazão média de longo termo por áreas de contribuição.....	82
6.2.4.	Relação chuva-vazão	84
6.2.5.	Distribuição espacial da vazão baseado na regionalização da vazão específica.....	85
6.3.	Modelo de cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes pontuais	86
6.3.1.	Análise dos dados censitários	86
6.3.2.	Determinação das cargas potenciais NT e PT geradas por fontes pontuais.....	88
6.4.	Modelo de cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas.....	90
6.4.1.	Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	90
6.4.2.	Determinação das cargas potenciais NT e PT geradas por fontes difusas.....	93
6.5.	Modelo distribuído das cargas potenciais acumuladas de nutrientes de origem pontual, difusa e total	94
6.6.	Modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.....	100
6.7.	Análise dos parâmetros de qualidade da água	109
6.7.1.	Temperatura.....	109
6.7.2.	pH	110
6.7.3.	Oxigênio dissolvido.....	111
6.7.4.	Condutividade elétrica.....	113
6.7.5.	Sólidos suspensos totais.....	114
6.7.6.	Turbidez.....	115
6.7.7.	Nitrogênio orgânico total.....	116
6.7.8.	Fósforo total.....	117

6.7.9.	Clorofila - a	118
6.7.10.	Índice de Estado Trófico	119
7.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	121
8.	REFERÊNCIAS	124

1. INTRODUÇÃO

O processo de desenvolvimento fundamentado na produção econômica vem causando sérios danos ao meio ambiente. O uso intensivo e insustentável dos recursos naturais para a produção de bens de consumo gera consequências adversas aos sistemas ambientais, podendo levar à alterações irreversíveis e comprometer a resiliência natural do planeta (ROCKSTRÖM *et al.*, 2009).

Entre os recursos naturais mais importantes para o homem destacam-se os recursos hídricos devido a sua importância para a manutenção da biodiversidade na terra e por estar presente em qualquer atividade humana para a promoção dos usos múltiplos. São utilizados para diversos fins, como agricultura, abastecimento urbano, dessedentação de animais, indústria, recreação e energia, o que pode comprometer sua disponibilidade e qualidade no meio natural, caso não sejam devidamente gerenciados.

Em função dessa variedade de usos, observa-se uma pressão sobre este recurso, gerando problemas de natureza ambiental, econômica e social. Os usos múltiplos dos recursos hídricos alteram a quantidade e qualidade das águas, sendo as bacias hidrográficas o ponto de partida para os impactos produzidos nos solos, vegetação e outras estruturas biofísicas (TUNDISI, 2003), além das mudanças associadas aos eventos climáticos.

Uma das consequências dos impactos produzidos pelas alterações das bacias hidrográficas é a emissão de poluentes e nutrientes que podem chegar aos ecossistemas aquáticos por meio de formas pontuais e difusas de poluição. As fontes pontuais caracterizam-se pelo despejo direto de efluentes sanitários e industriais, enquanto as difusas estão associadas aos processos de deposição atmosférica, erosão e lixiviação do solo. O principal problema associado ao enriquecimento da concentração de nutrientes é a eutrofização das águas, que se caracteriza pelo aumento da produtividade dos ecossistemas aquáticos, causando consequências negativas, como a proliferação de algas, implicando em grandes gastos para a sua recuperação.

A represa do Lobo, conhecida popularmente como Broa, e sua bacia hidrográfica, vem sendo estudadas há mais de 40 anos, caracterizando-se como área de grande importância para a produção e o desenvolvimento de conhecimento científico. Um dos primeiros estudos que retrataram a bacia hidrográfica do Lobo e sua importância ecológica para a manutenção da conservação ambiental da região foi o chamado “Modelo Broa”, elaborado por Tundisi (1978).

Ao longo dos anos, verifica-se que a bacia vem aos poucos sendo cada vez mais descaracterizada pelas atividades antrópicas, resultando em perda de qualidade ambiental. Camargo (1991) afirma que a bacia vem sofrendo um intenso processo de degradação ambiental

e simplificação biológica por consequência do uso inadequado do solo e da falta de ações direcionadas à conservação ambiental. As principais alterações na estrutura da paisagem ocorreram em virtude das modificações de uso e ocupação do solo para promoção do turismo no entorno do reservatório e das atividades agropecuárias, compostas basicamente por culturas de cana de açúcar e laranja. Estas atividades possuem alto potencial de alteração da qualidade hídrica da bacia, devido à utilização crescente no uso de agroquímicos, fomentada, essencialmente, pelo cultivo de laranja e que podem ser lixiviados do solo até a represa por meio do escoamento superficial e subterrâneo das águas (ARGENTON, 2004).

Muitos estudos realizados na bacia ressaltaram a influência das atividades humanas sobre a qualidade das águas da região. Argenton (2004) analisou dados limnológicos dos últimos 30 anos realizados na área de estudo e observou uma tendência à eutrofização das águas do reservatório do Lobo por consequência das modificações de uso e ocupação do solo e em razão da poluição causada pelos efluentes da estação de tratamento de Itirapina. Com o passar dos anos outros trabalhos observaram a mesma tendência (SANCHES, 2012; MORUZZI, 2012; ARROIO JUNIOR, 2013).

Considerando os impactos negativos causados na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e suas consequências à disponibilidade e qualidade das águas que chegam ao seu reservatório, observa-se a importância de identificar as áreas responsáveis pelo aporte de nutrientes e sedimentos que potencialmente podem alterar o estado de conservação dos recursos hídricos. O mapeamento das regiões fornecedoras de nutrientes, bem como a quantificação das cargas poluidoras são importantes para o planejamento e adoção de ações direcionadas ao controle da poluição ambiental, auxiliando o gerenciamento das águas e a tomada de decisão (STEIKE; SAITO, 2008).

Nesse contexto, a integração de modelos hidrológicos e de transporte de massa em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) vem sendo utilizada por muitos pesquisadores da área. Esses modelos permitem avaliar sistemicamente os processos hidrológicos e de transporte de poluentes, possibilitando avaliar as contribuições de fontes pontuais e difusas, favorecendo maiores avanços na modelagem da qualidade hídrica em escala de bacia (LIMA *et al.*, 2016). A utilização de modelos acoplados em plataformas SIG vem ganhando espaço em estudos relacionados à poluição ambiental em bacias hidrográficas (LIBOS; ROTUNNO FILHO; ZEILHOFER, 2003; HUANG; HONG, 2010; LIMA *et al.*, 2016; DOS SANTOS; DE OLIVEIRA; MAUAD, 2018).

Atualmente, existem muito modelos hidrológicos na literatura utilizados para avaliar os efeitos da poluição ambiental sobre os recursos hídricos, como o *Soil and Water Assessment*

Tools (SWAT) (ARNOLD *et al.*, 2012), *Agricultural Nonpoint Source Pollution Modeling System* (AGNPS) (YOUNG *et al.*, 1989) e o *Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation* (ANSWERS) (BEASLEY *et al.*, 1980). Esses modelos, geralmente, apresentam resultados bem satisfatórios, porém são bastante complexos e demandam uma quantidade significativa de dados como fontes de entrada (DELKASH; AL-FARAJ; SCHOLZ, 2014) e necessitam de séries históricas anuais para calibrar e validar os resultados obtidos pela modelagem. Tal condição manifesta a necessidade de desenvolver métodos alternativos e simplificados para modelagem hidrológica em bacias hidrográficas, tendo em vista a escassa rede de monitoramento hidrometeorológico do país que possui 11.260 estações cadastradas em todo o território brasileiro, o que representa uma estação a cada 756,30 km² (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2007).

A escolha de utilizar modelos complexos ou simples varia conforme a disponibilidade de dados e as características de cada problema em questão. Alguns estudos têm questionado a eficácia de modelos complexos em detrimento de modelos simples (MICHAUD; SOROOSHIAN, 1994; DOS SANTOS; DE OLIVEIRA; MAUAD, 2018). Esses pesquisadores mostraram que uma abordagem mais simples pode ter resultados quase tão precisos quantos os complexos.

Sendo assim, essa pesquisa pretende avaliar os efeitos das atividades humanas sobre o aporte de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo por meio de uma modelagem distribuída simplificada em ambiente SIG.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral da pesquisa é avaliar a poluição pontual e difusa gerada na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, empregando um modelo distribuído em SIG para identificar e quantificar as cargas e as concentrações médias anuais de nitrogênio e fósforo total nos sistemas hídricos da bacia.

2.1. Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- 1) Avaliar parâmetros de qualidade da água visando diagnosticar a situação dos cursos hídricos da bacia;
- 2) Quantificar e analisar as cargas potenciais de fósforo e nitrogênio total, provenientes da poluição pontual;

- 3) Quantificar e analisar as cargas potenciais de fósforo e nitrogênio total, oriundas da poluição difusa e;
- 4) Avaliar, a partir de uma modelagem distribuída em ambiente SIG, as cargas e concentrações médias anuais de fósforo e nitrogênio total nos cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Poluição hídrica e eutrofização das águas

Dos recursos naturais de maior ocorrência disponíveis sobre a superfície terrestre, a água se caracteriza por ser um dos mais importantes, tanto para manutenção da biodiversidade do planeta como para o atendimento das atividades humanas.

Historicamente, o homem se estabeleceu em regiões abundantes de água. A urbanização da sociedade só foi possível por sua presença, seja para abastecimento ou para consolidação dos processos produtivos industriais. Apesar das relações de dependência com a água, as sociedades humanas, devido aos usos múltiplos deste recurso, vêm impactando negativamente os ecossistemas aquáticos, pondo em risco sua quantidade e qualidade.

O crescimento populacional nas últimas décadas proporcionou o aumento das demandas de água, energia e outros recursos naturais para o desenvolvimento das atividades industriais, agroindustriais e outras ligadas a diversos setores econômicos, que são realizadas com o propósito de suprir as necessidades de consumo da população (NOVOTNY, 1999). As atividades humanas desenvolvidas sobre a superfície terrestre introduzem substâncias e materiais aos sistemas ambientais, que podem chegar aos ecossistemas aquáticos e alterar suas características naturais, causando mudanças na dinâmica e no funcionamento desses ambientes, o que pode desencadear processos de poluição hídrica.

Entende-se como poluição das águas a adição de substâncias ou energia que, direta ou indiretamente, alteram as características físicas, químicas e biológicas de um corpo hídrico de tal maneira que prejudique seus usos múltiplos (VON SPERLING, 2005) e a sobrevivência de organismos. Os suprimentos externos podem chegar aos corpos hídricos por várias maneiras, incluindo as entradas subterrâneas, fluviais e atmosféricas.

De modo geral, as fontes de poluição das águas são classificadas em pontuais e difusas (VON SPERLING, 2005). Além dessas, menciona-se também as fontes naturais associadas à dissolução mineral e a lixiviação de áreas de cobertura vegetal que, apesar do baixo aporte de nutrientes, causa um aumento incipiente do nível trófico das águas. A poluição gerada por

fontes pontuais se refere às descargas de poluentes lançadas em trechos específicos de um curso hídrico receptor. São mais fáceis de serem controladas e monitoradas, geralmente são associadas às descargas geradas por efluentes domésticos e industriais (SMITH *et al.*, 1999; CAMPBELL *et al.*, 2004).

Em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento a poluição pontual ainda é um grande desafio a ser enfrentado pelos gestores de recursos hídricos, em razão do baixo índice de coleta e tratamento de efluentes sanitários. No Brasil, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2018), em 2016 o índice de coleta e tratamento de efluentes foi de aproximadamente 52% e 45% respectivamente, longe de apresentar bons níveis de infraestrutura sanitária. Segundo Sodré (2012), em boa parte dos municípios brasileiros, os efluentes sanitários gerados não apresentam nenhum tipo de tratamento antes de serem lançados aos cursos hídricos receptores.

As fontes difusas de poluição se referem às entradas de poluentes associadas aos escoamentos difusos derivados das diversas atividades humanas que são desenvolvidas ao longo das bacias hidrográficas. Caracteriza-se por entradas aleatórias de poluentes, difíceis de serem identificadas e controladas (SMITH *et al.*, 1999; CAMPBELL *et al.*, 2004), sendo impossível estabelecer algum padrão de lançamento em termos de quantidade, qualidade ou frequência (PEREIRA, 2004). Geralmente, as cargas difusas geradas em bacias hidrográficas então diretamente associadas ao seu uso e ocupação do solo. As principais formas de poluição difusa incluem (PEREIRA, 2004; CAMPBELL *et al.*, 2004): i) o fluxo de retorno de áreas de irrigação; ii) o escoamento superficial de áreas agrícolas e de silvicultura; iii) o escoamento superficial de áreas de pastagem; iv) a drenagem urbana; v) as atividades desenvolvidas no solo que são capazes de gerar contaminantes, como o desmatamento, drenagem de pântanos e canalização de cursos d'água; e vi) a deposição atmosférica seca e úmida.

Segundo Sodré (2012), a poluição difusa pode ser classificada em duas categorias, conforme sua origem em áreas rurais e urbanas. Em áreas rurais, as cargas difusas são geradas a partir da lixiviação do solo que geralmente apresentam quantidades abundantes de agroquímicos aplicados ao solo para otimizar a produção agrícola. Além do uso indiscriminado de agroquímicos, mencionam-se as práticas inadequadas de manejo do solo que podem provocar processos erosivos, carreando boa parte do solo para os sistemas hídricos por meio do escoamento superficial (CAMPBELL *et al.*, 2004; ZHANG; ZHANG, 2011; ANDERSON *et al.*, 2013).

As cargas difusas em áreas urbanas estão relacionadas à drenagem de áreas impermeáveis, que apresentam diversos tipos de resíduos (industriais, domésticos, animais,

combustíveis, óleos, graxas e etc) e são carregados para os cursos hídricos por meio do escoamento superficial. Em função dos muitos resíduos gerados, as cargas urbanas apresentam alta variabilidade de substâncias químicas que são potencialmente tóxicas, como os solventes clorados percloroetileno, tricloroetileno e triclorometano (ARIANNA *et al.*, 2019), sendo que o tipo e a concentração de poluentes variam conforme as características de cada superfície urbana (LIU *et al.*, 2014; ZHAO *et al.*, 2018).

Praticamente todas as atividades humanas são geradoras de algum tipo de poluição, produzindo diversos tipos de contaminantes, de diferentes graus de poluição, representando impactos de diferentes magnitudes. Os poluentes gerados podem ser de natureza química, física ou biológica, que podem causar efeitos isolados ou sinérgicos sobre os ecossistemas aquáticos (PEREIRA, 2004). De modo geral, as alterações físicas são analisadas do ponto de vista das cargas e concentrações de sólidos na água, gases e temperatura; as alterações químicas são representadas por substâncias orgânicas e inorgânicas; e as alterações biológicas são analisadas sob o ponto de vista da vida animal, vegetal e organismos unicelulares (PEREIRA, 2004). Em suma, os efeitos desses poluentes sobre os recursos hídricos variam de acordo com sua concentração no meio e características hidrodinâmicas do corpo hídrico receptor.

Entre os principais poluentes de origem química, mencionam-se os nutrientes, sendo o nitrogênio e o fósforo os mais relevantes para a caracterização de ambientes aquáticos devido ao papel fundamental que apresentam na produtividade e na dinâmica desses ecossistemas (GUIGNARD *et al.*, 2017; BISWAS *et al.*, 2018). O fósforo apresenta-se na água nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico (VON SPERLING, 2005). As principais formas de transporte do fósforo entre ambientes terrestres e aquáticos ocorrem por meio da erosão do solo, pois grande parte das formas desse elemento são adsorvidas às partículas do solo (YAN; CHEN; YANG, 2019). O nitrogênio apresenta-se sob diversas formas e estados nos sistemas ambientais. Em ambientes aquáticos pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As principais formas de poluição por fósforo e nitrogênio ocorrem por meio de despejos de efluentes domésticos e industriais, excrementos de animais e utilização de fertilizantes (VON SPERLING, 2005).

Na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, grande parte dos nutrientes que chegam ao reservatório do Lobo entra no sistema adsorvidos aos sedimentos, sendo estes um dos principais fatores que potencialmente podem alterar o estado trófico da represa em determinadas épocas do ano. Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2014), a ressuspensão do sedimento na represa

por ação dos ventos libera nutrientes ao sistema, o que influencia a produtividade primária no ambiente.

O principal efeito do enriquecimento de nutrientes em corpos hídricos é a eutrofização das águas (SMITH *et al.*, 1999), e o nível de eutrofização varia conforme a quantidade da carga poluidora que chega da bacia hidrográfica, geralmente associada ao uso e ocupação do solo (VON SPERLING, 2005; LE MOAL *et al.*, 2019).

Entende-se como eutrofização o enriquecimento da concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nos corpos d'água, tendo como consequência o aumento da produtividade dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988). Esse processo pode ocorrer naturalmente devido ao acúmulo lento e contínuo de nutrientes trazidos pelo escoamento das chuvas, que erodem e lixiviam as zonas continentais, chamado de eutrofização natural. Quando ocorre artificialmente, isto é, provocado pelo homem, é denominado de eutrofização artificial, cultural ou antrópica (ESTEVES, 1988).

Os primeiros indícios de fenômenos de eutrofização surgiram nos grandes centros urbanos e industriais do hemisfério norte em meados do século XX, em que o aumento da produtividade dos ambientes aquáticos estava diretamente relacionado com a poluição pontual causada por efluentes domésticos e industriais. Desde então, novos casos de eutrofização vêm se espalhando pelo mundo, afetando muitos lagos, rios e áreas costeiras, porém atualmente associados mais com a poluição difusa de origem agrícola (LE MOAL *et al.*, 2019).

A eutrofização cultural é um fenômeno mundial que afeta todas as regiões do globo, sendo um problema recorrente para os ecossistemas de água doce e marinhos (SMITH; SCHINDLER, 2009), trazendo como consequências alterações no funcionamento de ecossistemas aquáticos (LE MOAL *et al.*, 2019). É resultante, principalmente, das descargas externas que chegam aos corpos d'água como os esgotos sanitários, industriais e fertilizantes, que aumentam a concentração de fósforo e nitrogênio nos ambientes aquáticos, aumentando a produção de matéria orgânica (ANDERSEN *et al.*, 2006). Além desses, o próprio metabolismo dos sistemas aquáticos que caracterizam as cargas internas também influencia no enriquecimento de nutrientes (TUNDISI, 2003).

Os impactos oriundos da eutrofização são de natureza ambiental, econômica e social, e a diminuição destes implica em grandes gastos para a recuperação de rios, lagoas e represas. Algumas iniciativas para tentar quantificar os impactos monetários da eutrofização foram realizadas. Dodds *et al.* (2009) avaliaram os impactos monetários causados pela eutrofização em ecossistemas aquáticos dos Estados Unidos e concluíram que as perdas econômicas foram de aproximadamente 2,2 bilhões de dólares anuais. Apesar das iniciativas, segundo Le Moal *et*

al. (2019), a quantificação de todos os impactos ambientais, sanitários e econômicos gerados pela eutrofização ainda representa um grande desafio.

A caracterização do estado de eutrofização dos ecossistemas aquáticos pode ser realizada em função do nível trófico da água. Segundo Esteves (1988), há diversos estudos e métodos sobre o enquadramento do estado trófico de sistemas aquáticos. A determinação do estado trófico fundamenta-se principalmente em parâmetros físico-químicos e biológicos, na morfologia da bacia, taxas de metabolismo e parâmetros hidrológicos (OVERBECK, 2000), variando de acordo com as características do método escolhido.

Os índices de estado trófico (IET) foram desenvolvidos para classificar de forma sistêmica os rios, lagos e represas, e servir de instrumentos aos gestores de recursos hídricos, auxiliando dessa forma a elaboração de estudos e ações para o gerenciamento das águas (TUNDISI, 2003). Um dos IETs frequentemente utilizado em estudos limnológicos é o método de Carlson (1977), modificado por Toledo *et al.* (1983). Este índice foi desenvolvido baseado nas concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico, clorofila - a total e transparência da água ou profundidade do Disco de Secchi.

Para o devido controle do processo de eutrofização, segundo Tundisi (2003), o monitoramento das águas deve ter como foco principal os seguintes fundamentos: identificar as fontes pontuais e difusas (CHAPMAN, 1992); realizar balanços de nutrientes (VOLLENWEIDER; KEREKES, 1981); identificar o estado trófico dos ecossistemas aquáticos em função das concentrações de N e P; criar cenários futuros no que se refere à progressão do estado trófico (THANH; BISWAS, 1990); identificar organismos indicadores de eutrofização e ampliar e divulgar para o público as informações relacionadas à eutrofização (UNEP/IETC, 2001). Reduzir o aporte de nutrientes em ambientes terrestres é fundamental para controlar a eutrofização dos ambientes aquáticos (JARVIE *et al.*, 2018).

3.2. Modelagem hidrológica

Modelos hidrológicos são ferramentas capazes de representar os processos físicos e hidrológicos que ocorrem sobre a superfície e subsuperfície terrestre, além de gerar informações em locais não monitorados (TUCCI 1998; BEVEN, 2012). São instrumentos que facilitam a análise dos sistemas ambientais, permitindo projetar e avaliar cenários futuros, auxiliando na seleção de medidas mais eficazes de planejamento e gerenciamento das águas (SEGURADO, 2018).

Segundo Beven (2012), a principal razão de utilizar modelos hidrológicos é por causa das limitações das técnicas de medição hidrológica que não conseguem cobrir todos os sistemas hídricos necessários ao provimento de estudos hidrológicos, o que demanda o desenvolvimento de modelos para extrapolar as medições disponíveis no espaço e no tempo, principalmente para prever o comportamento de bacias hidrográficas no presente e no futuro.

O principal objetivo da modelagem hidrológica é determinar os componentes do ciclo hidrológico a fim de possibilitar um maior entendimento sobre os processos físicos envolvidos no comportamento das águas no ambiente, que são representados por meio de equações matemáticas. Entretanto, vale ressaltar que esses processos são complexos, o que dificulta descrevê-los completamente por meio de formulações matemáticas, sendo assim, a modelagem hidrológica se caracteriza como uma representação aproximada da realidade do sistema que se quer modelar (RENNÓ; SOARES, 2000).

Atualmente, os modelos hidrológicos apresentam diversas aplicações na representação do comportamento de bacias hidrográficas. Essas aplicações variam conforme o contexto e objetivo de cada estudo. No entanto, a maior parte dos trabalhos encontrados na literatura utilizam esses modelos para estimar o escoamento superficial em bacias hidrográficas por meio de simulações do tipo chuva-vazão; na simulação de outros componentes do ciclo hidrológicos tais como, evapotranspiração, escoamento subterrâneo e glacial; na modelagem de processos erosivos; e na simulação da produção e transporte de poluentes por meio do escoamento superficial (BREWER *et al.*, 2018). Além disso, a modelagem hidrológica permite verificar a consistência de dados hidrológicos e gerar séries sintéticas em bacias não monitoradas a partir da calibração de modelos por meio de dados observados (SANTOS, 2009).

Os modelos hidrológicos podem ser classificados de diversas formas (TUCCI, 1998; BEVEN, 2012). De modo geral, os modelos são classificados segundo: o objetivo da modelagem (simulação, otimização e decisão); o tipo de variáveis utilizadas (estocásticos ou determinísticos); o tipo de relações entre as variáveis (empíricos e conceituais); a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos); a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos); e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (RENNÓ; SOARES, 2000).

Os modelos de simulação representam os processos hidrológicos, possibilitando a antecipação de ocorrências; os modelos de otimização procuram otimizar a operação de sistemas, podendo utilizar modelos de simulação dentro de sua estrutura; e os modelos de decisão utilizam vários modelos em sua estrutura com a finalidade de dar respostas a questões de decisão aos usuários (TUCCI, 1998).

Os modelos estocásticos e determinísticos se diferenciam segundo as variáveis utilizadas na modelagem. Um modelo é dito estocástico quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório e sua determinação ocorre a partir de uma dada distribuição de probabilidade. Se os conceitos de probabilidade não forem considerados durante a modelagem, este será denominado de determinístico (MARINHO FILHO *et al.*, 2012).

Os modelos conceituais levam em consideração os conceitos físicos envolvidos nos processos hidrológicos. Estes ainda podem ser subdivididos em semi conceituais, que relacionam as características físicas dos fenômenos estudados, porém mantém um certo empirismo na definição dos parâmetros utilizados; e fisicamente fundamentados que se aproxima bastante da física do sistema (MARINHO FILHO *et al.*, 2012). Os modelos empíricos não consideram os conceitos físicos envolvidos, utilizam funções estatísticas como os métodos de correlação e análise de regressão na modelagem hidrológica (SANTOS, 2009). Segundo RENNÓ e SOARES (2000) os modelos empíricos são bastante simples e úteis no dia a dia, porém sua utilização é limitada à região para qual as relações foram estimadas, além de não permitirem simular cenários de uso do solo.

Modelos discretos são aqueles que objetivam modelar períodos isolados da série, geralmente são utilizadas para representar eventos de cheia ou recessão. Os modelos contínuos buscam modelar longos períodos, contemplando épocas de comportamentos hidrológicos diferentes. São mais complexos que os discretos e foram desenvolvidos para simular com exatidão todas as fases do ciclo hidrológico (MARINHO FILHO *et al.*, 2012).

Os modelos concentrados são aqueles que não consideram a variabilidade espacial do sistema modelado, entendem a bacia hidrográfica como um sistema homogêneo. Nesse tipo de modelagem as variáveis são consideradas em termos médios na bacia. Por outro lado, os modelos distribuídos permitem que a bacia seja discretizada em unidades menores segundo a variabilidade espacial das características físicas da bacia. Nesse caso, as variáveis e parâmetros do modelo variam no tempo e no espaço (MARINHO FILHO *et al.*, 2012). Há uma correspondência geral entre modelos distribuídos e os modelos baseados em processos físicos. Esses modelos utilizam variáveis e parâmetros médios em escalas de *grid*, ou conforme o nível de discretização da bacia hidrográfica (BEVEN, 2012).

A modelagem hidrológica surgiu a mais de um século com o surgimento do Método Racional, proposto por Mulvany em 1850, conforme descrito por (TODINI, 2007). Até em meados da década de 1950, os métodos utilizados baseavam-se em procedimento estatísticos, com uma tendência ao uso de modelos empíricos que não levavam em consideração os fenômenos físicos envolvidos. Com o passar dos anos, conforme os avanços das tecnologias da

informação, os modelos foram sendo aprimorados objetivando representar fisicamente os processos hidrológicos, sendo uma alternativa aos modelos até então existentes que utilizavam apenas métodos estocásticos (TUCCI, 1998).

A abordagem espacial distribuída começou a ser incorporada nos modelos hidrológicos a partir das décadas de 1960 e 1970 com a disseminação do uso de computadores. Desde então, surgiram muitos modelos com diversas aplicações, variando desde modelos voltados para o dimensionamento de reservatórios até modelos de previsão de vazões por meio de mudanças climáticas ou de uso e ocupação do solo (MARINHO FILHO *et al.*, 2012). A revolução digital observada nesse período possibilitou o surgimento de muitos softwares utilizados para o pré e pós-processamento dos modelos hidrológicos, o que inclui sistemas de informação geográfica e ferramentas de análises de sensibilidade e de incertezas (DÖLL *et al.*, 2008).

Atualmente há muitos modelos disponíveis na literatura (BREWER *et al.*, 2018) para qualquer aplicação que envolva conceitos hidrológicos, o que torna a escolha um processo difícil (EISENBIES *et al.*, 2007). Beven (2012) ressalta que para a escolha de um modelo devemos levar em consideração alguns critérios, como a disponibilidade do modelo, verificar se o modelo prevê as variáveis requeridas pelos objetivos do estudo, analisar se o modelo se encaixa dentro das características e limitações da área de estudo e verificar se todos os dados de entrada requeridos pelo modelo podem ser obtidos dentro das restrições de tempo e dinheiro do projeto.

Demais discussões sobre a utilização de modelos hidrológicos e sua integração com outros modelos, hidráulicos, ecológicos, e de qualidade da água, para responder questões de natureza interdisciplinar, consultar o trabalho de Brewer *et al.* (2018).

3.3. Modelos utilizados para avaliação da poluição difusa

As fontes de poluição difusa se caracterizam pela ocorrência aleatória e intermitente no sistema, muito difícil de serem identificadas e quantificadas (LEÓN *et al.*, 2001). A determinação dessas fontes demanda o entendimento de mecanismos complexos inerentes ao processo de geração, transporte e deposição desses poluentes, como análises das características climáticas, físicas e de uso do solo da bacia. Essas características dificultam o monitoramento, controle e tratamento desses poluentes (SHEN *et al.*, 2012).

Nesse contexto, os modelos de poluição difusa surgem como ferramentas capazes de simular os processos pertinentes ao estudo de poluentes, auxiliando as análises espaciais e temporais da poluição difusa. Esses modelos permitem identificar as fontes de poluição,

entender como são transportados na bacia e prever as cargas poluidoras e seus impactos sobre os recursos hídricos, possibilitando também estimar os efeitos das alterações climáticas e de uso e ocupação do solo sobre os mesmos.

Segundo Shen *et al.* (2012), o estudo da poluição difusa possui duas abordagens: os modelos empíricos ou estatísticos e os modelos baseado em processos físicos. Os modelos ditos empíricos usam dados de monitoramento em parcelas experimentais para estabelecer relações empíricas entre parâmetros hidrológicos. Esses modelos são mais vantajosos do ponto de vista de operação, uma vez que demandam poucos dados de entrada e procedimentos de cálculo mais simples. As desvantagens dessa abordagem é que geralmente esses modelos não descrevem os processos de migração de poluentes e não podem ser utilizados em áreas extensas devido às suas características regionais inerentes. Os modelos baseados em processos físicos baseiam-se na integração de modelos hidrológicos e modelos de geração e transporte de sedimentos e poluentes. São vantajosos por considerarem os mecanismos interno do processo de poluição, sendo capazes de apresentar características espaciais mais claras. Por outro lado, devido à grande quantidade de parâmetros inerentes, esses modelos demandam volumes expressivos de dados de entrada, além de procedimentos de calibração e validação, restringindo seu uso em regiões com escassez de dados hidrológicos.

Considerando que o estudo de poluentes depende da interação de uma série de fatores, como o clima, relevo, hidrologia, tipo e uso do solo, a escolha do modelo deve basear-se na disponibilidade de informações disponíveis para a bacia que se deseja estudar. Vários modelos foram desenvolvidos para simular a poluição difusa em bacias hidrográficas, segundo Xiang *et al.* (2017), entre os modelos mais utilizados no mundo, destaca-se o *Hydrologic Simulation Program-Fortran* (HSPF), o SWAT, o Modelo de Coeficientes Médios de Exportação (CME) e o *Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load* (STEPL).

A integração de informações ambientais distribuídas no espaço por meio de ferramentas de geoprocessamento vem sendo estudada por diversos pesquisadores da área de poluição hídrica. Segundo Libos (2002) há uma tendência em acoplar modelos distribuídos do tipo chuva-vazão aos conceitos pertinentes à problemática da poluição das águas. A autora fez um levantamento dos principais modelos matemáticos utilizados nesse contexto (Tabela 1).

Tabela 1 - Principais modelos de poluição difusa.

Modelos	Componentes	Escala de tempo	Escala espacial
Coeficientes de exportação	Perda de sedimentos e nutrientes	Anual	Dezenas de centenas de km ²
USLE	Produção de sedimentos por cultivo específico, entre outros...	Anual	Terreno/campo
AGNPS	Ciclo hidrológico, produção e transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Células, campo
ANSWERS	Ciclo hidrológico e transporte de sedimentos.	Uma tempestade	Células
CREAMS	Ciclo hidrológico, erosão, nutrientes e pesticidas	Diário, contínuo	Campo
EPIC	Ciclo hidrológico, erosão e nutrientes	Eventos contínuos, diários	Campo
HSPF	Ciclo hidrológico, qualidade da água em relação aos contaminantes orgânicos tóxicos e convencionais	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
SHE	Ciclo hidrológico, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
SWAM	Processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Diário, contínuo	Bacia hidrográfica
SWAT	Ciclo hidrológico, clima, transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas, crescimento da cultura e manejo agrícola.	Eventos contínuos, diários	Simulação simultânea para 100 sub-bacias
SWRRB	Processos hidrológicos e sedimentação	Eventos contínuos	Bacia hidrográfica
WEPP	Processos hidrológicos e sedimentação	Diário, contínuo, tempestades simples	Bacias hidrográficas, células

Fonte: adaptado de Libos (2002).

A maioria dos modelos apresentados na Tabela 1 são bastante robustos, o que demanda uma grande quantidade de dados de entrada, séries históricas extensas, além do entendimento de todos os parâmetros envolvidos no processo de modelagem, que exige muito tempo e energia para a total compreensão desses modelos. Considerando o estudo de bacias não instrumentadas ou com poucos postos de monitoramento, uma alternativa para o estudo desses locais é a utilização de modelos empíricos acoplados em ambiente SIG. Sendo assim, nesse trabalho optou-se por utilizar o método dos coeficientes de exportação, que é brevemente discutido no próximo item.

3.3.1. Coeficientes Médios de Exportação

As abordagens tradicionais utilizadas para estimar a poluição difusa baseiam-se em modelos bem detalhados, baseado em fatores físicos que preveem as mudanças na qualidade da água em tempo real e funcionam bem em bacias para as quais foram originalmente construídos. Esses modelos geralmente são bastante complexos e difíceis de serem calibrados devido à grande quantidade de dados requeridos para modelagem (JOHNES, 1996).

O método dos coeficientes de exportação surge como alternativa aos estudos de modelagem da poluição difusa. Embora desconsidere os processos físicos envolvidos no estudo da poluição difusa, esse método possui precisão aceitável e tem a vantagem de exigir menos dados de entrada e possuir menos parâmetros de modelagem, sendo a sua utilização adequada para bacias não instrumentadas ou com poucos dados disponíveis (DING *et al.*, 2010). Foi originalmente desenvolvido na América do Norte e adotado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) para prever o carreamento de nutrientes em águas eutróficas (JOHNES, 1996). Baseia-se na ideia de que a carga de poluente exportada de uma bacia hidrográfica se caracteriza pela soma das fontes individuais, quantificadas em função das atividades humanas desenvolvidas na superfície terrestre (agricultura, pecuária, reflorestamento, mineração e etc.) (SHEN *et al.*, 2012).

A modelagem baseada nos coeficientes de exportação tem como objetivo determinar a carga de poluentes que chega aos corpos hídricos com base na exportação de poluentes gerada por cada classe de uso do solo da bacia hidrográfica (JOHNES, 1996), ou seja, representam a perda diária, mensal ou anual de poluentes por unidade de área, geralmente representada em $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Essa abordagem vem ganhando cada vez mais espaço em estudos sobre poluição difusa devido à sua simplicidade e robustez relativa, e em virtude da escala temporal de análise

que permite o uso de dados agrupados espacialmente e temporalmente ao invés de dados em tempo real, coletados em campo (ONGLEY; XIAOLAN; TAO, 2010).

Geralmente, os coeficientes de exportação são obtidos de fontes da literatura ou por meio de experimentos de campo para determinar a taxa de perda de nutrientes de cada fonte de poluição (LIU *et al.*, 2017). São determinados a partir de medidas precisas de vazão e de concentração de poluentes. Mansor (2005) ressalta que as imprecisões na determinação dos coeficientes de exportação ocorrem, na maioria das vezes, em virtude das incertezas na determinação da vazão, pois esta tende a ter uma maior variabilidade sazonal do que a concentração de nutrientes.

Outro aspecto importante do método dos coeficientes de exportação é que, além de prever a carga anual de poluentes em nível de bacia, esse método também possibilita, a partir da descarga anual total no local de amostragem, prever as concentrações médias de poluentes, como nitrogênio e fósforo total que pode ser calibrado e validado a partir de dados observados ao longo do ano (JOHNES, 1996).

Apesar das potencialidades apresentadas, os coeficientes médios de exportação apresentam algumas limitações que devem ser consideradas pelo analista para se obter melhores resultados com a utilização do modelo. Esse método, segundo Ding *et al.* (2010), não considera a variabilidade espacial dos parâmetros envolvidos na modelagem, como a distribuição espaço-temporal da precipitação que determina regiões hidrológicas diferentes e por isso deve ser relevante no processo, e a variabilidade do terreno e tipos de solo que estão entre os principais fatores que afetam a poluição por fontes difusas.

O método dos coeficientes de exportação tem sido largamente utilizado no estudo da poluição difusa. Reckhow, Beaulac e Simpson (1980) foram um dos pioneiros no estudo dos coeficientes de exportação. Desde então, esse método vem sendo utilizado em diversas regiões do mundo, a utilização dos coeficientes de exportação varia desde aplicações do método para a determinação de cargas de nutrientes até estudos pertinentes ao seu aprimoramento, incluindo novos parâmetros e faixas de aplicação (ZHANG *et al.*, 2018).

A maioria dos estudos sobre coeficientes de exportação utilizam valores obtidos na literatura. Segundo Ongley, Xiaolan e Tao *et al.* (2010) os coeficientes de exportação são altamente variáveis, refletindo as condições particulares dos locais onde foram gerados. Os autores ressaltam ainda que a escolha de um coeficiente de exportação da literatura está sujeita a incertezas, podendo levar a resultados imprecisos, muito discrepantes das condições reais do sistema modelado. Sendo assim, é de grande importância o monitoramento de campo a fim de determinar coeficientes de exportação regionais, reduzindo dessa forma as incertezas na

estimativa das cargas dos poluentes (LIU *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2018). Nesse trabalho optou-se por utilizar os valores dos coeficientes médios de exportação estabelecidos no Modelo Matemático de Correlação entre Uso do Solo e Qualidade da Água (MQUAL) que foram determinados em bacias piloto do estado de São Paulo, onde se situa a área de estudo dessa pesquisa (SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2010).

3.3.2. Modelo Matemático de Correlação entre Uso do Solo e Qualidade da Água

O MQUAL foi desenvolvido pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), sendo sua primeira versão elaborada em 1998 durante o Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do Guarapiranga (HAUPT, 2009), e adotado como um instrumento técnico da Lei Estadual Nº 12.233/2006 (MORUZZI *et al.*, 2012). Foi concebido com o objetivo de avaliar as interferências do uso e ocupação do solo sobre a qualidade das águas, de forma a subsidiar os trabalhos dos gestores de recursos hídricos na tomada de decisão, auxiliando o monitoramento das cargas poluidoras geradas na bacia e o atendimento de metas de gestão da qualidade hídrica.

Segundo Secretaria Estadual do Meio Ambiente (2010), o MQUAL oferece resposta à análise: da qualidade futura do manancial sob diversas hipóteses de ocupação da bacia, de implantação de sistemas de saneamento e ações de controle; de novas políticas de uso do solo, com a identificação clara das contribuições específicas de cada categoria de uso do solo na qualidade da água, além de áreas prioritárias para preservação e recuperação; do licenciamento de grandes empreendimentos, com o uso de uma ferramenta adequada para avaliação de impactos sobre a qualidade das águas; e de novas medidas de controle ambiental que possam ser propostas, a partir do conhecimento mais detalhado da bacia.

Desde sua origem, o MQUAL vem sendo melhorado ao longo dos anos com a finalidade de aperfeiçoar o conhecimento sobre a geração de cargas e os processos de autodepuração na bacia do reservatório de Guarapiranga. Para tanto, foram realizadas campanhas de monitoramento contínuo da qualidade da água em todas as sub-bacias da área de contribuição da represa a fim de determinar os coeficientes médios de exportação utilizados no modelo (HAUPT, 2009). A Tabela 2 apresenta as versões do MQUAL desenvolvidas para bacia de contribuição do reservatório de Guarapiranga.

Tabela 2 - Versões do MQUAL.

Versão	Ano	Contexto
MQUAL 1.0	1997	Versão original no PDPA do Programa Guarapiranga.
MQUAL 2.0	1998	Versão incorporando trabalho de cargas difusas, desenvolvida no Programa Guarapiranga.
MQUAL 2. Aj	1998	Versão incorporando o trabalho de estudo de várzeas, desenvolvida para o Programa Guarapiranga.
MQUAL 1.5	2003	Versão incorporando atualizações de softwares, desenvolvida para a SMA e disponibilizada em CD.
MQUAL 1.6 G	2006	Versão incorporando as cargas do braço Taquacetuba e interfaces com <i>softwares</i> SIG.

Fonte: Secretaria Estadual do Meio Ambiente (2010).

O MQUAL é composto por três módulos inter-relacionados que representam os fenômenos de geração e abatimento de cargas poluidoras (MORUZZI *et al.*, 2012). O módulo 1 simula a geração de cargas na bacia. Neste módulo são estimadas as cargas de nitrogênio, fósforo, DBO_c, DBO_n, coliformes e sólidos suspensos, oriundos de fontes pontuais e difusas, que são estimadas a partir dos coeficientes de exportação de cargas associados aos diferentes usos do solo da bacia, na população residente e nas condições sanitárias do local. O módulo 2 simula o abatimento de cargas ao longo dos cursos hídricos, permitindo assim calcular a carga afluente ao reservatório. Esse módulo utiliza o modelo de qualidade da água SIMOX-III para quantificar a depuração das cargas ao longo dos principais tributários do reservatório. O módulo 3 estima o abatimento de cargas nos reservatórios utilizando o modelo HAR03 desenvolvido para calcular as concentrações dos poluentes ao longo do reservatório (SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2010).

Dos módulos do MQUAL, o mais utilizado em estudos de poluição hídrica é o módulo 1 que quantifica as cargas geradas na bacia. No caso da bacia de contribuição da represa de Guarapiranga, a carga gerada foi estimada a partir do somatório das cargas de 130 sub-bacias, onde se considerou as cargas de origem difusa (uso do solo) e pontual que são provenientes de fontes domésticas e industriais (SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2010). A equação básica deste módulo consiste em (NAKUMURA *et al.*, 2012):

$$W_m = f_t \left[\sum_i (A_i \cdot C_i) + \sum_j (P_j \cdot e_j) + \sum_k B_k \right] \quad 3.1$$

Em que, W_m é a carga média estimada de cada parâmetro de qualidade em cada sub-bacia (kg.dia^{-1}); f_t é o coeficiente de transporte da sub-bacia; A_i é a área ocupada pelas diferentes categorias de uso do solo na sub-bacia (km^2); C_i é o coeficiente de exportação de cargas difusas das diferentes categorias de uso do solo ($\text{kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); P_j é a população urbana residente na sub-bacia, em diferentes condições de disponibilidade de infraestrutura sanitária; e_j é o coeficiente de exportação de esgotos gerados por população em diferentes condições de disponibilidade de infraestrutura sanitária ($\text{kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); B_k são outras cargas pontuais na sub-bacia (kg.dia^{-1}).

Considerando a Equação 3.1, percebe-se que o módulo de geração de cargas vai além dos coeficientes de exportação de cargas das áreas ocupadas da bacia, esse modelo também considera, em alguns casos, um coeficiente de transporte da sub-bacia que representa o processo de retenção e autodepuração entre as fontes de produção de cargas e os cursos hídricos receptores (HAUPT, 2009).

Apesar de ter sido desenvolvido para bacia do Guarapiranga, o MQUAL vem sendo utilizado em diversos estudos em bacias hidrográficas brasileiras (STEINKE; SAITO, 2008; MORUZZI *et al.*, 2012; RODRIGUES FILHO *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2016; SOUZA, 2017). É um modelo simplificado para avaliar a poluição das águas que pode ser utilizado como um instrumento de planejamento e gestão dos recursos hídricos brasileiros.

Steinke e Saito (2008) utilizaram os coeficientes de exportação dos modelos PLOAD e MQUAL para avaliar as cargas poluidoras na bacia de contribuição da Lagoa Mirim, localizada na fronteira entre Brasil e Uruguai, com o objetivo de identificar áreas úmidas sob o risco de poluição em função do tipo de uso e ocupação do solo. Os autores observaram que a maior parte das áreas húmidas da bacia se encontram na classe de risco muito alto, indicando a necessidade de uma gestão compartilhada na bacia.

Moruzzi *et al.* (2012) utilizaram os modelos MQUAL e QUAL 2K para simular as cargas difusas e os processos de autodepuração do Córrego Água Branca, localizado no município de Itirapina-SP. As cargas difusas de fósforo total, nitrogênio total, DBO, sólidos em suspensão e coliformes totais foram simuladas com base nos coeficientes de exportação do MQUAL 1.5, e a autodepuração foi simulada por meio do modelo QUAL 2K. Os autores concluíram que os valores dos parâmetros oxigênio dissolvido médio e fósforo total não estão

em conformidade com os valores de referência estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

Rodrigues Filho *et al.* (2015) avaliaram a influência das alterações de uso e ocupação do solo, de acordo com as diretrizes estabelecidas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), sobre as cargas difusas de fósforo e nitrogênio total em uma sub-bacia afluente ao reservatório do Lobo, localizada na região centro-leste do estado de São Paulo. Os autores utilizaram os coeficientes de exportação estabelecidos pelo MQUAL versão 2.0. Os resultados obtidos pelos pesquisadores indicam que as atividades agrícolas correspondem ao uso com maior potencial em alterar a qualidade das águas da sub-bacia no que se refere às concentrações de nutrientes. Os pesquisadores ainda demonstraram a importância da vegetação natural para a qualidade das águas da sub-bacia, as quais são capazes de reter fósforo e nitrogênio por meio da rápida ciclagem biogeoquímica, impedindo o seu transporte para os sistemas hídricos.

Lima *et al.* (2016) diagnosticaram a poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório de Funil, localizada na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, considerando a carga de fósforo e nitrogênio total gerada por meio dos coeficientes médios de exportação do MQUAL 1.5. A metodologia se baseou no acoplamento de um modelo de cargas (MQUAL), um modelo chuva-vazão e um modelo digital de elevação com o propósito de quantificar as cargas e concentrações de fósforo e nitrogênio total na rede de drenagem da bacia. Os pesquisadores observaram que a maior produtividade de nutrientes ocorre em áreas ocupadas por culturas agrícolas e áreas urbanizadas. Os autores ressaltaram que as concentrações de nutrientes simuladas apresentaram bons ajustes em relação aos valores observados, indicando que o modelo foi capaz de detectar a tendência das variações das concentrações de nutrientes ao longo dos rios da bacia.

Guimarães (2018), utilizando os modelos MQUAL e o QUALI-TOOL, avaliou a influência de cenários de uso e ocupação do solo na qualidade das águas da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Salitre, situada nos municípios de Patrocínio e Serra do Salitre, no estado de Minas Gerais. Os resultados obtidos pelo autor mostraram que, se todo uso do solo da sub-bacia do ribeirão Salitre for convertido para áreas agrícolas, a qualidade da água será prejudicada, principalmente para os parâmetros DBO, fósforo e nitrogênio total.

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1. Bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo

A bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo está localizada na região centro-leste do estado de São Paulo, entre os paralelos 22° 9' 30" S e 22° 20' 0" S e meridianos 47° 57' 0" W e 47° 45' 0" W, a uma distância aproximada de 230 km da cidade de São Paulo. A bacia ocupa uma área de 227,7 km² com densidade de drenagem de 0,75 km/km² e altitude máxima de 940 metros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). Seus limites se situam no interior da Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (URGHI 13) dos rios Tietê e Jacaré-Guaçu, e compreende os municípios de Brotas e Itirapina (Figura 1).

A representatividade hídrica da bacia é composta, especialmente, por quatro rios principais, são eles: córrego do Geraldo, rio do Itaqueri, ribeirão do Lobo e córrego das Perdizes. Todos os cursos hídricos drenam suas águas em direção ao reservatório do Lobo que, por sua vez, desagua sobre o rio Jacaré-Guaçu. Em função de suas localizações geográficas, cada tributário está sob influências antrópicas diferentes e possui interações específicas com as regiões por onde passam suas águas.

O rio Itaqueri e o ribeirão do Lobo são os principais cursos hídricos da bacia. O ribeirão do Lobo nasce no alto da serra na divisa dos municípios de Brotas e Itirapina, a uma altitude de aproximadamente 900 metros, percorrendo 24,6 km de extensão, desaguardo no rio Jacaré-Guaçu, entre os municípios de Itirapina e São Carlos. Já o rio Itaqueri nasce a uma altitude de 940 metros, percorre 20,21 km de extensão, seguindo sua rota em direção à represa do Lobo.

Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

No que concerne à classificação das águas da bacia hidrográfica do Lobo, segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Nº 357 de 17 de março de 2005, os rios Itaqueri e Lobo estão enquadrados na Classe 2, cujos usos preponderantes são destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamentos convencionais; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura e à atividade de pesca.

Segundo a classificação de Köppen, a região possui clima quente de inverno seco (Cwa), caracterizado pelo clima tropical de altitude (CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADA À AGRICULTURA, 2017), com chuvas no verão e período seco no inverno, com ventos relativamente intensos, controlados pelas massas de ar equatorial e tropical. Tais características favorecem a entrada de material nos sistemas hídricos, tanto pelo escoamento superficial como pela precipitação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). A precipitação anual na bacia é de aproximadamente 1.500 mm. No inverno, as temperaturas variam, no mês de julho, entre 15° C e 17° C e no verão, mês de janeiro, entre 21° C e 23° C. A evapotranspiração potencial é de 500 mm a 1.000 mm por ano (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014).

Geologicamente, a bacia é formada por rochas do grupo São Bento, representadas pelas formações Pirambóia, Botucatu e Serra Geral (basalto, arenito, intertrap e diabásio); pelos substratos do grupo Bauru da formação Marília ou Itaqueri (arenitos, siltitos e conglomerados); e pelos sedimentos aluviais recentes (CLEMENTE *et al.*, 1986; NISHIYAMA, 1991).

Em relação à geomorfologia, conforme Almeida (1964), a região está inserida na unidade geomorfológica denominada Cuestas Basálticas, localizadas entre o Planalto Central e a Depressão Periférica. A Depressão Periférica representa a faixa de ocorrência de sequências sedimentares paleozoicas e mesozoicas do estado de São Paulo. Apresentam-se como porções descontínuas de corpos intrusivos, como diques, sills de diabásio que excedem da topografia. As Cuestas Basálticas apresentam-se como elevadas festonadas e ocorrem na transição entre os terrenos de depressões e os planálticos. Tais formações aparecem como formas abruptas, que constituem as escarpas frontais (ocorrências de derrames basálticos) e suavizadas que compreendem o reverso da cuesta, que são os relevos suaves e colinosos (CORVALÁN, 2009).

A região, em sua maioria, apresenta relevo pouco movimentado, com desníveis na ordem média de 50 metros, com máximos de 300 metros em determinados pontos ao longo da bacia, como nas proximidades do distrito de Itaqueri da Serra, em função dos derrames basálticos. Nesses locais aparecem as cuestas arenito-basálticas, relevo escarpado se limitando com a depressão periférica. No reverso das cuestas encontra-se o Planalto de Campo Alegre drenado pelos ribeirões do Lobo e Itaqueri.

Os solos da bacia do ribeirão do Lobo possuem uma variedade expressiva, compostos por oito tipos diferentes: os solos Hidromórficos, solos Orgânicos, Latossolos, Regossolos, solos Litólicos, Terras Roxas derivadas do basalto, solos Podzólicos e solos arenosos oriundos do quartzo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). Entretanto, conforme Oliveira e Prado (1984), as classes mais representativas da bacia são os Latossolos Vermelho-Amarelo, que são oriundos do retrabalhamento de arenitos das formações Pirambóia, Botucatu e Itaqueri, de textura média a muito argilosa, e as Areias Quartzosas, originadas a partir do retrabalhamento de rochas arenosas das formações Pirambóia e Botucatu, ocorrendo principalmente nas planícies de inundação dos ribeirões do Lobo e Itaqueri e baixadas marginais da represa.

A vegetação da bacia é composta predominantemente por fragmentos de cerrado, com matas de galeria ao longo dos rios, e *Pinus sp* e *Eucalyptus sp* nas áreas de Reflorestamento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). Considerando os fragmentos de cerrado, a maior parte de sua área (94%) é coberta por fisionomias abertas, caracterizadas, sobretudo, por campo sujo, campo úmido, campo cerrado e campo limpo, sendo

complementada por fragmentos de cerrado *sensu stricto*, florestas ribeirinhas e cerradão (INSTITUTO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2006).

A relevância natural da bacia pode ser explicada pelas áreas naturais protegidas existentes na região. A bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo situa-se dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental do Corumbataí-Botucatu-Tejupá, além de incorporar a Estação Ecológica de Itirapina que desempenha um papel fundamental na preservação das fitofisionomias e do patrimônio genético de fauna e flora do bioma cerrado no estado de São Paulo.

4.2. Reservatório do Lobo-Broa

O reservatório do Lobo (Figura 2) foi construído em 1936 com a finalidade de fornecer água para a usina hidrelétrica de Carlos Botelho, que atualmente é gerenciada pela empresa Claro S. A. A represa é internacionalmente conhecida devido às pesquisas desenvolvidas nas áreas de Limnologia, Ecologia e Recursos Hídricos.

As atividades predominantes na represa do Lobo são a recreação e o turismo, que envolve as atividades de pesca esportiva e profissional, banhos e esportes náuticos. Segundo Periotto e Tundisi (2013), o valor total dos serviços ecossistêmicos atribuídos à classe recreação e turismo é de USD 3.813.934,76 por ano que, apesar de subestimado, demonstra a importância da manutenção desses serviços para o desenvolvimento sustentável da região.

A represa é rasa, com profundidade média de 5,8 metros, área de 5,6 km² e volume de 24,3 milhões de m³ (ESTIGONI; MATOS; MAUAD, 2014). É dividido em dois compartimentos, o superior, sob influência direta dos ribeirões do Lobo e Itaqueri, com alta concentração de macrófitas, e o inferior, mais profundo e verticalmente mais homogêneo devido à circulação da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003).

Figura 2 - Visão geral da represa do Lobo.

Fonte: Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2014.

Em função das características naturais da bacia, as cargas difusas de fósforo e nitrogênio são controladas pelo mosaico de fragmentos de vegetação natural e pelas áreas alagadas localizadas nos principais tributários do reservatório, que desempenham um papel importante na retenção de nutrientes e metais pesados que chegam das extensas áreas drenadas por esses cursos hídricos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014). Conforme relata Whitaker *et al.* (1995), os sedimentos das áreas alagadas dos ribeirões do Lobo e Itaqueri reciclam cerca de 13 a 20% do nitrogênio, que demonstra sua importante função natural na manutenção da qualidade hídrica da represa.

Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2014), a concentração de fósforo e nitrogênio são relativamente baixas na represa. A média da concentração de fósforo, considerando amostragens nos anos de 2012 e 2013, foi de $40,18 \mu\text{g L}^{-1}$, enquanto que o nitrogênio total médio foi de $0,44 \text{ mg L}^{-1}$. Dado a influência constante dos ventos durante praticamente todo o ano e o alto grau de oxigenação da represa, boa parte do fósforo que chega ao sistema precipita-se ao sedimento como fosfato férrico, sendo, eventualmente, depositado à coluna de água em alguns pontos anóxicos do reservatório (CHALAR; TUNDISI, 2001).

Entretanto, apesar das peculiaridades naturais da bacia que resultam em um maior poder de preservação dos ecossistemas aquáticos, alguns estudos mais recentes observaram alterações na qualidade das águas da represa. Diniz (2016) avaliou a qualidade da água e dos sedimentos

em diferentes compartimentos do reservatório do Lobo entre os anos de 2014, 2015 e 2016. Os resultados encontrados indicam o enriquecimento de nutrientes na represa, com concentrações máximas de fósforo e nitrogênio total de $104,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Marafão (2016) estudando três reservatórios tropicais com diferentes graus de trofia do estado de São Paulo (Barra Bonita, Itupararanga e Lobo), realizou oito amostragens entre os anos de 2013 e 2015. Para os três reservatórios analisados a autora concluiu que a qualidade da água está comprometida em virtude do aumento de cianobactérias potencialmente tóxicas à espécie humana. Para o reservatório do Lobo, os resultados indicam elevadas concentrações de nutrientes, o que reflete a condição hipereutrófica.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada nesse trabalho para avaliar as cargas e concentrações de nitrogênio e fósforo total nos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, baseia-se nos trabalhos de Saunders e Maidment (1996), Libos, Rotunno Filho e Zeilhofer (2003) e Lima *et al.* (2016). O método utilizado pelos autores constitui-se em uma abordagem simplificada, em que equações empíricas são integradas em ambiente SIG para quantificar as cargas e concentrações de nutrientes na bacia, considerando informações espaciais de uso e ocupação do solo, demográficas, topográficas, climáticas e hidrológicas.

Os procedimentos metodológicos dessa pesquisa podem ser resumidos de acordo com as seguintes etapas:

- Geração de um Modelo Digital de Elevação (MDE), com objetivo de identificar e analisar a direção de fluxo e o acúmulo do escoamento superficial por célula para toda área da bacia;
- Determinação de um modelo de vazão média de longo termo (Q_{MLT}) acumulada por célula para toda área da bacia
- Determinação das cargas médias anuais de fósforo e nitrogênio total, utilizando os coeficientes médios de exportação do MQUAL 1.5, em que foi atribuído um valor potencial de carga de nutriente em função da população residente e do uso e ocupação do solo da bacia;
- Determinação de um modelo de cargas totais médias anuais (pontuais e difusas) de fósforo e nitrogênio total acumuladas por célula (30x30 metros) para toda área da bacia;

- Determinação de um modelo de concentrações médias anuais de fósforo e nitrogênio total por meio da integração do modelo de Q_{MLT} com o modelo de cargas totais médias anuais de fósforo e nitrogênio total;
- Avaliação, por meio de amostragens e análises laboratoriais, dos parâmetros de qualidade das águas dos sistemas hídricos da bacia;
- Avaliação do desempenho da modelagem distribuída da concentração média anual de nutrientes por meio de indicadores estatísticos de desempenho.

Para melhor compreensão dos procedimentos metodológicos realizados, a Figura 3 apresenta o fluxograma da metodologia utilizada nessa pesquisa.

Figura 3 - Fluxograma da metodologia utilizada.

5.1. Materiais

Os dados utilizados neste trabalho foram adquiridos em diversos órgãos públicos e encontram-se descritos na Tabela 3. Todas as análises espaciais foram realizadas no software ArcGIS 10.3.1. Todos os dados foram processados e analisados em projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), com o Datum SIRGAS 2000 e Fuso UTM 23S.

Tabela 3 - Banco de dados utilizados neste trabalho.

Dado	Variável	Fonte	Resolução espacial
Cartas topográficas dos municípios de Itirapina (SF-23-M-1-3) e São Carlos (SF-23-Y-A-1)	Rede de drenagem e dados altimétricos	IBGE (1969; 1971)	1: 50.000
SRTM-DEM	Altimetria (m)	Banco de dados geomorfométricos do INPE (VALERIANO <i>et al.</i> , 2009)	1 arco-segundo (30 metros)
Sentinel - 2	Uso do solo	USGS	10 metros
Estações pluviométricas	Precipitação (mm)	ANA	-
Estações fluviométricas	Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e cota (cm)	ANA	-
Dados censitários	Informações populacionais	IBGE (2010)	-

Fonte: elaborado pelo autor.

Além dos materiais descritos na Tabela 3, também foram utilizados equipamentos laboratoriais para as análises dos parâmetros de qualidade da água, que serão descritos nessa seção.

5.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)

Os modelos digitais de elevação são ferramentas fundamentais para aquisição e análise de informações fisiográficas e hidrológicas, sendo que a precisão dessas informações dependerá da qualidade do MDE gerado. Atualmente, existem muitos algoritmos de interpolação para a geração de MDE. O modelo ideal é aquele que apresenta maior consistência geomorfológica e hidrológica, representando fidedignamente as feições do relevo, como divisores de bacias hidrográficas, talwegues, formas côncavas e convexas do terreno, além de assegurar a convergência do escoamento superficial com a rede de drenagem mapeada (HOFFMANN OLIVEIRA, 2012).

Sendo assim, nesse trabalho optou-se por utilizar o interpolador *Topo to Raster*, baseado no algoritmo ANUDEM desenvolvido por HUTCHINSON (1989), uma vez que esse método permite criar modelos digitais de elevação hidrológicamente consistentes (MDE-HC), indicados para estudos hidrológicos devido à sua maior consistência hidrológica. O *Topo to Raster* permite utilizar uma grande variedade de dados vetoriais na elaboração do MDE. No caso dos MDE-HC, esse algoritmo permite, por exemplo, utilizar dados de drenagem na elaboração do modelo, direcionando o relevo conforme a hidrografia mapeada, o que irá assegurar maior coincidência espacial entre a hidrografia mapeada com a hidrografia gerada pelo MDE-HC.

Com o objetivo de obter o modelo com maior consistência hidrológica para a área de estudo, nesse trabalho foram gerados seis modelos digitais de elevação. Para tanto, foram utilizados dados de pontos cotados, curvas de níveis e rede de drenagem, que foram digitalizados em ambiente SIG a partir das cartas topográficas dos municípios de Itirapina (SF-23-M-1-3) e São Carlos (SF-23-Y-A-1), em escala 1:50.000, disponíveis pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); e imagens altimétricas do projeto *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 metros (1 arco-segundo), disponível pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por meio do Projeto TOPODATA (VALERIANO *et al.*, 2009). A Tabela 4 apresenta as características dos modelos gerados.

Tabela 4 - Características dos modelos digitais de elevação.

Modelo	Dados utilizados	Resolução espacial	Fonte
MDE - SRTM	Imagens SRTM	30 metros	Valeriano <i>et al</i> (2009)
MDE – HC (SRTM)	Imagens SRTM e rede de drenagem	30 metros	Valeriano <i>et al</i> (2009) e IBGE (1969; 1971)
MDE – HC 1	Curvas de níveis e pontos cotados	30 metros	IBGE (1969; 1971)
MDE – HC 2	Curvas de níveis, pontos cotados e rede de drenagem	30 metros	IBGE (1969; 1971)
MDE – HC 3	Curvas de níveis, pontos cotados e limite do reservatório do Lobo	30 metros	IBGE (1969; 1971)
MDE – HC 4	Curvas de níveis, pontos cotados, rede de drenagem e limite do reservatório do Lobo	30 metros	IBGE (1969; 1971)

Fonte: elaborado pelo autor.

5.2.1. Modelo de direção de fluxo e acúmulo do escoamento superficial

De posse dos modelos digitais de elevação, o próximo passo foi gerar os modelos de direção e acúmulo do escoamento superficial com a finalidade extrair, automaticamente, as redes de drenagem dos modelos gerados.

Todo processo de interpolação para geração de MDEs gera depressões e outras inconsistências no relevo. Essas depressões espúrias do terreno causam a interrupção do escoamento superficial, dificultando a utilização desses modelos para o desenvolvimento de estudos hidrológicos. Em vista disso, utilizaram-se os algoritmos *Sink* para a identificação das depressões espúrias dos modelos e *Fill* para preenchê-las (Figura 4). Ambos os algoritmos se encontram no módulo *Spatial Analyst tools* do ArcGIS 10.3.1.

Fonte: adaptado de Environmental Systems Research Institute.

Os modelos de direção do fluxo do escoamento superficial foram elaborados com base no algoritmo de Jenson e Domingues (1988), implementado no módulo *spatial analyst tools*. Em suma, a determinação da direção do fluxo do escoamento ocorre por um critério de declividade, ou seja, a direção preferencial de uma célula varia conforme a maior declividade entre as suas oito células vizinhas, formando assim a direção preferencial do escoamento de cada célula, que terá uma única direção entre as oito possíveis. Esse método define para cada célula um código que indica para qual das oito células vizinhas o escoamento deverá seguir (Figura 5).

Figura 5 - (a) Codificação das 8 direções de fluxo, (b) modelo digital de elevação e (c) modelo de direção do fluxo do escoamento superficial.

Fonte: adaptado de Environmental Systems Research Institute.

Com base nos modelos de direção de fluxo, foram determinadas as áreas de drenagem acumuladas por células, utilizando o algoritmo *flow accumulation* implementado no módulo *spatial analyst tools*. Neste método, calcula-se o número de células localizadas a montante de uma célula de referência, onde a mesma recebe o valor do somatório das áreas de todas as células de contribuição, gerando um modelo de fluxo acumulado de água (Figura 6).

Figura 6 - Determinação do modelo de fluxo acumulado.

Fonte: adaptado Environmental Systems Research Institute.

A partir dos modelos de fluxo acumulado, foram determinadas as redes de drenagem de todos os modelos digitais de elevação gerados nesse trabalho. Para tanto, foi necessário estabelecer o número de células acumuladas que sejam consideradas um curso d'água. Após vários testes, nesse estudo, optou-se por utilizar o limiar de 1.000, ou seja, células cujo valor acumulado for maior ou igual a 1.000 foram consideradas como cursos hídricos. Esse limiar foi o que apresentou maior relação com a rede de drenagem mapeada pelas cartas topográficas do IBGE.

5.2.2. Avaliação da consistência hidrológica dos MDEs

O processo de validação da consistência hidrológica de um MDE é muito importante para certificar-se de que algoritmo de interpolação utilizado seja capaz de gerar informações condizentes com a realidade. Segundo Callow *et al.* (2007), a grande maioria dos métodos utilizados para a geração de modelos digitais de elevação não representam bem as características fisiográficas, por exemplo, a rede de drenagem em áreas planas. A configuração adequada da hidrografia de uma área está relacionada com as direções de escoamento em cada célula do MDE que, por sua vez, depende do método de interpolação e da qualidade do MDE gerado (BUARQUE *et al.*, 2009).

Neste trabalho, a consistência hidrológica dos modelos digitais de elevação foi avaliada a partir da comparação quantitativa das drenagens extraídas dos mesmos com a rede de drenagem mapeada nas cartas topográficas do IBGE, consideradas como “verdadeiras” e utilizadas como referência nessa pesquisa. Foi utilizado o método de comparação proposto por Buarque *et al.* (2009), que compara as redes de drenagem com base na determinação da área entre as linhas de drenagem consideradas como verdadeira e as linhas de drenagem obtidas pelos modelos (Figura 7). Segundo essa metodologia, a área entre as drenagens analisadas pode ser tratada como uma estimativa do erro gerado por cada modelo, além disso, essa área dividida pelo comprimento da rede de drenagem resulta em uma largura média do erro, representando fisicamente a distância média entre a drenagem modelada e a verdadeira.

Figura 7 - Comparação entre a rede de drenagem gerada pelo MDE e a rede de drenagem mapeada pelo IBGE.

Fonte: elaborado pelo autor.

5.2.3. Delimitação da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias hidrográficas

A bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e suas sub-bacias hidrográficas foram delimitadas automaticamente com base no MDE – HC (SRTM), que foi o modelo que apresentou maior consistência hidrológica entre todos os modelos gerados nesse trabalho. Para isto, foi utilizado o algoritmo *watershed* do módulo *spatial analyst tools*.

A delimitação da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi gerada considerando toda área de contribuição do ribeirão do Lobo, cuja foz encontra-se a jusante do reservatório do Lobo, quando o mesmo encontra com o rio Jacaré-Guaçu, entre os municípios de Itirapina e São Carlos. As sub-bacias foram delimitadas considerando como exutórios as estações pluviométricas existentes na bacia.

5.3. Modelagem hidrológica

5.3.1. Aquisição e análise dos dados pluviométricos

Nesse trabalho, foram utilizadas as séries de dados de 8 estações pluviométricas (Tabela 5), disponibilizadas pela ANA, por meio do sitio eletrônico <http://www.snirh.gov.br/>, além das isoietas de precipitação média anual, definidas para o período de 1977 a 2006, disponíveis no Atlas Pluviométrico do Brasil, da Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais (CPRM). Entre as 8 estações encontradas para a área de estudo, 6 possuíam falhas nas séries dados, e uma, estação 2247182 (Ribeirão Feijão), apresentou dados inconsistentes, em que foi observado erros de medição encontrados no ano de 2014. Para o preenchimento das falhas e das inconsistências observadas, utilizou-se o programa PGECLIMA_R, desenvolvido por Virgens Filho *et al.* (2013). Este programa faz o preenchimento automático das séries de dados, tendo como dados de entrada os valores diários e mensais de precipitação.

Ressalta-se que para as análises desse trabalho optou-se por utilizar dados mais atuais de precipitação, portanto, foram utilizados dados a partir do ano de 1980, com exceção das estações Itirapina 2, Siriema e Usina do Lobo que apresentam séries muito pequenas ou antigas. Para essas, foram utilizados dados a partir de 1977 até o final da série de cada estação, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Estações de monitoramento pluviométrico utilizadas no estudo.

Código	Nome	Latitude	Longitude	Operadora	Série de dados	
					Início	Fim
2247184	Itaqueri da Serra	22° 20' 31.92"	47° 55' 4.08"	CONSTRUFAM	01/01/1977	Atual
2247196	CRHEA - Broa	22° 10' 12.00"	47° 53' 56.04"	CONSTRUFAM	01/01/1979	Atual
2247180	Itirapina	22° 14' 57.12"	47° 49' 36.12"	CONSTRUFAM	01/01/1977	Atual
2247008	Usina do Lobo	22° 10' 0.12"	47° 54' 0.00"	DAEE-SP	01/01/1937	31/12/1997
2247012	Itirapina 2	22° 14' 0.00"	47° 48' 0.00"	DAEE-SP	01/01/1936	31/12/1999
2247183	Siriema	22° 16' 0.12"	47° 54' 0.00"	ANA	01/01/1977	31/12/1989
2247197	Est. Ferroviária Campo Alegre	22° 14' 8.88"	47° 57' 29.16"	CONSTRUFAM	01/01/1979	Atual
2247182	Ribeirão do Feijão	22° 9' 7.92"	47° 53' 11.04"	CONSTRUFAM	01/01/1977	Atual

Fonte: elaborado pelo autor.

5.3.2. Espacialização dos dados pluviométricos

Após a organização e análise das séries de dados pluviométricos, o próximo passo foi espacializar os dados de precipitação média anual para toda área da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Sendo assim, os dados de precipitação média anual de cada posto de monitoramento, juntamente com suas coordenadas geográficas foram transformadas em um único arquivo vetorial, no formato *shapefile*, e em seguida incorporada no software ArcGIS 10.3.1.

Nesse trabalho, a espacialização dos dados de precipitação média anual foi realizada utilizando o algoritmo *Inverse Distance Weighted* (IDW), implementado no módulo *spatial analystic Tools*. Esse método interpola os dados usando uma técnica de distância inversa ponderada, a interpolação de uma variável é calculada a partir da média ponderada entre os valores dos pontos vizinhos, ou seja, quanto maior a proximidade com o ponto que se quer estimar, maior é o peso atribuído ao ponto amostrado. A interpolação de uma variável pelo método IDW é realizada utilizando-se a Equação 5.1. (MARCUIZZO; ANDRADE; MELO, 2011).

$$Z_{(x)} = \frac{\sum_{i=1}^n (\omega_i \cdot Z_{(x_i)})}{\sum_{i=1}^n \omega_i} \quad 5.1$$

Em que, $Z(x)$ é o valor do ponto que se deseja interpolar; n é a quantidade de pontos próximos utilizados na interpolação do ponto x ; $Z(x_i)$ é o valor do ponto x_i e; ω_i é o peso do valor de x_i sobre o ponto x .

Para se determinar ω_i utiliza-se a seguinte equação:

$$\omega_i = \frac{1}{h(X; X_i)^p} \quad 5.2$$

Em que, $h(x, x_i)$ - é a distância entre o ponto x e o ponto x_i e; p - é o parâmetro de potência, geralmente igual a dois.

5.3.3. Aquisição e análise dos dados fluviométricos

Os dados fluviométricos foram adquiridos na base de dados da ANA, por meio do site eletrônico <http://www.snirh.gov.br/>. Ao todo foram encontradas 6 estações de monitoramento fluviométrico na bacia (Tabela 6).

Tabela 6 - Estações de monitoramento fluviométrico utilizadas no estudo.

Código	Nome	Latitude	Longitude	Rio	Série de dados	
					Início	Fim
62760090	Córrego Geraldo	22° 12' 20.00"	47° 52' 10.00"	Geraldo	01/01/1989	31/09/1991
62760130	Jacaré-açú 1	22° 9' 54.00"	47° 54' 6.84"	Lobo	01/01/1978	31/12/2014
62760150	Jacaré-açú 2	22° 9' 29.88"	47° 54' 1.08"	Lobo	01/01/1978	31/12/2014
62760070	Mineração	22° 14' 58.92"	47° 51' 47.16"	Itaqueri	01/01/1977	31/12/1984
62760110	Córrego Perdizes	22° 11' 19.00"	47° 54' 22.00"	Perdizes	01/01/1978	31/12/1995
62760050	Siriema	22° 16' 0.00"	47° 54' 0.00"	Lobo	01/01/1977	31/12/1989

Fonte: elaborado pelo autor.

Com o intuito de analisar a consistência dos dados fluviométricos obtidos e eliminar as possíveis fontes de incerteza, foi realizada a análise da curva-chave de todos os postos de monitoramento descritos na Tabela 6.

5.3.4. Determinação da vazão média de longo termo por área de contribuição

A partir dos dados fluviométricos levantados foi possível determinar a vazão média de longo termo para cada área de contribuição (sub-bacias) das estações de monitoramento utilizadas nesse trabalho.

Além da Q_{MLT} , também foi calculado o Índice de vazão específica (Q_{esp}), que representa a capacidade de uma bacia hidrográfica gerar vazão por unidade de área (LIMA, 2013), calculado por meio da divisão dos valores de Q_{MLT} ($m^3.s^{-1}$) pela área de contribuição (km^2) de cada estação.

Com o intuito de manter a conformidade com o método utilizado pelos autores Saunders e Maidment (1996), Libos, Rotunno Filho e zeilhofer, 2003 e Lima *et al.* (2016), nesse estudo os dados de Q_{MLT} em $m^3.s^{-1}$ foram transformados em $mm.ano^{-1}$ para possibilitar a comparação e o estabelecimento de uma relação estatística entre precipitação e vazão. A Q_{MLT} foi transformada de acordo com a Equação 5.3.

$$Q_{anual} = 3,1536.10^{10} \frac{Q_{MLT}}{A} \quad 5.3$$

Em que, Q_{anual} é a vazão anual ($mm.ano^{-1}$); Q_{MLT} é a vazão média de longo termo ($m^3.s^{-1}$); A é a área de drenagem (m^2); $3,1536.10^{10}$ é o fator de conversão de unidades.

5.3.5. Determinação da precipitação média anual por área de contribuição

A determinação da precipitação média anual por área de contribuição foi obtida por meio da ferramenta *Zonal Statistics*, implementada no conjunto de ferramentas *Spatial Analyst Tools*, onde foi possível descrever e sumarizar os dados de precipitação para cada sub-bacia hidrográfica, por meio de medidas de estatística descritiva.

5.3.6. Relação chuva-vazão

Com base nos dados de precipitação média anual (mm.ano^{-1}) calculado para cada sub-bacia hidrográfica e dos dados de Q_{MLT} (mm.ano^{-1}) determinados para cada estação de monitoramento fluviométrico, que se localiza no exutório de cada sub-bacia, foi possível estabelecer uma relação chuva-vazão. O método proposto sugere a realização de análises de regressão lineares e não lineares para verificar a melhor relação entre os dados. A equação com o melhor ajuste é aplicada sobre o mapa de precipitação da bacia, resultando no mapa de vazões distribuídas por células.

Entretanto, ressalta-se que a relação entre os dados de chuva e vazão obtida nessa pesquisa não apresentou um bom ajuste, devido às peculiaridades da área de estudo que serão detalhadas na seção 6. Sendo assim, foi necessário utilizar outro método para espacializar a vazão média de longo termo para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Optou-se por utilizar o método de regionalização baseado na proporcionalidade da vazão específica, que será descrito no próximo item.

5.3.7. Regionalização baseado na proporcionalidade da vazão específica

A regionalização de vazões consiste, basicamente, em transferir informações de um local para outro desde que apresentem comportamento hidrológico semelhante (TUCCI, 2002). Uma das formas de se regionalizar dados de vazão é por meio da proporcionalidade de vazões específicas (MOREIRA, 2010). Esse método supõe a existência de uma relação linear proporcional entre área de drenagem e vazão. Segundo Tucci (2002) a vazão média geralmente apresenta uma boa correlação com a área de drenagem da bacia.

Com o objetivo de verificar se as sub-bacias da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo apresentam comportamentos hidrológicos homogêneos, além das análises de Q_{esp} , descrita no item 5.3.4, determinou-se também a correlação entre os dados de Q_{MLT} com suas respectivas áreas de contribuição, por meio da análise de regressão linear. Foi observado um bom ajuste entre os dados de vazão e área, e as vazões específicas das sub-bacias hidrográficas são bem semelhantes, indicando semelhanças hidrológicas entre as mesmas, conforme discutido nos resultados dessa pesquisa.

Sendo assim, para a elaboração de um modelo de vazões distribuída na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, utilizou-se a Q_{MLT} da estação de monitoramento Jacaré-açu 2, localizada no exutório da bacia. Dividiu-se o valor da Q_{MLT} por 245806, que representa o número de células encontradas na bacia hidrográfica, resultando na vazão média de longo termo distribuída por células ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$).

5.3.8. Modelagem da vazão acumulada na bacia

O modelo de vazões médias anuais acumuladas na bacia foi gerado por meio da combinação do modelo de direção de fluxo com o modelo de vazão média de longo termo distribuída por pixel. Para tanto, foi utilizado o algoritmo *flow accumulation* do conjunto de ferramentas *Spatial Analyst Tools*. Em seguida, os valores foram multiplicados pelo número 31536000, quantidade de segundos no ano, para conversão dos valores de $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ para $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$.

5.4. Modelagem das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes pontuais

5.4.1. Levantamento de dados censitários

As informações censitárias referentes à população rural e urbana foram extraídas do Censo Demográfico (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010) e posteriormente incorporadas ao SIG. Os dados populacionais da bacia foram adquiridos na base de dados do IBGE, sendo que os limites dos setores censitários foram adquiridos em formato vetorial (*shapefile*) e as informações censitárias foram obtidas em formato xls e csv.

5.4.2. População residente e densidade demográfica da bacia

De posse dos dados censitários descritos no item anterior, foi possível determinar a população rural e urbana que reside na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. A determinação da população residente em setores parcialmente contidos na bacia foi realizada com base na Equação 5.4, onde foi possível estimar os dados de população em função da proporção de sua área na bacia. Vale ressaltar que nessa abordagem os setores censitários foram considerados como unidades demográficas homogêneas.

$$\text{Pop setor bacia} = \left(\frac{\text{Área setor bacia}}{\text{Área setor total}} \right) \cdot \text{Pop setor total} \quad 5.4$$

Em que, Pop setor bacia é população residente dentro da bacia (nº de habitantes); Pop setor total é população total residente no setor (nº de habitantes); Área setor bacia é área do setor censitário na bacia (km^2) e; Área setor total é área total do setor censitário (km^2).

Após a estimativa da população residente na bacia, foi possível determinar a densidade demográfica por setor censitário, dividindo os dados da população total pela área de cada setor.

5.4.3. Infraestrutura do esgotamento sanitário na bacia

As informações sobre a infraestrutura do sistema de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foram retiradas do Plano Diretor de Saneamento Básico do Município de Itirapina (ITIRAPINA, 2016), visto que apenas esse município possui área urbana incidente na bacia.

Esse plano apresenta um diagnóstico de todo o sistema sanitário do município. Portanto, as informações sobre o sistema de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina foram retiradas desse documento e utilizadas na determinação das cargas potenciais de nutrientes de origem pontual na bacia.

Segundo as informações apresentadas no plano, o município atende 54% da população urbana, sendo que 100% dos efluentes coletados são tratados pelo sistema. O relatório ainda relata que nas áreas afastadas da zona urbana o efluente gerado é tratado por meio de fossas sépticas ou negras em alguns locais. Entre as regiões que não possui sistema de coleta e tratamento de esgoto, destaca-se o Balneário Santo Antônio, situado as margens do reservatório do Lobo.

O sistema sanitário do município é constituído por três tipos de lagoas: uma facultativa, uma anaeróbica e outra de maturação (Figura 8).

Figura 8 - Vista aérea da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina.

Fonte: Itirapina (2016).

5.4.4. Estimativa da carga potencial de nutrientes geradas por fontes potenciais

A determinação das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes pontuais foram estimadas com base nos coeficientes médios de exportação estabelecidos no módulo 1 do MQUAL 1.5, desenvolvido pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2010).

A estimativa da poluição pontual foi realizada com base na população total (rural e urbana) residente na bacia, que foi estimada de acordo com os dados do Censo Demográfico de 2010 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). As cargas de fósforo e nitrogênio total foram determinadas com base na produção per capita de esgoto doméstico, segundo os valores dos coeficientes de exportação estabelecidos no MQUAL 1.5 (Tabela 7). Em seguida, foram utilizados os coeficientes de remoção de carga, proposto por Von Sperling (2005), que variam segundo o tipo de tratamento realizado na região (Tabela 8). Nesse trabalho foram utilizados os valores equivalentes aos sistemas de tratamento utilizados na bacia, conforme as informações descritas no item anterior.

Tabela 7 - Coeficientes de exportação do MQUAL 1.5.

Fonte	Unidade	Fósforo total	Nitrogênio total
Atividades agrícolas	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	126,29	1076,75
Reflorestamento	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	14,24	219
Mata/Capoeirão	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	14,24	219
Capoeira/Campo	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	10,22	182,5
Chácaras	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	18,25	328,5
Áreas urbanas	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	12,41	465,01
Áreas de uso industrial	kg.km ⁻² .ano ⁻¹	29,56	651,16
População com lançamento direto de esgotos	Kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹	0,34	2,83

Fonte: adaptado de Secretaria Estadual do Meio Ambiente (2010).

Tabela 8 - Coeficientes de remoção de nitrogênio e fósforo por sistema de tratamento.

Sistema de tratamento	Eficiência de remoção – K (%)			
	Nitrogênio		Fósforo	
	Faixa	Média	Faixa	Média
Tratamento Preliminar	0	0	0	0

Sistema de tratamento	Eficiência de remoção – K (%)			
	Nitrogênio		Fósforo	
	Faixa	Média	Faixa	Média
Tratamento Primário	10 – 25	17,5	10 – 20	15
Lagoa Facultativa	30 – 50	40	20 – 60	40
Sistema Australiano	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Aerada	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Aerada e Lagoa de Decantação	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Anaeróbica	30 – 50	40	20 – 60	40
Lodos Ativados Convencional	30 – 40	35	30-45	37,5
Lodo Ativado (aeração prolongada)	15 – 30	22,5	10 – 20	15
Lodo Ativado (fluxo intermitente)	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Filtro Biológico (baixa carga)	30 – 40	35	30 - 45	37,5
Filtro Biológico (alta carga)	30 – 40	35	30 - 45	37,5
Biodisco	30 – 40	35	30 - 45	37,5
Reator Anaeróbico	10 – 25	17,5	10 - 20	15
Fossa Séptica – Filtro Anaeróbico	10 – 25	17,5	10 - 20	15
Infiltração Lenta	65 – 95	80	75 - 99	87
Infiltração Rápida	10 – 80	45	30- 99	64,5
Infiltração Subsuperficial	10 – 40	25	85 - 95	90
Escoamento Superficial	10 – 80	45	20 - 50	35

Fonte: Von Sperling (2005).

As cargas brutas, as cargas líquidas (cargas remanescentes) e as cargas totais de nitrogênio e fósforo foram determinadas por meio das equações abaixo.

$$L_B = L_{UB} \cdot \text{Pop} \quad 5.5$$

$$L_{Liq} = \sum_{i=1}^n ((L_B \cdot P_t) - (L_B \cdot P_t \cdot K_t)) \quad 5.6$$

$$L_T = L_{Liq} + L_{BSt} \quad 5.7$$

Em que, L_B é a carga bruta total de NT e PT lançado por setor censitário ($\text{kg} \cdot \text{ano}^{-1}$); L_{UB} é carga unitária bruta de NT e PT ($\text{kg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$); Pop é a população total no setor censitário (nº de habitantes); L_{Liq} é a carga remanescente total de NT e PT lançado por setor censitário ($\text{kg} \cdot \text{ano}^{-1}$); P_t é a proporção do esgoto que é tratado por cada sistema de tratamento; K_t é o coeficiente de remoção em cada sistema de tratamento; n é a quantidade de sistemas de

tratamento; LB St é a carga bruta total de NT e PT lançado sem tratamento por setor censitário (kg.ano^{-1}) e; LT é a carga total de NT e PT lançado por setor censitário (kg.ano^{-1}).

5.5. Modelagem das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas

5.5.1. Mapeamento do uso e ocupação do solo

Para a confecção do mapa de uso e ocupação do solo foi necessário adquirir imagens de satélites para a área de interesse. Nesse trabalho, foram utilizadas imagens do sensor *Multispectral Instrument* (MSI), embarcado no satélite Sentinel - 2, com 13 bandas espectrais, sendo 4 com resolução espacial de 10 metros, 6 bandas com resolução de 20 metros e 3 bandas com resolução de 60 metros. Ambas estão referenciadas ao *datum* WGS 84, com data de passagem em 4 de fevereiro de 2018, obtidas na base de dados do *U.S Geological Survey* (USGS), por meio do sitio eletrônico www.earthexplorer.usgs.gov. Ressalta-se que as imagens do satélite Sentinel - 2 já apresentam correções geométricas e radiométricas.

Na etapa de pré-processamento, foi realizado a reprojeção das imagens para o sistema de projeção cartográfica adotado nesse trabalho (SIRGAS 2000, UTM, Zona 23S), uma vez que estavam processadas no sistema de projeção WGS 84, UTM, Zona 23N. Em seguida, foi gerada a composição colorida R4 G8 B3, ambas com resolução espacial de 10 metros, o que permitiu discriminar com maior qualidade as características de uso e ocupação do solo da região.

A caracterização do uso e ocupação do solo foi gerada mediante a digitalização manual em ambiente SIG da imagem de satélite para a área da bacia. Para tanto, utilizou-se como referência o sistema multinível de classificação proposto pelo Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2013).

5.5.2. Estimativa das cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas

A poluição difusa foi estimada baseada no mapa de uso e ocupação do solo, em que as cargas de nitrogênio e fósforo total foram determinadas a partir de uma abordagem de unidades de carga em função do tipo de uso do solo. Para tanto, foi utilizado os coeficientes médios de exportação estabelecidos pelo MQUAL 1.5. Esse modelo estabelece um coeficiente de geração de carga para cada categoria de uso e cobertura do solo. Os valores dos coeficientes médios de exportação associados aos diferentes tipos de uso do solo podem ser visualizados na Tabela 7.

É importante ressaltar que, apesar desse método ser bastante vantajoso devido a sua simplicidade e pouca exigência no que se refere à entrada de dados para operação, esse modelo não considera o decaimento das cargas de nutrientes durante o percurso do escoamento

superficial, o que representa uma simplificação dos processos de geração e transporte de nutrientes.

5.6. Modelagem das cargas e concentrações de nutrientes na bacia

5.6.1. Modelagem distribuída das cargas potenciais acumuladas de nutrientes geradas por fontes pontuais e difusas na bacia

O modelo distribuído das cargas potenciais de origem pontual foi gerado utilizando-se os valores das cargas pontuais de nutrientes geradas por meio dos coeficientes de exportação do MQUAL 1.5, que foram descritas no item 5.4.4. Foi necessário fazer a compatibilização dos valores das cargas, que estavam em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com a área de cada célula do mapa. Para isso, os valores das cargas de nitrogênio e fósforo total foram convertidos para $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, por meio da divisão das cargas pela área de cada setor censitário na bacia e, em seguida, convertido para $\text{kg.pixel}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, a partir da divisão dos valores por 1111, considerando este valor como o número de pixel em 1km^2 , pois a área do pixel considerada nesse estudo é de 900m^2 (LIMA, 2013). Em seguida, com o objetivo de gerar o modelo de cargas acumuladas de nutrientes na bacia em kg.ano^{-1} , este modelo foi combinado com o modelo de direção de fluxo, resultando no fluxo acumulado ponderado.

Neste trabalho, foi assumido que as descargas dos efluentes domésticos apresentam distribuição uniforme dentro dos setores censitários, e se deslocam devido a ação da gravidade, o que é uma abstração da realidade dos sistemas e redes de esgoto. Entretanto, assim como no estudo de Lima (2013) e Souza (2017), esta condição foi estabelecida para viabilizar a modelagem distribuída da poluição pontual na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Para a elaboração do modelo distribuído de cargas de origem difusa, foram utilizados os valores das cargas de nitrogênio e fósforo total, estimados por meio dos coeficientes de exportação do MQUAL 1.5, baseado na carga gerada por uso do solo, conforme descritos no item 5.5.2. Foi necessário, da mesma maneira que no modelo distribuído de cargas de origem pontual, fazer a compatibilização dos valores das cargas de nutrientes com a área de cada pixel, uma vez que os valores estavam em $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Sendo assim, os valores foram compatibilizados dividindo-se por 1111, conforme já descrito na determinação do modelo de cargas pontuais. Logo após, foi gerado o modelo de cargas acumuladas de origem difusa, a partir da ponderação do modelo de direção de fluxo pelo modelo distribuído de cargas difusas.

O modelo de cargas totais acumuladas de nutrientes (pontuais e difusas) na bacia foi gerado a partir da integração dos modelos de cargas acumuladas de nutrientes de origem pontual e difusa.

Com a intenção de avaliar e comparar a produtividade de nutrientes entre as sub-bacias afluentes ao reservatório do Lobo foram calculadas as cargas totais específicas de NT e PT a partir da Equação 5.8.

$$L_{\text{esp}} = \frac{L_T}{A_D} \quad 5.8$$

Em que, L_{esp} é a carga total específica de NT e PT ($\text{kg.ano}^{-1}.\text{km}^{-2}$); L_t é a carga total simulada (kg.ano^{-1}); e A_D é a área de drenagem do curso hídrico afluente ao reservatório (km^2).

5.6.2. Modelagem distribuída da concentração média de nutrientes na bacia

A concentração média anual de nutrientes na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi calculada a partir da combinação do modelo de cargas totais acumuladas de nutrientes com o modelo de vazões acumuladas, por intermédio da Equação 5.9.

$$C_a = \left(\frac{L_a}{Q_a} \right) \cdot 10^3 \quad 5.9$$

Em que, C_a é concentração média anual de N e P (mg.L^{-1}); L_a é a carga acumulada de N ou P (kg.ano^{-1}); Q_a é a vazão média anual ($\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$), 10^3 é o parâmetro de conversão de unidades.

5.7. Avaliação da qualidade da água dos cursos hídricos da bacia

Os parâmetros de qualidade da água foram obtidos em duas campanhas, uma realizada no dia 20 de junho de 2018, para estação seca, e outra realizada em 07 de novembro de 2018, para a estação chuvosa. As amostras de água foram coletadas em dez pontos ao longo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (Figura 9), distribuídos entre os cursos hídricos: Água Branca (Ab1 e Ab-2), Itaqueri (It-1, It-2, It-3 e It-4) e Lobo (Lb-1, Lb-2, Lb-3 e Lb-4). Nesse trabalho, optou-se por amostrar apenas esses cursos hídricos, pois são os que apresentam maior

contribuição para o transporte de poluentes ao reservatório do Lobo. A Tabela 9 apresenta as características dos pontos de amostragem selecionados nessa pesquisa.

É importante enfatizar que, devido a problemas com equipamentos laboratoriais, para o período seco, os parâmetros condutividade elétrica e turbidez foram determinados a partir de amostragens realizadas em 18 de julho de 2018.

Figura 9 - Localização dos pontos de coleta de água nos rios da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 9 - Características dos pontos de coleta dos cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Estações de monitoramento	Características	Imagem do local
Ab-1 (córrego Água Branca)	Localiza-se a montante da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina, as margens da Rua doze. Presença de áreas urbanas na margem esquerda e silvicultura na margem direita.

Estações de monitoramento	Características	Imagem do local
Ab-2 (córrego Água Branca)	<p>Localizado a jusante da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina, as margens da rodovia Ayrton Senna. Presença de mata ciliar nas margens do rio, e atividades de silvicultura e fragmentos de cerrado próximos ao trecho.</p>
It-1 (rio Itaqueri)	<p>Ponto mais próximo a nascente do rio Itaqueri, localizado no distrito de Itaqueri da Serra no município de Itirapina. Apresenta alterações no canal do rio e atividades pecuárias no entorno. Não há presença de vegetação ciliar nesse trecho.</p>
It-2 (rio Itaqueri)	<p>Localizado em área rural, o acesso se dá por estrada de terra. Apresenta mata ciliar no trecho, além de atividades de silvicultura e pecuária nas proximidades.</p>
It-3 (rio Itaqueri)	<p>Localizado na Rodovia Eng. Paulo Nilo Romano, a montante da mineradora de areia. Situa-se sobre as áreas alagáveis do rio Itaqueri, na margem esquerda. Apresenta áreas de pastagem e silvicultura no seu entorno.</p>

Estações de monitoramento	Características	Imagem do local
It-4 (rio Itaqueri)	<p>Ponto mais próximo da represa do Lobo, estando a jusante da mineradora de areia e a montante do lançamento de efluente da ETE Itirapina. Situa-se dentro da Estação Ecológica de Itirapina.</p>
Lb-1 (ribeirão do Lobo)	<p>Ponto mais próximo da nascente do ribeirão do Lobo, localizado em área rural, próximo ao distrito de Itaqueri da Serra. Presença vegetação ciliar na margem esquerda e atividades de pecuária na margem direita. Evidente erosão do solo na margem direita.</p>
Lb-2 (ribeirão do Lobo)	<p>Localizado em área rural, o acesso se dá por estrada de terra. Margens degradadas devido a erosão do solo. Presença de atividades pecuárias no entorno.</p>
Lb-3 (ribeirão do Lobo)	<p>Localizado próximo à Rodovia Eng. Paulo Nilo Romano. Presença de mata ciliar densa no entorno do ponto de coleta.</p>

Estações de monitoramento	Características	Imagem do local
Lb-4 (ribeirão do Lobo)	Ponto mais próximo da represa do Lobo, localizado dentro da Estação Ecológica de Itirapina.

Fonte: elaborado pelo autor.

Para a determinação dos parâmetros de qualidade da água foram realizadas coletas superficiais de água nos dez pontos de monitoramento e, posteriormente, analisadas em laboratório no CRHEA da Escola de Engenharia de São Carlos. As metodologias utilizadas para a determinação dos parâmetros de qualidade da água estão descritas na Tabela 10.

Tabela 10 - Metodologias utilizadas nas análises limnológicas.

Parâmetro	Unidade	Equipamento e método	Referência
Condutividade elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Sonda YSI 6820	-
Oxigênio dissolvido	mg.L^{-1}	Oxímetro DM – 4P	-
potencial Hidrogeniônico (pH)	-	pHmetro	
Temperatura da água	$^{\circ}\text{C}$	Sonda YSI 6820	-
Turbidez	UNT	Sonda YSI 6820	-
Clorofila - <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	NUSCH (1980)
Nitrogênio orgânico total	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	APHA (1995)
Fósforo total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	APHA (1995)
Sólidos em suspensão total	mg.L^{-1}	Gravimetria	APHA (1992)

Fonte: elaborado pelo autor.

5.7.1. Índice de Estado Trófico

A avaliação do estado trófico dos cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi realizada por meio da utilização do Índice de Estado Trófico proposto por Lamparelli (2004), o mesmo utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Para

ambientes lóticos, o IET é calculado com base nos valores das concentrações fósforo total e clorofila - a, segundo as equações:

$$IET (CL) = \left(10 \times \left(6 - \left(\frac{-0,7 - 0,6 \cdot \ln CL}{\ln 2} \right) \right) \right) - 20 \quad 5.10$$

$$IET (PT) = \left(10 \times \left(6 - \left(\frac{-0,42 - 0,36 \cdot \ln PT}{\ln 2} \right) \right) \right) - 20 \quad 5.11$$

$$IET = \frac{IET (PT) + IET (CL)}{2} \quad 5.12$$

Em que, PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$); CL é a concentração de clorofila medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$); e $\ln$ é o logaritmo natural.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para ambientes lóticos encontram-se descritos na Tabela 11.

Tabela 11 - Classificação do IET para rios.

Classes de trofia	Valores de IET
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: adaptado de Lamparelli (2004)

5.8. Avaliação do desempenho da modelagem distribuída da concentração média de nutrientes

O desempenho dos resultados da modelagem distribuída da concentração média anual de nutrientes frente aos valores médios observados, medidos em campo, foi avaliado com base em indicadores estatísticos. São eles: Coeficiente de Nash e Sutcliffe, índice de Willmott (d), percentual da tendência (Pbias), raiz do erro quadrático médio (REQM) e o coeficiente de determinação (R^2).

O Coeficiente de Nash e Sutcliffe (NASH; SUTCLIFFE, 1970) é uma análise estatística que determina a variância residual com a variância dos dados observados. É calculado a partir da Equação 5.13. Os valores de NSE variam entre $-\infty$ e 1, sendo este o valor ideal. Valores entre 0 e 1 indicam níveis aceitáveis de desempenho e valores negativos indicam níveis inaceitáveis, sendo, neste caso, mais adequado utilizar a média dos valores observados como método de previsão (MORIASI *et al.*, 2007).

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{média})^2} \right) \quad 5.13$$

Em que, Y_i^{obs} é o valor observado; Y_i^{sim} é o valor simulado; $Y_i^{média}$ é o valor médio e n é o número de observações.

O índice de Willmott (d) é calculado por meio da Equação 5.14 (WILLMOTT *et al.*, 1985). Os valores variam entre 0 e 1, sendo que valores iguais a 0 indicam nenhuma concordância e valores iguais a 1 indicam concordância perfeita. Valores acima de 0,75 são considerados satisfatórios.

$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (|Y_i^{sim} - Y_i^{média}| + |Y_i^{obs} - Y_i^{média}|)^2} \right) \quad 5.14$$

O Pbias avalia a tendência média dos dados simulados em relação aos valores observados. É calculado a partir da Equação 5.15. Valores negativos indicam que o modelo superestimou os dados, enquanto valores positivos indicam subestimação. O valor ideal do Pbias é 0%, ou seja, quanto mais próximos desse valor, maior é a precisão do modelo utilizado (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999).

$$Pbias = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_i^{obs})}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right) * 100 \quad 5.15$$

A raiz do erro quadrático médio (REQM) é usualmente utilizada em estudos hidrológicos para avaliar a acurácia dos resultados obtidos por processos de modelagem. É medido por meio da Equação 5.16. Valores baixos estão associados a menores erros e quanto mais próximo de zero, maior é a precisão dos dados modelados.

$$REQM = \sqrt{\left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{n}\right)} \quad 5.16$$

O coeficiente de determinação (R^2) estima a proporção da variância total da variável dependente que é explicada pelas variáveis independentes do modelo de regressão. É calculado por meio da relação entre a soma dos quadrados da regressão (SQReg) e a soma total dos quadrados (SQT), conforme a Equação 5.17 (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Os valores de R^2 variam entre 0 e 1 e quanto maior o valor de R^2 , melhor é ajuste do modelo.

$$R^2 = \frac{SQReg}{SQT} = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_i^{média})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{média})^2} \quad 5.17$$

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Modelo Digital de Elevação (MDE)

A Figura 10 apresenta os modelos digitais de elevação gerados para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. De modo geral, as altitudes dos modelos variam de 653 a 975 metros. As regiões mais elevadas da bacia situam-se a montante do reservatório, próximas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo. As áreas de menor altitude concentram-se nas planícies de inundação do ribeirão do Lobo e rio Itaqueri, seguindo em direção à foz da bacia, onde se encontra o reservatório do Lobo.

Figura 10 - Modelos digitais de elevação gerados para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

A escolha do melhor MDE para a área de estudo foi realizada com base na comparação das redes de drenagens geradas pelos mesmos com a rede de drenagem considerada verdadeira nesse trabalho, ou seja, a rede derivada das cartas topográficas do IBGE em escala 1:50.000. Analisando a distribuição espacial das drenagens obtidas pelos modelos com a drenagem das cartas topográficas, podemos observar que para todos os modelos as linhas de drenagem não coincidem com a drenagem verdadeira. Entretanto, observa-se que os modelos MDE-HC (SRTM) e o MDE-HC 2 foram os que melhor representaram a rede de drenagem na bacia hidrográfica.

Com o objetivo de quantificar o erro das drenagens estimadas pelos modelos, foram calculadas as áreas entre as drenagens estimadas e verdadeiras, e a largura média do erro (Tabela 12). Os resultados indicam que o melhor modelo para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi o MDE-HC (SRTM), com área entre as drenagens de 2,06 km² e largura média do erro de 0,02 km. A Figura 11 apresenta o MDE-HC (SRTM) utilizado nessa pesquisa como base para a modelagem distribuída de nutrientes na bacia.

Figura 11 - Modelo digital de elevação hidrológicamente consistido utilizado nessa pesquisa.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 12 - Área entre as drenagens e distância média do erro.

Modelo	Área entre as drenagens (km²)	Distância média do erro (km)
MDE-SRTM	9,76	0,08
MDE-HC (SRTM)	2,06	0,02
MDE-HC1	11,49	0,09
MDE-HC2	5,55	0,04
MDE-HC3	11,10	0,09
MDE-HC4	7,47	0,06

Fonte: elaborado pelo autor.

6.1.1. Modelo de direção de fluxo do escoamento superficial

A Figura 12 apresenta o modelo de direção de fluxo do escoamento superficial da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo com base no MDE-HC (SRTM).

Figura 12 - Modelo de direção do fluxo do escoamento superficial gerado com base no MDE-HC (SRTM).

Fonte: elaborado pelo autor.

6.1.2. Delimitação da bacia e das sub-bacias hidrográficas

O limite da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias hidrográficas (bacias de contribuição das estações de monitoramento fluviométrico) geradas a partir do modelo de direção de fluxo do MDE-HC (SRTM) podem ser visualizadas na Figura 13. A Tabela 13 apresenta a área e o percentual de cada área de drenagem.

A sub-bacia da estação de monitoramento Jacaré-Açú 2 é a mais representativa da área de estudo. Esta abrange as demais sub-bacias hidrográficas e localiza-se na foz da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, ou seja, apresenta a mesma área de contribuição da bacia, que corresponde a 221,04 km².

Figura 13 - Limite da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias hidrográficas das estações de monitoramento fluviométrico.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 13 - Área e percentual da bacia e das sub-bacias hidrográficas das estações de monitoramento fluviométrico.

Código	Nome	Área (km ²)	Percentual (%)
62760070	Mineração	51,98	23,51
62760130	Jacaré-Açú 1	219,78	99,43
62760110	Córrego das Perdizes	12,74	5,76
62760050	Siriema	29,77	13,47
62760150	Jacaré-Açú 2	221,04	100
62760090	Córrego do Geraldo	16,47	7,45
Bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo		221,04	100

Fonte: elaborado pelo autor.

6.2. Modelagem hidrológica

6.2.1. Análise espacial dos dados pluviométricos

Nesse trabalho foram utilizados 8 postos de monitoramento pluviométrico e as isoietas de precipitação média anual, disponíveis no Atlas Pluviométrico do Brasil da CPRM, para analisar a distribuição espacial da precipitação média anual da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, considerando o período de 1977 a 2017.

O interpolador IDW foi utilizado para gerar a superfície de precipitação (Figura 14). Analisando os dados interpolados, observa-se certa homogeneidade na precipitação média anual na bacia hidrográfica, com valores mínimos em torno de 1.522 mm e máximo de 1.643 mm. Esse resultado pode ser explicado pelo fato da bacia ser de pequeno a médio porte, com aproximadamente 222 km². Apesar da baixa variabilidade, foi observado que os maiores valores médios de precipitação foram encontrados nas regiões de cabeceira, próximo ao distrito de Itaqueri da Serra e os menores valores foram observados na região leste da bacia.

Figura 14 - Precipitação média anual da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (1977 - 2017).

Fonte: elaborado pelo autor.

6.2.2. Análise dos dados fluviométricos

Analisando os dados dos postos fluviométricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, adquiridos no Sistema de Informações Hidrológicas da ANA, foi observado que os valores das vazões de todos os postos foram determinados a partir do método da curva-chave. Sendo assim, com o objetivo de avaliar a consistência dos dados fluviométricos da bacia, foram geradas curvas-chaves para todos os postos de monitoramento encontrados na área de estudo (Figura 15).

De todas as estações analisadas, apenas a estação Mineração não apresentou um bom ajuste entre os dados de cota (cm) e vazão (m³.s⁻¹), cujo índice de determinação (R²) encontrado

foi de 0,39 e, portanto, foi excluída das análises desse trabalho. As demais estações da área de estudo apresentaram bons ajustes, com R^2 entorno de 0,9. Ressalta-se que, para as estações Córrego Geraldo, Jacaré-Açu 1 e Jacaré-Açu 2, foi necessário fazer um simples tratamento, onde alguns pontos foram removidos da série histórica, pois não acompanhavam a linha de tendência dos dados ou geravam pequenas curvas independentes dos demais dados da série.

Figura 15 - Curva-chave dos pontos de monitoramento fluviométrico.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.2.3. Análise da vazão média de longo termo por áreas de contribuição

A partir dos dados das estações de monitoramento fluviométrico da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi possível determinar algumas variáveis hidrológicas para a área de estudo.

A Estação Jacaré-Açu 1 foi retirada das análises desse trabalho, pois os dados dessa estação não caracterizam o regime hidrológico da bacia, ou seja, não representam a vazão drenada pela sua área de contribuição. Esta se encontra entre a barragem e a usina hidrelétrica do Lobo e, portanto, os dados observados nesse local caracterizam apenas a vazão ecológica nesse trecho, desconsiderando a vazão que é direcionada para a usina.

Os dados de vazão da estação Córrego do Geraldo foram estimados até o ano de 1995 por meio da função da curva-chave descrita no item anterior, visto que a estação possuía dados de vazão até o ano de 1991, porém com dados de cota da régua linimétrica até o ano de 1995, permitindo dessa forma extrapolar os dados até o respectivo ano.

As características hidrológicas da bacia hidrográfica do ribeirão Lobo são apresentadas na Tabela 14. Observa-se que a estação de monitoramento com maior Q_{MLT} corresponde à estação Jacaré-Açu 2 que se situa na foz da bacia, a jusante do reservatório do Lobo, cujo valor encontrado foi de $3,9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A menor Q_{MLT} foi encontrada na estação de monitoramento Córrego Perdizes, onde o valor observado foi de $0,20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, essa estação também é a que possui a menor área de drenagem entre todas as estações analisadas.

No que se refere às vazões médias específicas, foi observada pouca variabilidade dos dados, os quais variaram entre $0,011$ a $0,018 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}.\text{km}^{-2}$, indicando que as sub-bacias hidrográficas apresentam capacidades semelhantes em gerar vazão por unidade de área. Para as vazões $Q_{95\%}$ foi observado que, considerando os dados da estação de monitoramento Jacaré-Açu 2, estação mais representativa da área de estudo, as vazões com frequência igual a 95% situam-se acima de $1,7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ nesse trecho.

A Figura 16 apresenta a relação linear entre as Q_{MLT} e as áreas de drenagem dos postos de monitoramento fluviométrico. Os dados indicam boa relação entre as variáveis, com R^2 igual a 0,99.

Tabela 14 - Características hidrológicas da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Estação	Área de drenagem (km ²)	Q _{MLT} (m ³ .s ⁻¹)	Q _{Mesp} (m ³ .s ⁻¹ .km ²)	Q _{95%} (m ³ .s ⁻¹)	Período	Nº anos
Jacaré-Açu 2	221,04	3,9	0,018	1,72	1978-2014	36
Córrego Perdizes	12,74	0,20	0,016	0,09	1978-1995	17
Siriema	29,77	0,33	0,011	0,12	1977-1989	12
Córrego Geraldo	16,47	0,29	0,018	0,15	1979-1995	16

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 16 - Relação linear entre a Q_{MLT} e área de drenagem.

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 17 - Curvas de permanência dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.2.4. Relação chuva-vazão

Na proposta metodológica desenvolvida por Maidment (1996), a determinação da vazão por célula na bacia hidrográfica é atribuída a precipitação que cai sobre a célula, onde se estabelece uma relação matemática entre a Q_{MLT} medida por uma estação de monitoramento com a precipitação média anual que ocorre em sua área de contribuição. A Figura 18 apresenta a regressão linear entre a Q_{MLT} (mm.ano^{-1}) e a precipitação média anual encontrada para a área de estudo, e a Tabela 15 apresenta os valores utilizados na análise.

Tabela 15 - Valores de Q_{MLT} e de precipitação média anual por sub-bacia hidrográfica.

Estação	Q_{MLT} (mm.ano^{-1})	Precipitação média (mm.ano^{-1})
Jacaré-Açu 2	556,43	1571,38
Córrego Perdizes	495,09	1572,84
Siriema	426,51	1587,47
Córrego Geraldo	555,28	1555,34

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 18 - Regressão linear entre chuva-vazão para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando o resultado foi possível concluir que, apesar da regressão ter apresentado um R^2 razoável, cujo valor encontrado foi igual a 0,74, observa-se que a curva não condiz com os processos naturais relacionados à produção de escoamento superficial. Os dados projetaram uma curva decrescente, onde as maiores precipitações geram as menores vazões, caracterizando uma incoerência com os processos que ocorrem na natureza. Esse resultado pode ser explicado

pelas peculiaridades da área de estudo, visto que as maiores precipitações ocorrem em áreas de nascentes, em regiões cujos cursos hídricos são de pequena ordem e, conseqüentemente, apresentando menores valores de vazão comparados com o restante da bacia. Desta forma, não foi possível gerar uma superfície com valores de vazão na bacia utilizando o mesmo método de Maidment (1996), Libos, Rotunno Filho e Zeilhofer (2003) e Lima *et al.* (2016).

6.2.5. Distribuição espacial da vazão baseado na regionalização da vazão específica

A distribuição espacial dos valores de vazão para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo foi realizada a partir da relação entre área e vazão, pois as vazões médias de longo termo das sub-bacias hidrográficas apresentam forte relação com sua área de contribuição (Figura 16). As análises das vazões médias específicas indicaram que as sub-bacias hidrográficas apresentam capacidades semelhantes em gerar vazão por unidade de área ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{Km}^{-2}$). Sendo assim, foi possível espacializar a Q_{MLT} para toda área da bacia por meio do método de regionalização baseado na proporcionalidade da vazão específica.

A partir do processamento automático da acumulação da vazão por meio da ferramenta de fluxo acumulado ponderado, foi possível simular a Q_{MLT} ao longo da hidrografia da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Os valores de Q_{MLT} ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) distribuídos e acumulados por célula na bacia são apresentados na Figura 19 e a Tabela 16 apresenta os valores simulados e observados de vazão nas estações de monitoramento fluviométrico situadas na bacia.

Os resultados apresentados na Tabela 16 mostram que o modelo de vazões distribuídas baseado na regionalização da vazão específica foi capaz de reproduzir os valores observados da Q_{MLT} . Nas estações Córrego Geraldo e Jacaré-Açu 2, os valores simulados e observados foram os mesmos, $0,29 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $3,90 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ respectivamente. Para as demais estações os valores simulados foram superestimados, A maior diferença foi encontrada na estação Siriema, onde a variação foi de 57,58% acima do valor observado. Na estação Córrego Perdizes a diferença foi de 10%.

Tabela 16 - Valores simulados e observados da Q_{MLT} nas estações de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Estação	Q_{MLT} – simulado ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Q_{MLT} - observado ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Diferença (%)
Siriema	0,52	0,33	57,58
Córrego Geraldo	0,29	0,29	0,00
Córrego Perdizes	0,22	0,20	10

Estação	$Q_{MLT} - \text{simulado (m}^3\text{.s}^{-1}\text{)}$	$Q_{MLT} - \text{observado (m}^3\text{.s}^{-1}\text{)}$	Diferença (%)
Jacaré-Açu 2	3,90	3,90	0,00

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 19 - Vazão média de longo termo acumulada na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.3. Modelo de cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes pontuais

6.3.1. Análise dos dados censitários

Segundo o último levantamento de dados demográficos realizados pelo censo do IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010), a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo possui 10.532 habitantes distribuídos em 39 setores censitários, dos quais 11 setores apresentam áreas parcialmente contidas no interior da bacia (Figura 20). Observa-se também que, do total de setores censitários encontrados, 28 são do tipo urbano, onde residem 10.118 dos habitantes, e 11 do tipo rural, onde residem 415 habitantes. Tal situação caracteriza a área de estudo como uma bacia com atividades estritamente rurais, com poucos aglomerados humanos espalhados em algumas regiões específicas da bacia, como próximos ao reservatório do Lobo, no distrito de Itaqueri da Serra e na cidade de Itirapina, que é o local com maior número de habitantes da área de estudo.

Tabela 17 - População total da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo por setor censitário

Setor	Nº habitantes	Percentual
Urbano	10.118	96,06 %
Rural	415	3,94 %
Total	10.532	100

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 20 - Setores censitário na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 21 apresenta a espacialização da densidade demográfica para a bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. A densidade demográfica da bacia é de 48 hab.km⁻². Observa-se uma alta variabilidade ao longo da bacia, onde as áreas com maior densidade demográfica concentram-se nos setores urbanos, cuja densidade demográfica é de 748 hab.km⁻², enquanto nos setores rurais a densidade encontrada é de 2 hab.km⁻². A maior densidade demográfica foi encontrada na cidade de Itirapina, situada às margens do córrego Água Branca, na sub-bacia do rio Itaqueri, com valor de 2.303 hab.km⁻².

Figura 21 - Densidade demográfica da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.3.2. Determinação das cargas potenciais NT e PT geradas por fontes pontuais

O mapeamento das cargas potenciais de exportação de NT e PT oriundas de fontes pontuais foi elaborado com base nas cargas geradas a partir dos dados demográficos dos setores censitários. Para tanto, foi necessário determinar as cargas brutas, as cargas líquidas (remanescentes) e as cargas totais de nutrientes, que são aquelas lançadas aos cursos hídricos após o tratamento de efluentes mais a parcela que não foi tratada pelo sistema.

As cargas brutas, as cargas totais e o percentual de remoção de NT e PT por município da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo são apresentados na Tabela 18. As maiores cargas pontuais de nutrientes ocorrem no município de Itirapina, que produz aproximadamente 95% de toda carga pontual de NT e PT gerada na bacia.

Tabela 18 - Cargas de NT e PT de origem pontual geradas por município na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo

Município/distrito	Tipo	Carga de NT (kg.ano ⁻¹)			Carga de PT (kg.ano ⁻¹)		
		Bruta	Totais	Remoção (%)	Bruta	Totais	Remoção (%)
Brotas	Rural	107,72	88,87	17,50	12,94	11,00	15
	Urbano	539,16	444,81	17,50	64,78	55,06	15
Itaqueri da Serra	Rural	145,57	120,10	17,50	17,49	14,87	15
	Urbano	155,65	128,41	17,50	18,70	15,90	15
Itirapina	Rural	919,85	758,88	17,50	110,51	93,94	15
	Urbano	27.937,86	16.456,55	41,10	3.356,49	1.981,30	40,97
São Carlos	Rural	0,56	0,46	17,50	0,07	0,06	15
Bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo		29.806,37	17.998,07	39,62	3580,98	2172,11	39,34

Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 22 apresenta a distribuição espacial das cargas de nutrientes por células na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. As maiores cargas potenciais de NT e PT se concentram principalmente na região leste, onde se encontra a maior densidade populacional da bacia, na cidade de Itirapina. Destacam-se também as áreas do entorno da represa do Lobo e no distrito de Itaqueri da Serra, que são as áreas mais populosas da bacia depois da cidade de Itirapina.

Figura 22 - Cargas potencias de NT e PT de origem pontual por célula.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.4. Modelo de cargas potenciais de nutrientes geradas por fontes difusas

6.4.1. Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo

O mapa de uso e ocupação do solo foi gerado por meio da digitalização da imagem do satélite Sentinel - 2, disponível no Serviço Geológico dos EUA. Ao todo foram identificadas 10 classes de uso do solo, conforme apresentado na Figura 23. A Figura 24 apresenta o percentual de cada classe de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Os dados gerados indicam que o uso majoritário na bacia são as atividades de reflorestamento (silvicultura), que ocupam 32,53% da área de estudo. A representatividade dessa atividade na bacia ocorre em virtude da Estação Experimental de Itirapina, cujas atividades são voltadas para a produção florestal, conservação da natureza e pesquisa científica (INSTITUTO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2006). No que se refere à sua distribuição espacial, podemos observar que as atividades de reflorestamento ocorrem em toda a bacia hidrográfica, próximas as áreas de vegetação natural e planícies fluviais. Entretanto, observa-se maior ocorrência nas áreas adjacentes ao rio Itaqueri e córrego Água Branca.

Figura 23 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (2018).

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 24 - Percentual de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo (2018).

Fonte: elaborado pelo autor.

As áreas de vegetação natural representam o segundo maior uso da bacia. Esta classe se caracteriza pelas áreas de cerrado, áreas alagáveis do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, matas ciliares e demais áreas naturais da bacia. Ocupam 30,22% da área de estudo e situam-se principalmente nos limites da Estação Ecológica de Itirapina, unidade de conservação destinada a preservar os fragmentos de cerrado no estado de São Paulo. Verifica-se também a ocorrência de pequenos fragmentos nas áreas de cabeceira, próximas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo e nas planícies de inundação desses cursos hídricos. Essas áreas desempenham um papel importante no controle da entrada de nutrientes e outros poluentes na represa do Lobo, o que demonstra sua importância na manutenção da qualidade dos corpos hídricos da bacia (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2016).

O terceiro maior uso da bacia corresponde às áreas de pastagem que ocupam 15,08% do território e se localizam essencialmente nas regiões de cabeceiras e nas áreas adjacentes a represa do Lobo. As pastagens da região se caracterizam por atividades de pecuária extensiva e vegetação rasteira cobertas por gramíneas. Segundo Matheus e Tundisi (1988), Argenton (2004) e Carvalho (2011), estas áreas podem estar associadas à piora na qualidade das águas da bacia devido ao aumento na concentração de nutrientes e sólidos nas regiões de nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, e pode também estar associada à produção de sedimentos nessas regiões (ARROIO, JUNIOR, 2013).

As áreas agrícolas na bacia se caracterizam pelas monoculturas canavieiras e citriculturas que juntas ocupam 15,64% do território. Entre estas, destacam-se as áreas canavieiras que abrangem 10,7% da área e estão presentes principalmente na porção leste da bacia, próximo ao rio Itaqueri e aos córregos Água Branca e Geraldo. As citriculturas ocupam 4,94% da região e se encontram na porção oeste da bacia, próximo à Estação Ecológica de Itirapina. Essas atividades podem provocar efeitos adversos aos sistemas hídricos devido ao uso indiscriminado de fertilizantes e outros insumos agrícolas que podem ser lixiviados do solo para os sistemas aquáticos da bacia (LOPES SOARES; PORTO, 2007; MAHVI *et al.*, 2005; BRUNINI *et al.*, 2017).

A área urbana corresponde a uma parte da cidade de Itirapina, localizada na porção leste da área de estudo, próximo à Estação Experimental de Itirapina, ocupando 1,32% do território da bacia. A urbanização é uma das atividades com maior impacto sobre a qualidade hídrica da bacia devido à poluição pontual causada pela estação de tratamento de esgoto, que libera seus afluentes sobre o córrego Água Branca que, por sua vez, desagua no rio Itaqueri, escoando em direção à represa do Lobo. Ao longo dos anos, vários estudos ressaltaram os efeitos negativos

dos efluentes da estação de tratamento sobre a qualidade das águas da região (MATHEUS e TUNDISI, 1988; ARGENTON, 2004, CARVALHO, 2011; ARROIO JUNIOR, 2013).

As ocupações humanas de baixa densidade representam 1,87% da área de estudo e localizam-se nas áreas lindeiras ao reservatório do Lobo. Nessa área encontra-se o balneário de Santo Antônio que é o principal ponto turístico da região. Estima-se que durante os feriados de carnaval o balneário recebe aproximadamente 35.000 pessoas (QUEIROZ, 2000). As atividades turísticas desenvolvidas nas margens do reservatório podem causar impactos sobre a qualidade das águas, devido ao grande volume de pessoas que utilizam esse espaço durante os finais de semanas e feriados, e também pela falta de estrutura sanitária necessária para atender esse contingente populacional (QUEIROZ, 2000; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003; ARGENTON, 2004).

As áreas mineradoras e industriais são as menos representativas na bacia. Isso ocorre porque a bacia tem características econômicas majoritariamente rurais e turísticas, e as demais atividades estão aos poucos se desenvolvendo na região. Na bacia foi identificada apenas uma área industrial que ocupa 0,47% do território, localizada na porção leste da área de estudo. Nessa área se encontra a fábrica da Honda Automóveis do Brasil que ainda não está em operação. As atividades de mineração situam-se nas planícies de inundação do rio Itaqueri, antes de chegar aos limites da Estação Ecológica de Itirapina, ocupando 0,13% da área.

6.4.2. Determinação das cargas potenciais NT e PT geradas por fontes difusas

O mapeamento das cargas potenciais de origem difusa de NT e PT foi elaborado a partir dos coeficientes médios anuais de exportação determinados para cada classe de uso do solo. A distribuição espacial das cargas de nutrientes difusas por célula na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo é apresentada na Figura 25.

As áreas com maiores cargas potenciais de NT e PT concentram-se na porção leste e oeste da área de estudo, onde ocorrem atividades de cana de açúcar e urbanas (zona leste), e citriculturas (zona oeste). Essas atividades apresentam alto potencial em alterar a qualidade hídrica da bacia em razão do maior aporte de nutrientes das águas drenadas por essas regiões, contribuindo para o enriquecimento de NT e PT nos cursos hídricos da bacia. Observa-se também cargas elevadas nas áreas lindeiras ao reservatório e nas áreas agrícolas adjacentes às nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo.

As menores cargas se concentram na região central da bacia, cuja cobertura do solo majoritária são as áreas de vegetação natural, situadas nas planícies de inundação e nos limites

da Estação Ecológica de Itirapina, além das atividades de silvicultura que se localizam no curso médio do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo e na Estação Experimental de Itirapina.

Figura 25 - Cargas potenciais de NT e PT de origem difusa por célula.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.5. Modelo distribuído das cargas potenciais acumuladas de nutrientes de origem pontual, difusa e total

Por meio do processamento do fluxo acumulado das cargas potenciais de nutrientes de origem pontual e difusa, foi possível quantificar as cargas de NT e PT que são geradas e acumuladas em cada célula no sentido do escoamento superficial. As cargas totais (pontuais mais difusas) de NT e PT acumuladas ao longo da rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo são apresentadas na Figura 26. Observa-se que as maiores cargas totais de nutrientes se concentram na porção leste da área de estudo, seguindo em direção a foz da bacia.

Figura 26 - Carga total de fósforo e nitrogênio acumulada na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

A análise das cargas totais de nutrientes indicou maior representatividade das cargas geradas por fontes difusas (tabelas 19 e 20). A carga total de NT simulada na bacia foi de $95.229,50 \text{ kg.ano}^{-1}$, dos quais 81% ($77.235,20 \text{ kg.ano}^{-1}$) são cargas de origem difusa (Figura 27). Para o PT, a carga total simulada foi de $9.001,02 \text{ kg.ano}^{-1}$, em que 76% ($6.829,38 \text{ kg.ano}^{-1}$) são oriundas da poluição difusa. Esse resultado pode estar associado às características de uso e ocupação do solo da bacia, que são predominantemente rurais e pouco urbanizadas.

Tabela 19 - Cargas totais acumuladas de nitrogênio total nas sub-bacias afluentes ao reservatório Lobo.

Sub-bacias	Nitrogênio total					
	Pontual (kg.ano^{-1})	Percentual (%)	Difusa (kg.ano^{-1})	Percentual (%)	Total (kg.ano^{-1})	Percentual (%)
Córrego Geraldo	165,15	0,92	4.928,85	6,38	5.094	5,35
Córrego Perdizes	256,30	1,42	4.411,42	5,71	4.667,72	4,90
Rio Itaqueri	16.023,30	89,05	38.268,60	49,55	54.291,10	57,01
Ribeirão do Lobo	196,30	1,09	25.051,80	32,44	25.248,10	26,51

Nitrogênio total						
Sub-bacias	Pontual (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)	Difusa (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)	Total (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)
Bacia hidrográfica do Lobo						
	17.994,3	100	77.235,20	100	95.229,50	100

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 20 - Cargas totais acumuladas de fósforo total nas sub-bacias afluentes ao reservatório Lobo.

Fósforo total						
Sub-bacias	Pontual (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)	Difusa (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)	Total (kg.ano ⁻¹)	Percentual (%)
Córrego Geraldo	20,44	0,94	394,524	5,78	414,97	4,61
Córrego Perdizes	31,73	1,46	325,819	4,77	357,54	3,97
Rio Itaqueri	1.927,68	88,77	3.347,66	49,02	5.275,34	58,61
Ribeirão do Lobo	24,30	1,12	2.373,24	34,75	2.397,53	26,64
Bacia hidrográfica do Lobo						
	2.171,64	100	6.829,38	100	9.001,02	100

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 27 - Proporção entre as cargas pontuais e difusas de NT e PT nas sub-bacias afluentes ao reservatório do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Entre as sub-bacias afluentes ao reservatório do Lobo, observa-se que as maiores cargas de nutrientes se encontram na sub-bacia do rio Itaqueri, que produz anualmente 54.291,10 kg.ano⁻¹ de NT e 5.275,34 kg.ano⁻¹ de PT, representando 57,01% e 58,61% respectivamente das cargas totais geradas na bacia. Essa é a região mais populosa e desenvolvida da área de estudo e, conseqüentemente, a mais impactada pelas atividades humanas. O uso antrópico predominante são as atividades de reflorestamento, que ocupam 42% da sub-bacia, seguido pelas atividades agrícolas com 16%. O maior aporte de nutrientes concentra-se em áreas agrícolas, que geram 40,42% de PT e 33,47% de NT, seguido pelos efluentes domésticos que geram 36,54% de PT e 29,50% de NT (Figura 28).

Vale ressaltar que, de toda carga pontual de nutrientes gerada na bacia hidrográfica do ribeirão Lobo, aproximadamente 90% são produzidas na sub-bacia do rio Itaqueri, via córrego Água Branca, uma vez que este é o curso hídrico receptor dos efluentes gerados pela cidade de Itirapina, local com maior contingente populacional de toda a bacia. O aporte anual de cargas totais na sub-bacia córrego Água Branca é de 32.684,3 kg.ano⁻¹ de NT e 3.406,79 kg.ano⁻¹ de PT, o que corresponde a 34,32 e 37,85% respectivamente das cargas totais de nutrientes geradas.

Comparando os resultados dessa pesquisa com o estudo de Moruzzi *et al.* (2012), que avaliou as cargas difusas PT, NT, DBO e sólidos em suspensão, utilizando os coeficientes de exportação do MQUAL, observa-se uma similaridade entre os dados das cargas difusas de nutrientes na sub-bacia do córrego Água Branca entre os anos de 2012 e 2018. Os autores observaram cargas difusas de PT iguais a 1.346,85 kg.ano⁻¹ e de NT iguais a 17.228 kg.ano⁻¹, pouco inferiores aos resultados encontrados nesse trabalho, cujos valores encontrados foram 1.718,16 kg.ano⁻¹ para o PT e 18.636 kg.ano⁻¹ para o NT, demonstrando um aumento de 27,60 e 8,20%.

A sub-bacia do ribeirão do Lobo é a segunda maior produtora de nutrientes, produzindo 25.248,10 kg.ano⁻¹ de NT e 2.397,53 kg.ano⁻¹ de PT. De toda a carga gerada, 99% são oriundas de fontes difusas, pois possui apenas alguns aglomerados populacionais localizados em áreas rurais. O principal uso antrópico da sub-bacia são as atividades agrícolas, que ocupam 21,3%. Essas localizam-se na porção oeste da sub-bacia, no distrito de Itaqueri da Serra e em área adjacentes, próximas as regiões de cabeceira do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo. Geram anualmente 71,71% das cargas de PT e 58,06% das cargas de NT. Observa-se também uma contribuição natural de nutrientes significativa nessa sub-bacia, geradas em áreas de vegetação natural, que corresponde a 14,57% das cargas de fósforo total e 21,27% das cargas de nitrogênio total.

O trabalho realizado por Rodrigues Filho *et al.* (2015) corroboram com os resultados obtidos nessa pesquisa. Os pesquisadores avaliaram a poluição difusa na sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo em 2013 e concluíram que as atividades agrícolas são as principais atividades potencialmente poluidoras na região.

As menores cargas totais de nutrientes foram observadas nas sub-bacias do córrego Geraldo e Perdizes, que juntas produzem anualmente 10,25% do NT e 8,58% do PT gerado na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, o que representa uma carga de 9.761,72 e 772,51 kg.ano⁻¹ respectivamente. Ressalta-se que essas sub-bacias são as menos representativas do ponto de vista hidrológico, pois apresentam menores áreas de drenagem comparado com as demais sub-bacias afluentes, contribuindo assim para o menor aporte de nutrientes ao reservatório do Lobo.

O uso antrópico majoritário na sub-bacia do córrego Geraldo são as atividades de silvicultura (51%) e pastagem (21%). Entretanto, a maior carga de PT foi observada em áreas agrícolas, que produzem 43,61% das cargas geradas nessa sub-bacia. A maior carga de NT foi encontrada em áreas de silvicultura, cujo percentual observado foi igual a 40%.

Na sub-bacia do córrego Perdizes as maiores cargas de nutrientes foram geradas em áreas de vegetação natural, que ocupam quase 50% do território, abrangendo parte da Estação Ecológica de Itirapina. Essas produzem aproximadamente 35% das cargas de NT e PT geradas nessa sub-bacia.

Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 29 apresenta a carga específica de NT e PT da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo e das sub-bacias afluentes ao reservatório. Pode-se verificar que a bacia produz anualmente 430,49 kg de NT por km² e 40,69 kg de PT por km². Em um estudo similar realizado

por Lima *et al.* (2013), que avaliou as cargas potenciais difusas e pontuais de NT e PT na bacia de contribuição do reservatório de Funil, os pesquisadores observaram cargas específicas de NT iguais a $428,60 \text{ kg.ano}^{-1}.\text{km}^{-2}$ e de PT iguais a $48,46 \text{ kg.ano}^{-1}.\text{km}^{-2}$, valores semelhantes aos dados simulados nessa pesquisa. Ressalta-se que as condições de uso e ocupação do solo da bacia de contribuição do reservatório de Funil são semelhantes às da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, ambas apresentam percentuais significativos de fragmentos de vegetação natural e outros usos com baixo aporte de nutrientes, além de serem bacias pouco urbanizadas. Essa condição pode estar associada com a similaridade entre as cargas específicas de nutrientes geradas nas duas bacias hidrográficas.

Figura 29 - Cargas específicas de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelos autores.

A análise dos resultados obtidos pela modelagem confirmou que a quantidade das cargas de nutrientes variou de acordo com o grau de uso e ocupação das sub-bacias da área de estudo. Várias pesquisas ressaltaram que a conversão de áreas naturais para áreas de uso antrópico tem alterado a qualidade das águas no que se refere à variabilidade das exportações de nutrientes (DUNN *et al.*, 2012; EL-KHOURY *et al.*, 2015; SHRESTHA *et al.*, 2017; COUTURE *et al.*, 2018). No caso da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, alguns estudos revelaram os efeitos das atividades humanas na qualidade das águas da bacia, sobretudo no córrego Água Branca, que é o curso hídrico que possui a qualidade da água mais alterada, apresentando um alto potencial em promover a eutrofização do reservatório do Lobo (SANCHES, 2012; MORUZZI, 2012; ARROIO JUNIOR, 2013).

Os resultados desse trabalho indicaram que as cargas de NT e PT geradas na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo são majoritariamente provenientes de fontes difusas de poluição, que estão associadas às atividades humanas realizadas na bacia, representadas por meio do uso e ocupação do solo. Esse contexto indica maior atenção ao desenvolvimento dessas atividades, demonstrando a necessidade de ações direcionadas a gestão territorial e práticas conservacionistas de manejo do solo, principalmente em áreas agrícolas que são as principais fontes de nutrientes na bacia. Além disso, é importante manter a integridade ecológica da bacia hidrográfica que, de acordo com os resultados obtidos nessa pesquisa, ainda apresenta um percentual significativo de áreas naturais. Estudo realizado por Tundisi e Matsumura-Tundisi (2016) ressaltou a importância da proteção dos mosaicos de vegetação nativa, matas ciliares e áreas alagáveis para a redução das concentrações de nutrientes nos rios e reservatório do Lobo.

Apesar da pouca representatividade das cargas pontuais NT e PT, observa-se que as cargas oriundas de efluentes domésticos não podem ser negligenciadas, sendo necessário maior atenção a essa forma de poluição na bacia, principalmente no córrego Água Branca. Embora exista uma estação de tratamento de efluentes (ETE) que coleta e trata as cargas poluidoras geradas pelos habitantes da cidade de Itirapina, ressalta-se que a estação coleta e trata apenas 54% do esgoto gerado na cidade. As cargas remanescentes e os esgotos não tratados são descartados diretamente sobre os cursos hídricos, o que pode potencializar a degradação das águas da bacia. Tal fato indica a necessidade de mais investimentos em coleta e tratamento de esgoto, visto que os níveis de tratamento são insuficientes, fato que acontece em muitos municípios do estado de São Paulo (CUNHA *et al.*, 2013).

6.6. Modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo

Para a estimativa da concentração média de nutrientes na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, geradas por fontes pontuais e difusas, utilizou-se uma modelagem distribuída baseada no acoplamento de modelos empíricos em ambiente SIG. A distribuição espacial das concentrações médias de NT e PT simuladas para a bacia é apresentada na Figura 30. A Tabela 21 apresenta as concentrações médias de nutrientes simuladas na foz dos principais cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Os resultados mostram que as maiores concentrações de nutrientes ocorrem na porção leste da área de estudo, onde encontra-se a cidade de Itirapina, local com maior carga de nutrientes de origem pontual na bacia. Podem-se observar também concentrações elevadas em

alguns afluentes da margem esquerda do ribeirão do Lobo e em pequenos córregos afluentes ao reservatório do Lobo, situados em áreas de veraneio, as margens desse corpo d'água.

Figura 30 - Simulação da concentração média anual de PT e NT na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 21 - Concentrações médias de nutrientes simuladas na foz dos principais cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Curso hídrico	Q _{MLT} simulada (m ³ .s ⁻¹)	Carga total (kg.ano ⁻¹)		Concentração simulada (mg.L ⁻¹)	
		NT	PT	NT	PT
Córrego Geraldo	0,29	5,094	414,97	0,55	0,05
Córrego Perdizes	0,22	4.667,72	357,54	0,67	0,05
Córrego Água Branca	0,71	32.684,30	3.406,79	1,45	0,15
Rio Itaqueri	1,86	54.291,90	5.275,34	0,93	0,09
Ribeirão do Lobo (afluente)	1,12	25.248,10	2.397,53	0,71	0,07
Ribeirão do Lobo (exutório)	3,90	95.229,50	9.001,02	0,77	0,07

Fonte: elaborado pelos autores.

No que se refere à conformidade dos cursos hídricos da bacia em relação aos dispositivos da resolução CONAMA 357/2005, que estabelece o valor máximo de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total para rios de classe 2, observa-se que boa parte dos rios da bacia não está em conformidade com a legislação. A maioria dos cursos hídricos que estão em desacordo com seu enquadramento legal localizam-se principalmente na sub-bacia do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo (Figura 31). As maiores discrepâncias foram observadas no córrego Água Branca e seus afluentes, em que a concentração de fósforo total simulada na foz desse córrego é três vezes maior do que as valores de referências.

Figura 31 - Comparação entre as concentrações simuladas com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para rios de classe 2.

Fonte: elaborado pelo autor.

Entre os principais cursos hídricos da bacia, destaca-se o córrego Água branca que apresentou as maiores concentrações de NT ($1,45 \text{ mg.L}^{-1}$) e PT ($0,15 \text{ mg.L}^{-1}$). Conforme já discutido no item anterior, as elevadas concentrações simuladas nesse curso hídrico estão diretamente relacionadas com o aporte de nutrientes provenientes dos efluentes domésticos gerados na cidade de Itirapina. Concentrações elevadas também foram observadas no rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, sendo que ambos apresentaram concentrações de fósforo total acima dos valores de referência para seu enquadramento legal (Tabela 21).

As menores concentrações de nutrientes foram observadas no córrego Geraldo e Perdizes, cujos valores simulados foram $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$ de NT para o primeiro e $0,67 \text{ mg.L}^{-1}$ de NT para o segundo. Ambos os córregos apresentaram concentrações de PT iguais a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, no limite de seu enquadramento legal.

Os resultados indicaram que os cursos hídricos Água branca, Itaqueri e Lobo são os que mais contribuem com o aporte de nutrientes ao reservatório do Lobo. Considerando toda a extensão territorial do ribeirão do Lobo, as concentrações simuladas de NT e PT foram iguais $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Entretanto, ressalta-se que essa pesquisa não considerou a hidrodinâmica do reservatório e sua relação com a ciclagem de nutrientes nesse ambiente, o que torna os valores simulados na foz da bacia pouco representativos das concentrações reais.

As concentrações médias anuais de nutrientes simuladas nessa pesquisa foram comparadas com a média dos dados amostrados em campo, levantados no mês de junho e novembro de 2018, que serão descritos e analisados no item 6.7. A Figura 32 apresenta a distribuição dos dados simulados e observados de NT e PT nos pontos de monitoramento estabelecidos na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. A Tabela 22 apresenta os valores das concentrações simuladas e observadas, além da diferença em termos percentuais dos dados reais e modelados.

Os resultados indicam que o modelo subestimou os dados observados, as concentrações obtidas na maioria dos pontos simulados apresentaram valores inferiores aos observados, com exceção de alguns pontos de amostragem. As maiores diferenças entre os dados foram encontradas nos pontos Ab-1, que superestimou em 340% os valores de PT e 221% os valores de NT, seguido pelo ponto Lb-4 que apresentou uma superestimação em 83% dos valores de PT e 66% os valores de NT. A menor diferença foi observada nos pontos Lb-3 que superestimou em apenas 4% os valores de PT e subestimou em 14% os valores de NT.

Figura 32 - Comparação entre as concentrações simuladas e observadas de NT e PT em mg.L⁻¹.

Tabela 22 - Concentrações de nitrogênio e fósforo total nos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Pontos de amostragem	Fosforo total (mg.L ⁻¹)			Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)		
	Observado	Simulado	Erro	Observado	Simulado	Erro
Ab - 1	0,05	0,22	+340%	0,63	2,02	+221%
Ab - 2	0,48	0,16	-67%	2,38	1,52	-36%
It - 1	0,06	0,03	-55%	0,91	0,41	-55%
It - 2	0,09	0,04	-51%	1,05	0,52	-50%
It - 3	0,05	0,04	-15%	0,88	0,52	-41%
It - 4	0,06	0,05	-15%	0,72	0,56	-23%
Lb - 1	0,05	0,03	-37%	0,61	0,44	-29%
Lb - 2	0,09	0,02	-78%	0,56	0,33	-41%
Lb - 3	0,05	0,06	+4%	0,72	0,62	-14%
Lb - 4	0,04	0,08	+83%	0,47	0,78	+66%

Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 33 apresenta a regressão linear entre os dados simulados e observados nos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Os resultados mostram que os dados simulados pelo modelo não apresentam relação linear significativa com os dados observados. Para o fósforo total o coeficiente de determinação encontrado foi de $R^2 = 0,19$ ($p > 0,05$) e para o nitrogênio total o valor encontrado foi de $R^2 = 0,14$ ($p > 0,05$), indicando que não há um bom ajuste entre os dados.

A Tabela 23 apresenta os valores obtidos para os indicadores de desempenho utilizados nessa pesquisa. Para o PT, o NSE encontrado foi de 0,13, valor baixo, porém considerado aceitável ($0 \leq \text{NSE} \leq 1$); o Pbias apresentou um valor positivo, indicando que a série simulada subestimou em 29,3% os dados observados; o REQM indicou um desvio total de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$; e o d encontrado foi igual a 0,94, valor considerado satisfatório.

Para o NT, o NSE foi igual a -0,30, valor considerado inaceitável; o Pbias indicou uma subestimação nos dados simulados de 13,63%; o REQM encontrado foi de $0,63 \text{ mg.L}^{-1}$; e o valor de d foi considerado satisfatório, cujo valor calculado foi de 0,94.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 23 - Indicadores de desempenho do modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes.

Fósforo total					Nitrogênio total				
NSE	Pbias (%)	R ²	REQM (mg.L^{-1})	d	NSE	Pbias (%)	R ²	REQM (mg.L^{-1})	d
0,13	29,23	0,19	0,12	0,94	-0,30	13,63	0,14	0,63	0,94

Fonte: elaborado pelo autor.

Um estudo realizado por Moriasi *et al.* (2007) avaliou diversos métodos e modelos de simulação hidrossedimentológica, com o propósito de estabelecer diretrizes e valores de referência para avaliação da performance de modelos hidrológicos. Considerando o trabalho dos pesquisadores, observa-se que o valor de NSE obtido nessa pesquisa apresentou um desempenho insatisfatório ($\leq 0,50$ NSE) para as simulações de NT e PT. O indicador Pbias

apresentou um desempenho muito bom ($<25\%$) para simulação da concentração de (NT) e bom ($25 \leq P_{bias} \leq 40$) para o PT. É importante mencionar que os valores de referências estabelecidos por Moriasi *et al.* (2007) são direcionados à análises em escala mensal, diferente da escala utilizada nessa pesquisa, em que os valores das concentrações de nutrientes foram simulados em termos médios anuais.

Em suma, os indicadores estatísticos mostraram um desempenho razoável do modelo em prever as concentrações de nutrientes nos cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Porém, a regressão linear não apresentou resultados satisfatórios, com p-valores acima de 0,05. Esse resultado pode estar relacionado com a baixa capacidade do modelo em avaliar concentrações de nutrientes oriundas de fontes pontuais de poluição. Como já mencionado na seção de materiais e métodos, nessa pesquisa foi assumido que o esgoto sanitário gerado por habitante na bacia apresenta distribuição uniforme dentro dos setores censitários e se deslocam e se acumulam ao longo da rede de drenagem por meio da ação da gravidade que, como já discutido, é uma abstração da realidade dos sistemas de esgotamento sanitário, porém necessária para viabilizar a metodologia desse trabalho.

Na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, a carga poluidora de origem pontual é gerada majoritariamente pela cidade de Itirapina, na qual despeja seus efluentes domésticos sobre o córrego Água Branca. Nesse trabalho foram estabelecidos dois pontos de monitoramento da qualidade da água nesse curso hídrico, um localizado a montante (Ab - 1) e outro logo a jusante (Ab - 2) do trecho onde a ETE de Itirapina despeja seus efluentes sanitários. Portanto, 54% (percentual coletado e tratado) da carga poluidora gerada pela cidade está concentrada no ponto Ab - 2 e a carga que chega ao ponto Ab - 1 pode estar associada às fontes difusas de poluição gerada pela própria cidade.

Desta forma, com o objetivo de melhorar o ajuste entre os dados simulados e observados, realizou-se uma segunda análise de regressão linear (Figura 34), porém descartando o ponto Ab - 1 para que o mesmo não influenciasse o desempenho do modelo. A Figura 35 apresenta a distribuição dos dados simulados e observados sem o ponto Ab - 1 e a Tabela 24 apresenta os valores recalculados para os indicadores de desempenho.

Figura 34 - Regressão linear entre os dados simulados e observados de NT e PT (exceto o ponto Ab - 1).

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 35 - Comparação entre as concentrações simuladas e observadas de NT e PT em mg.L-1 (exceto o ponto Ab - 1).

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 24 - Indicadores de desempenho do modelo distribuído das concentrações médias de nutrientes (exceto o ponto Ab - 1)

Fósforo total					Nitrogênio total				
NSE	Pbias	R ²	REQM	d	NSE	Pbias	R ²	REQM	d
0,29	47,97	0,72	0,11	0,94	0,39	31,44	0,73	0,42	0,97

Fonte: elaborado pelo autor.

Os coeficientes de determinação obtidos na segunda análise de regressão indicaram bom ajuste entre os dados observados e simulados de nutrientes. Para o PT, foi observado um coeficiente de determinação de $R^2 = 0,72$ ($p < 0,05$) e para o NT o valor encontrado foi de $R^2 =$

0,73 ($p < 0,05$). Resultados satisfatórios também foram encontrados no estudo de Lima *et al.* (2016) que observaram relações lineares significativas entre os dados simulados e observados de NT ($R^2 = 0,96$) e PT ($R^2 = 0,70$). Ressalta-se também o estudo de Libos, Rotunno Filho e Zeilhofer (2003) que, apesar de não ter utilizados os mesmos coeficientes de exportação adotados nesse trabalho, observaram boa similaridade entre os dados modelados e observados.

No que se refere aos valores recalculados dos indicadores de desempenho, foi observado uma melhora nos valores de NSE, cujo valor obtido foi de 0,29 para o PT e 0,39 NT, revelando um aumento significativo para o último, contudo ainda demonstrando um desempenho insatisfatório ($\leq 0,50$ NSE) segundo as diretrizes estabelecidas por Moriasi *et al.* (2007). O REQM encontrado para o PT e NT foi de $0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Os valores obtidos para o Pbias foram piores que os calculados na primeira análise de regressão, porém ainda apresentando um desempenho satisfatório para o PT (47,91%) e bom para o NT (31,44%). E os valores de d ainda permaneceram satisfatórios, com d igual a 0,94 para o PT e d igual 0,97 para o NT.

De modo geral, os indicadores estatísticos indicaram um bom desempenho da modelagem utilizada nessa pesquisa. Os resultados da segunda análise de regressão mostraram que os dados simulados apresentaram um bom ajuste com os dados observados, indicando que o modelo representa bem a tendência da concentração de fósforo e nitrogênio total na bacia, como pode ser observado na Figura 35. Contudo, algumas generalizações foram realizadas a fim de viabilizar a metodologia e os resultados devem ser interpretados com cautela, levando em consideração as possíveis incertezas associadas. A principal fonte de incerteza se refere aos próprios coeficientes de exportação de NT e PT adotados nessa pesquisa, estabelecidos pelo MQUAL 1.5, pois não se sabe ao certo a metodologia por trás da definição desses coeficientes. O registro que se tem sobre o MQUAL 1.5 encontra-se no Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings, que não apresenta muitos detalhes metodológicos sobre o modelo, focando em demonstrar mais o seu poder de aplicação.

Incetezas também podem surgir da falta de dados atuais de medições de vazão, necessárias para avaliar a distribuição espacial da Q_{MLT} na bacia, pois todas as estações de monitoramento fluviométrico da área de estudo encontram-se desativadas, o que pode comprometer a qualidade dos resultados gerados. Além da falta de dados hidrológicos, pode-se mencionar incertezas relacionadas a falta de dados observados de qualidade de água, pois nessa pesquisa foram realizadas apenas duas campanhas de campo, uma realizada no mês de junho/julho (período seco) e outra no mês de novembro (período chuvoso), sendo que a utilização de dados oriundo de apenas duas coletas não é representativa da concentração média

anual de NT e PT, o ideal seria utilizar no mínimo 1 ano de dados, coletados durante os doze meses do ano.

Além da carência de dados, mencionam-se as incertezas relacionadas às questões metodológicas. A metodologia utilizada não considera todos os processos envolvidos na dinâmica de nutrientes em bacias hidrográficas, visto que não incorpora o decaimento de poluentes ao longo do percurso do escoamento superficial entre os sistemas terrestres e aquáticos, e não considera o poder de autodepuração dos corpos hídricos, o que naturalmente acontece nos ecossistemas aquáticos. Ressalta-se também a generalização das cargas pontuais de poluição, no qual foi assumido que a carga pontual gerada na bacia se distribui de forma uniforme nos setores censitários, o que não condiz com a realidade, pois geralmente os sistemas de esgotamento sanitário descartam os efluentes tratados em um único ponto de um curso hídrico receptor.

6.7. Análise dos parâmetros de qualidade da água

Neste item são apresentadas as análises dos parâmetros de qualidade da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais em suspensão, turbidez, nitrogênio total, fósforo total e clorofila - a total) determinados para os principais cursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, que foram levantados em duas campanhas de coleta realizadas nos meses de junho/julho e novembro de 2018. Além disso, também serão apresentadas as análises referentes ao IET dos pontos de monitoramento da bacia.

6.7.1. Temperatura

A Figura 36 apresenta os valores de temperatura da água obtidos para os pontos de monitoramento. Observa-se um aumento na temperatura da água entre os meses junho a novembro devido aos efeitos da sazonalidade do clima da região. Na estação seca (junho), o menor valor de temperatura foi observado no ponto de coleta Lb-2, com valor de 17°C, e o maior valor, 19°C, foi encontrado no ponto It-3. Para a estação chuvosa (novembro), os valores de temperatura variaram de 20°C a 23°C, observados nos pontos It-3 e It-1 respectivamente.

Figura 36 - Valores de temperatura da água dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.7.2. pH

O pH determina o grau de acidez ou alcalinidade das águas, expresso por meio da concentração de íons H^+ dissolvidos. Em condições naturais, os corpos d'água geralmente possuem valores de pH entre 6 a 9 (ESTEVEZ, 1988), variando segundo as características naturais e antrópicas de cada região.

A Figura 37 apresenta os valores de pH dos pontos de monitoramento dos rios da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Analisando os dados verifica-se que os valores de pH não variaram muito entre as estações seca e chuvosa. Nota-se que as águas da bacia são levemente ácidas, cujos valores de pH variam entre 6 e 7. Foi observado que a maioria dos pontos analisados apresenta valores na faixa do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, onde o pH indicado para rios de classe 2 deve ser igual ou acima de 6. O único ponto que se apresentou abaixo do limite estabelecido foi encontrado no ribeirão do Lobo (ponto Lb-3), analisado no mês de novembro que obteve um valor de 5,8. O ponto Lb-3 situa-se em um trecho de mata ciliar preservada, localizado próximo à Rodovia Eng. Paulo Nilo Romano. O baixo valor de pH encontrado nesse ponto pode estar relacionado com a presença da vegetação ciliar, pois a ocorrência de matéria orgânica em decomposição aumenta a liberação de ácidos húmicos, provocando uma diminuição nos valores de pH, conforme demonstrado por Allan e Castilho (2007).

Figura 37 - Valores de pH dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando estudos anteriores (MATHEUS e TUNDISI, 1988; ARGENTON, 2004, CARVALHO, 2011; ARROIO JUNIOR, 2013), percebe-se que as águas dos rios da bacia sempre apresentaram características mais ácidas, onde os valores de pH raramente superaram o valor 7. Tal constatação pode estar associada à acidez dos solos da bacia que, condicionados pela presença de vegetação de cerrado, apresentam elevados teores de alumínio, proporcionando a acidificação dos solos.

6.7.3. Oxigênio dissolvido

Os valores obtidos de oxigênio dissolvidos para os pontos de monitoramento podem ser visualizados na Figura 38. Os resultados indicam uma alta variabilidade espacial entre os pontos amostrados e uma baixa variabilidade entre as estações do ano para a maioria dos pontos de coleta, o que indica que os valores de oxigênio dissolvidos são mais influenciados pela variabilidade espacial das atividades humanas realizadas ao longo da bacia do que pela sazonalidade climática da região.

Figura 38 - Valores das concentrações de oxigênio dissolvido dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Os resultados indicam que, de todos os pontos de monitoramento analisados, cinco apresentaram valores abaixo dos 5 mg.L^{-1} estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2, considerando a estação seca (junho), e três considerando a estação chuvosa (novembro).

Os menores valores de oxigênio dissolvidos para os dois períodos analisados foram encontrados no ponto It-1, localizado nas regiões de cabeceira da bacia, em uma das nascentes do rio Itaqueri, em que os valores encontrados foram $2,18 \text{ mg.L}^{-1}$ em junho e $2,76 \text{ mg.L}^{-1}$ em novembro. O baixo valor de oxigênio dissolvido encontrado nesse ponto pode estar associado com a descaracterização do canal do rio, onde foi observado um pequeno represamento para a dessedentação de bovinos, formando um ambiente com condições lânticas. Além da descaracterização do canal do rio, pode-se presumir também que a depleção do oxigênio dissolvido pode estar relacionada com a entrada de dejetos de animais que vivem ao redor do curso hídrico, tendo em vista que o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por substâncias orgânicas (PEREIRA, 2004; VON SPERLING, 2005).

Outros pontos críticos no que se refere ao oxigênio dissolvido são os pontos It-2 e Ab-2. O ponto It-2 localiza-se no alto curso do rio Itaqueri, cujo valor de oxigênio dissolvido encontrado foi igual a $3,38 \text{ mg.L}^{-1}$. Apesar da presença de mata ciliar nesse trecho, observa-se há ocorrência de atividades pecuárias no entorno das áreas ciliares, o que pode estar associada com os baixos valores de oxigênio dissolvido nesse local. O ponto Ab-2 situa-se a jusante da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina, próximo à rodovia Ayrton Senna. As

baixas concentrações de oxigênio dissolvido nesse ponto podem estar associadas com o despejo dos efluentes do sistema de tratamento de Itirapina, o qual consome o oxigênio dissolvido para a sua decomposição.

6.7.4. Condutividade elétrica

Os valores de condutividade elétrica obtidos para os pontos de amostragem podem ser visualizados na Figura 39. Os resultados das análises de condutividade mostraram que a maioria dos pontos amostrados apresentam valores abaixo do limite de $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ estabelecido pela CETESB (2009). Os valores de condutividade mais elevados foram encontrados nas regiões de cabeceira (It-1, It-2, Lb-1 e Lb-2) e no córrego Água Branca, ponto Ab-1 e Ab-2.

Figura 39 - Valores de condutividade elétrica dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Os altos valores de condutividade encontrados nos pontos It-1, It-2, Lb-1 e Lb-2 podem estar relacionados com as atividades pecuárias presentes nas regiões mais altas da bacia, pois os dejetos de animais podem aumentar a concentração de íons dissolvidos na água. Outros autores como Matheus e Tundisi (1988) também observaram uma alta condutividade nessa região. Esses autores associaram o resultado a criação de animais e ao maior poder de erosão e dissolução das rochas, causado pela maior turbulência das águas nessa região.

Os valores de condutividade elétrica que se apresentaram acima do limite de $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$, para os dois períodos analisados, foram encontrados no córrego Água Branca (ponto Ab-2), $145 \mu\text{S.cm}^{-1}$ na estação seca e $159 \mu\text{S.cm}^{-1}$ na estação chuvosa. Nesse caso, o resultado

encontrado pode estar relacionado com os efluentes da ETE de Itirapina. Valores altos nesse local também foram encontrados nos estudos de Argenton (2004), Carvalho (2011) e Arroio Junior (2013). Outro ponto que também apresentou valores acima do limite estabelecido pela CETESB (2009) foi o ponto Lb-2, que apresentou um valor de $135 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período chuvoso, demonstrando um aumento de quase 5 vezes em relação ao período seco ($29 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Os valores mais baixos foram observados nos pontos mais próximos da represa do Lobo (It-3, It-4, Lb-3 e Lb-4), que estão localizados em trechos mais preservados do ponto de vista de estrutura ciliar, com pouca interferência antrópica no seu entorno.

6.7.5. Sólidos suspensos totais

A Figura 40 apresenta os valores das concentrações de sólidos totais suspensos para os pontos amostrados. No geral, os rios da bacia apresentam concentrações baixas de sólidos, com valores abaixo de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, constatação já observada nos estudos de Argenton (2004) e Arroio Junior (2013). A única exceção foi o ponto It-1, onde a concentração de sólidos chegou a $23,33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ durante o período chuvoso. Conforme já mencionado anteriormente, esse ponto é atípico aos demais, pois apresenta condições de ambientes lênticos devido ao pequeno represamento feito nesse trecho, podendo influenciar os valores de sólidos e de outros parâmetros de qualidade da água.

As concentrações mais altas foram encontradas no alto curso do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, nos pontos It-1, It-2 e Lb-2, enquanto as menores concentrações foram observadas nos trechos mais preservados desses cursos hídricos, onde se encontram os pontos It-3, It-4, Lb-3 e Lb-4.

No que se refere à variabilidade sazonal dos dados, as concentrações mais elevadas foram encontradas nas coletas de novembro, durante o período chuvoso, onde a maior incidência de precipitações intensifica o transporte de materiais aos cursos d'água, trazendo como consequência o aumento da concentração de materiais na água. Apenas o ponto Lb-2 apresentou concentração maior no mês de junho em relação a novembro, os valores encontrados foram $9,40$ e $7,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente.

Figura 40 - Valores das concentrações de sólidos totais suspensos dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.7.6. Turbidez

Os valores de turbidez obtidos para os pontos de coleta são apresentados na Figura 41. Assim como observado para os sólidos suspensos totais, os valores de turbidez foram maiores no período chuvoso para, praticamente, todos os pontos de monitoramento, com exceção do ponto Lb-2 que apresentou valores superiores na coleta de julho.

Observa-se que os valores de turbidez dos rios da bacia são relativamente baixos. Na estação seca os maiores valores foram registrados próximos a nascente do ribeirão do Lobo, nos pontos Lb-1 e Lb-2, cujos valores encontrados foram 10,8 e 60,6 UNT respectivamente. Na estação chuvosa o maior valor registrado foi de 51 UNT, observado no ponto It-1. Foi constatado que todos os pontos amostrados apresentaram valores de turbidez abaixo dos 100 UNT estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05.

Figura 41 - Valores de turbidez dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.7.7. Nitrogênio orgânico total

A Figura 42 apresenta as concentrações de nitrogênio orgânico total dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Observa-se um aumento nas concentrações desse parâmetro entre as estações seca e chuvosa, demonstrando que a concentração desse poluente nos cursos hídricos varia muito em virtude da sazonalidade do clima, principalmente devido as maiores ocorrências de precipitações no mês de novembro.

Em relação à variabilidade dos pontos de amostragem, foi observado maior concentração no ponto Ab-2 para os dois períodos analisados. As concentrações elevadas nesse ponto estão diretamente relacionadas com o lançamento de efluente da ETE de Itirapina, que contribui para o aumento na concentração de nitrogênio oriundo da matéria orgânica presente nesses efluentes. Essa constatação já foi observada por diversos pesquisadores, a exemplo de Argenton (2004), Carvalho (2011), Leonel (2012) e Sanches, (2012).

Concentrações elevadas no período chuvoso também foram observadas nos pontos It-1 e It-2, cujos valores encontrados foram $1,49 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,77 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. As altas concentrações de nitrogênio total nesses locais podem estar relacionadas com a poluição difusa, gerada a partir da lixiviação do solo de áreas dominadas por atividades agropecuárias, uso predominante na região onde os pontos se encontram. Matheus e Tundisi (1988) também encontraram quantidades elevadas de nutrientes nos pontos próximos as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, corroborando com os resultados obtidos nesse estudo.

A menor concentração de nitrogênio total foi encontrada no ponto Lb-4, o valor obtido foi de $0,47 \text{ mg.L}^{-1}$ para os dois períodos analisados. Os baixos valores podem estar associados a área na qual esse ponto está situado, pois o mesmo encontra-se nos limites da Estação Ecológica de Itirapina, área preservada, dominada pela vegetação de cerrado. Ressalta-se também a presença de uma extensa área de vegetação ciliar que protege esse curso hídrico contra a entrada de poluentes.

Figura 42 - Valores das concentrações de nitrogênio orgânico total dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

6.7.8. Fósforo total

Os valores das concentrações de fósforo total obtidos para os pontos de monitoramento podem ser visualizados na Figura 43. Observa-se que as concentrações de fósforo total aumentaram entre o período seco e chuvoso devido a incidência das precipitações. Para o período seco, a concentração variou de $31,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para o ponto Lb-4 a $374,78 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para o ponto Ab-2. Já no período chuvoso as concentrações variaram de $52,06 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para o ponto Lb-4 a $578,35 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para o ponto Ab-2.

Assim como na análise de outros parâmetros, as concentrações de fósforo total mais elevadas foram encontradas no córrego Água Branca, no ponto Ab-2. Essa constatação demonstra os efeitos negativos que o despejo de efluentes domésticos da cidade de Itirapina causa sobre esse curso hídrico, visto que muitos parâmetros apresentaram valores críticos nesse trecho, principalmente no que se refere às concentrações de nutrientes, como já observados em outros estudos citados nesse trabalho

Para os demais pontos da bacia, os resultados mostram que as concentrações de fósforo apresentaram um valor máximo de $75,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, observada no ponto It-2 no mês de junho, e de $108,11 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o ponto Lb-2 no mês de novembro. Ambos os pontos se localizam próximos as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, onde o uso predominante são as atividades agropecuárias que podem poluir as águas nesses trechos devido à drenagem de áreas rurais.

Figura 43 - Valores das concentrações de fósforo total dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Com relação ao atendimento da resolução CONAMA 357/2005, observa-se que a maioria dos pontos amostrados não atende ao valor máximo de fósforo total ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$) estabelecido por essa resolução para rios de classe 2. Considerando o valor médio entre os meses de junho e novembro, nota-se que todos os pontos apresentaram valores acima do estabelecido, com exceção do ponto Lb-4.

6.7.9. Clorofila - a

A Figura 44 apresenta os valores das concentrações de clorofila-a dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Os dados indicam que as águas da bacia apresentam baixas concentrações de clorofila-a. Todos os pontos de coleta apresentaram valores abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2 ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Figura 44 - Valores das concentrações de clorofila - a total nos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

As maiores concentrações ocorreram no mês de novembro, com exceção do ponto Lb-2 que apresentou uma concentração maior no mês de junho, onde o valor encontrado foi de $13,62 \mu\text{g.L}^{-1}$. Esse ponto também apresentou concentrações elevadas de fósforo total no mesmo mês, o que pode estar associado com o aumento das concentrações de clorofila-a, visto que o fósforo está diretamente relacionado com a produtividade primária em ambientes aquáticos.

Outros pontos que também apresentaram concentrações elevadas foram encontrados nas nascentes do rio Itaqueri (It-1), trecho bastante modificado por interferências antrópicas, conforme já discutido anteriormente, onde os valores registrados variaram de $4,93 \mu\text{g.L}^{-1}$ em junho para $9,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro; e nos pontos situados no córrego Água Branca, com destaque para o ponto Ab-1 que em novembro apresentou um valor de aproximadamente $25 \mu\text{g.L}^{-1}$, valor próximo aos $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005.

6.7.10. Índice de Estado Trófico

Os resultados do IET determinados para os pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo são apresentados na Figura 45 e Tabela 25. Os dados indicam que a maioria dos pontos de monitoramento se enquadra, considerando os dois períodos analisados, na classe mesotrófico, que caracteriza ambientes com estado intermediário de trofia, segundo a classificação estabelecida por Lamparelli (2004).

Figura 45 - Valores do IET dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 25 - Classes do IET dos pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

Pontos de monitoramento	Classes do IET	
	Junho/2018	Novembro/2018
Ab-1	Eutrófico	Supereutrófico
Ab-2	Hipereutrófico	Hipereutrófico
It-1	Mesotrófico	Supereutrófico
It-2	Mesotrófico	Mesotrófico
It-3	Oligotrófico	Oligotrófico
It-4	Mesotrófico	Mesotrófico
Lb-1	Mesotrófico	Mesotrófico
Lb-2	Supereutrófico	Mesotrófico
Lb-3	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico
Lb-4	Oligotrófico	Oligotrófico

Fonte: elaborado pelo autor.

Com relação à sazonalidade, foi observado uma leve variabilidade nos valores do IET entre os meses junho e novembro, sendo os maiores valores, com exceção dos pontos Lb-2 e Lb-3, encontrados no mês de novembro. Tendo em vista que o aumento da produtividade dos ecossistemas aquáticos está diretamente relacionado com o aumento da concentração de nutrientes, esse resultado pode estar associado a maior incidência das precipitações nesse mês, que carregam nutrientes e outros materiais ao interior dos corpos hídricos, provocando alterações no estado trófico das águas.

No que se refere à variabilidade dos valores do IET entre os pontos de monitoramento, nota-se que o ponto com maior grau de trofia foi Ab-2, classificado como Hipereutrófico para os dois períodos analisados. Como já mencionado anteriormente, esse ponto é um dos mais críticos da bacia devido à poluição pontual gerada pela cidade de Itirapina. Conforme demonstrado nas análises de nutrientes, esse ponto apresentou altas concentrações de fósforo total, onde os valores registrados foram, considerando a média entre junho e novembro, quase dez vezes maior que o estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, o que explica o elevado grau de trofia encontrado nesse trecho. Outro ponto que merece atenção é o ponto Ab-1, situado na cidade de Itirapina, cujo grau de trofia variou de eutrófico em junho para supereutrófico em novembro. O alto grau de trofia registrados nesses trechos já foram observados por outros autores (CARVALHO, 2011; LEONEL, 2012; SANCHES, 2012), corroborando com os resultados obtidos nesse estudo.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo permitiu que fossem estabelecidas, não apenas considerações metodológicas, mas também considerações sobre o estado de conservação dos recursos hídricos da bacia, com o propósito de sugerir ações de gestão para a melhoria da qualidade hídrica da área de estudo.

A utilização de modelos empíricos integrados em ambiente SIG se mostrou eficaz na avaliação da poluição pontual e difusa em bacias hidrográficas. O estudo proporcionou maior entendimento sobre a dinâmica de nutrientes na bacia, possibilitando identificar áreas potencialmente poluidoras e quantificar as cargas e concentrações médias anuais de nutrientes nos cursos hídricos da bacia, auxiliando as atividades de planejamento e gestão dos recursos hídricos.

A relação chuva-vazão não foi condizente com os processos naturais relacionados ao regime do escoamento superficial na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Diferentemente de outros estudos, para a bacia, os dados projetaram uma relação decrescente, em que as maiores precipitações geram as menores vazões, o que não condiz com os processos que ocorrem na natureza. Para essa pesquisa, o melhor método para determinar a distribuição espacial da Q_{MLT} foi por meio da regionalização, baseado na proporção da vazão específica, em que os resultados simulados foram bem similares aos dados observados, indicando que o método foi eficaz e representativo na determinação da Q_{MLT} na bacia.

Com base na análise dos dados hidrológicos, pode-se concluir a necessidade de mais informações disponíveis, uma vez que todas as estações de monitoramento que existem na bacia encontram-se desativadas, o que dificulta a realização de estudos hidrológicos, como já ressaltado em outros trabalhos. Portanto, são necessários mais esforços a fim de instrumentar a bacia hidrográfica ou iniciativas que retomem o funcionamento das estações já existentes.

A utilização do algoritmo de fluxo acumulado ponderado permitiu que fossem quantificadas as vazões médias de longo termo, as cargas e concentrações de fósforo e nitrogênio total acumuladas anualmente na rede de drenagem da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo.

A análise do uso e ocupação do solo mostrou que as atividades de silvicultura são predominantes na bacia, ocupando 32,53% da área estudo, seguido pelas áreas de vegetação natural com 30,22%. A representatividade dessas classes está diretamente relacionada com as atividades da Estação Experimental e da Estação Ecológica de Itirapina, que são duas unidades de conservação existentes na bacia e que desempenham um papel importante na produção florestal, pesquisa científica e conservação da natureza.

Devido às características de uso e ocupação do solo da bacia, que são predominantemente rurais e pouco urbanizadas, verificou-se que as cargas anuais de nutrientes são majoritariamente geradas por fontes difusas de poluição, em que 81% da carga anual de NT e 76% da carga anual de PT são provenientes desse tipo de poluição.

Os resultados da modelagem das cargas totais de nutrientes acumuladas anualmente na bacia deixaram evidentes a influência das atividades humanas, representadas por meio do uso e ocupação do solo, na produção das cargas totais de NT e PT. A sub-bacia do rio Itaqueri, por ser a região mais populosa e desenvolvida da área de estudo, é a mais alterada pelas atividades antrópicas e produz mais de 50% das cargas totais de NT e PT geradas por ano na bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo. Além disso, essa sub-bacia produz aproximadamente 90% da carga pontual de NT e PT gerada anualmente na bacia, por meio do córrego Água Branca, curso hídrico receptor dos efluentes domésticos gerados pela cidade de Itirapina.

Os resultados obtidos para as cargas totais de NT e PT sugerem maior atenção às atividades humanas realizadas na bacia. Recomenda-se a adoção de práticas conservacionistas de manejo agrícola que favoreçam a conservação do solo e dos recursos hídricos, desenvolvendo medidas que reduzam a erosão e a lixiviação de nutrientes do solo, que são as principais formas por onde os poluentes chegam aos cursos hídricos. Sugere-se também a manutenção e o incremento de áreas naturais na bacia, com o desenvolvimento de políticas que

promovam restauração dos ambientes fluviais, uma vez que desempenham um importante papel na redução da entrada de nutrientes nos cursos hídricos.

Para reduzir a carga poluidora sobre o córrego Água Branca gerada pelos efluentes domésticos da cidade de Itirapina, recomenda-se mais investimentos em coleta e tratamento de esgoto, pois os níveis de tratamento são insuficientes como demonstrado nas análises desse trabalho.

Com base nos resultados da modelagem da concentração média anual de NT e PT, observa-se que as maiores concentrações de nutrientes ocorrem na sub-bacia do rio Itaqueri, sobretudo no córrego Água Branca e seus afluentes. Nessa sub-bacia encontram-se também a maior parte dos cursos hídricos que não estão em conformidade com os dispositivos da resolução CONAMA 357/2005.

A comparação entre as concentrações médias anuais de NT e PT simuladas e as concentrações médias dos dados observados mostrou que, de modo geral, o modelo subestimou os dados observados. Entretanto, os indicadores estatísticos apontaram um bom desempenho do método utilizado.

A análise dos parâmetros de qualidade da água evidenciou o que foi diagnosticado pela modelagem. Em suma, os pontos de monitoramento que apresentaram os valores mais críticos encontram-se na sub-bacia hidrográfica do rio Itaqueri, sobretudo no córrego Água Branca que apresentou o pior estado de trofia entre os pontos de monitoramento analisados.

É importante ressaltar que os resultados da modelagem realizada nessa pesquisa, apesar de terem apresentado um bom desempenho em determinar a concentração média anual de NT e PT nos cursos hídricos da bacia, deve ser interpretado com cautela devido às incertezas associadas.

Sendo assim, com o objetivo de reduzir as incertezas do trabalho, recomenda-se para futuras pesquisas:

- i) Utilizar estudos regionais e mais detalhados sobre coeficientes de exportação de nutrientes, pois os que foram estabelecidos pelo MQUAL 1.5, embora tenham sido definidos para bacias hidrográficas do estado de São Paulo, são considerados incertos por não apresentarem a metodologia por trás da definição desses coeficientes;
- ii) Uso de pelo menos 1 ano de dados observados de fósforo e nitrogênio total para avaliar com maior representatividade os dados simulados pelo modelo;

- iii) Integração de coeficientes de decaimento de poluentes ao método utilizado, pois o modelo não considera a perda de nutrientes entre os sistemas terrestres e aquáticos e nem o processo de autodepuração que ocorre nos corpos hídricos;
- iv) Desenvolver métodos que aprimorem o pressuposto adotado nesse trabalho de que o esgoto sanitário gerado por habitante na bacia apresenta distribuição uniforme dentro dos setores censitários, o que não condiz com a realidade dos sistemas de esgotamento sanitário das cidades, que geralmente descartam seus efluentes em um único trecho de um corpo hídrico receptor.

8. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Evolução da rede hidrometeorológica nacional**. Brasília. v. 1 n.1, 2007.

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2nd ed. Dordrecht: Springer, 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 1992.

ANDERSEN, J. H.; SCHLÜTER, L.; ÆRTEBJERG, G. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. **Journal of plankton research**, v. 28, n. 7, p. 621-628, 2006.

ANDERSON, T. A. et al. Effects of landuse and precipitation on pesticides and water quality in playa lakes of the southern high plains. **Chemosphere**, v. 92, n. 1, p. 84-90, 2013.

ARIANNA, A. et al. Groundwater diffuse pollution in functional urban areas: The need to define anthropogenic diffuse pollution background levels. **Science of The Total Environment**, v. 656, p. 1207-1222, 2019.

ARGENTON, É C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas-SP**. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

ARROIO JUNIOR, P. P. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas – SP**. 2013. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

ARNOLD, J. G. *et al.* SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, and EJ. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, v. 23, n. 4, p. 938-0944, 1980.

BEVEN, K. J. **Rainfall-Runoff modelling: the primer**. 2 ed. Lancaster, UK: John Wiley & Sons, 2012.

BISWAS, J. K. et al. Nutrient modeling of an urban lake using best subset method. **International journal of environmental science and technology**, v. 15, n. 9, p. 1867-1878, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e parâmetros de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, DF, 19/03/2005.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2016**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018, 220 p.

BREWER, S. K. *et al.* Synthesizing models useful for ecohydrology and ecohydraulic approaches: An emphasis on integrating models to address complex research questions. **Ecohydrology**, p. e1966, 2018.

BRUNINI, R. G.; DA SILVA, M. C.; PISSARRA, T. C. T. Efeito do Sistema de Produção de Cana-de-Açúcar na Qualidade da Água em Bacias Hidrográficas. **Agrarian**, v. 10, n. 36, p. 170-180, 2017.

BUARQUE, D. C. *et al.* Comparação de métodos para definir direções de escoamento a partir de modelos digitais de elevação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 91-103, 2009.

CALLOW, J. N.; VAN NIEL, K. P.; BOGGS, G. S. How does modifying a DEM to reflect known hydrology affect subsequent terrain analysis?. **Journal of hydrology**, v. 332, n. 1-2, p. 30-39, 2007.

CAMARGO, R.S.N. (1991). Regulamentação da APA Corumbataí-SP. In: TAUKE, S.M. (Ed.). **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar**. São Paulo: EDUNESP, 1991.

CAMPBELL, N. et al. **Diffuse pollution - an introduction to the problems and solutions**. Londres: IWA, 2004, 322p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARVALHO, A. E. F. **Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica dos rios Itaquari e Lobo (Itirapina/Brotas-SP)**. 2011. 226 p. TCC (Graduação). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicada à Agricultura (CEPAGRI). **Informações climáticas**. Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <<http://www.cepagri.unicamp.br/>>. Acesso em: 27 out. 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório Anual de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: Apêndice A: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2009.

CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Phosphorus fractions and fluxes in the water column and sediments of a tropical reservoir (Lobo-Broa - SP). **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 2, p. 183–194, 2001.

CLEMENTE, C. A.; ABRAHÃO, I. O.; MARCONI, A.; LORANDI, R. Latossolos da bacia do ribeirão do lobo (Brotas, Itirapina, SP): Granulometria. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, v. 43, n. 2, p. 713–733, 1986.

CORVALÁN, S. B. **Zoneamento ambiental da APA Corumbataí (SP) de acordo com critérios de vulnerabilidade ambiental**. 2009. 170 p. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2009.

COUTURE, Raoul-Marie. *et al.* Simulating water quality and ecological status of Lake Vansjø, Norway, under land-use and climate change by linking process-oriented models with a Bayesian network. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 713-724, 2018.

CUNHA, D. G. F. *et al.* Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

DELKASH, M.; AL-FARAJ, F.; SCHOLZ, M. Comparing the export coefficient approach with the soil and water assessment tool to predict phosphorous pollution: the Kan watershed case study. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 10, p. 2122, 2014.

DINIZ, V. **Avaliação da qualidade da água e do sedimento em diferentes compartimentos do reservatório do Lobo (SP) com auxílio de testes ecotoxicológicos**. 2016. 77 p. TCC (Graduação). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

DODDS, W. K. *et al.* Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**. V. 43, n. 1, p. 12-19, 2009.

DÖLL, P. *et al.* Advances and visions in large-scale hydrological modelling: findings from the 11th workshop on large-scale hydrological modelling. **Advances in Geoscience**, v. 18, p. 51–61, 2008.

DOS SANTOS, F. M.; DE OLIVEIRA, R. P.; MAUAD, F. F. Lumped versus Distributed Hydrological Modeling of the Jacaré-Guaçu Basin, Brazil. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 8, p. 04018056, 2018.

DING, X. *et al.* Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze River. **Journal of Hydrology**, v. 383, n. 3-4, p. 233-244, 2010.

DUNN, S. M. *et al.* Relationships between climate, water resources, land use and diffuse pollution and the significance of uncertainty in climate change. **Journal of hydrology**, v. 434, p. 19-35, 2012.

EISENBIES, M. H. *et al.* Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians - A review. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2-3, p. 77-98, 2007.

EL-KHOURY, A. *et al.* Combined impacts of future climate and land use changes on discharge, nitrogen and phosphorus loads for a Canadian river basin. **Journal of environmental management**, v. 151, p. 76-86, 2015.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988.

ESTIGONI, M. V.; MATOS, A. J. S.; MAUAD, F. F. Assessment of the accuracy of different standard methods for determining reservoir capacity and sedimentation. **Journal of Soils and Sediments**, v.14, n. 7, p. 1224-1234, 2014.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **How Fill Works**. Disponível em: < <http://desktop.arcgis.com/en/>>. Acesso em: 07 out. 2018.

GUIGNARD, M. S. *et al.* Impacts of nitrogen and phosphorus: from genomes to natural ecosystems and agriculture. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, p. 70, 2017.

GUIMARÃES, T. M. H. **Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2018.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.

HAUPT, J. P. D. O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do Rio Jundiáí**. Tese (Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

HOFFMANN OLIVEIRA, A. *et al.* Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (MDE) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, Eldorado do Sul, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1259-1267, 2012.

HUANG, J.; HONG, H. Comparative study of two models to simulate diffuse nitrogen and phosphorus pollution in a medium-sized watershed, southeast China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 3, p. 387-394, 2010.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of hydrology**, v. 106, n. 3-4, p. 211-232, 1989.

INSTITUTO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (IF). **Plano de Manejo Integrado das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP**, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Folha Topográfica de Itirapina (SF-23-M-1-3) em escala 1:50.000**, 1969.

ITIRAPINA. Lei Municipal Nº 2.805 de 23 de novembro de 2016. **Instituiu o Plano Municipal de Saneamento Básico de Itirapina**. Itirapina-SP, 2016.

_____. **Folha Topográfica de São Carlos (SF-23-Y-A-I-1) em escala 1:50.000**, 1971.

_____. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2013.

JARVIE, H. P. et al. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 849-862, 2018.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. **Photogrammetric engineering and remote sensing**, v. 54, n. 11, p. 1593-1600, 1988.

JOHNES, P. J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. **Journal of hydrology**, v. 183, n. 3-4, p. 323-349, 1996.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 p. Tese (Doutorado). Instituto de Biociência. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEONEL, L. F. **Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com Danio rerio (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação dos ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica dos rios Itaqueri/Lobo (Itirapina/Brotas, SP)**. 2012. 184 p. TCC (Graduação). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

LEÓN, L. F. *et al.* Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 997-1007, 2001.

LE MOAL, M. et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1-11, 2019.

LIBOS, M. I. P. C. **Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento**. 2002. 253 p. Dissertação (Mestrado). COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

_____; ROTUNNO FILHO, O. C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 115-135, 2003.

LIMA, R.N.S. **Utilização de técnicas de sensoriamento remoto de campo e orbital e aplicação de modelagem em sig para avaliação de características ambientais em ecossistemas aquáticos**. 2013. 250 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2013.

_____. *et al.* Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng Sanit Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 139-150, 2016.

LIU, A. *et al.* Understanding the role of urban road surface characteristics in influencing stormwater quality. **Water resources management**, v. 28, n. 14, p. 5217-5229, 2014.

LOPES SOARES, W.; PORTO, M. F. Atividade agrícola e externalidade ambiental: uma análise a partir do uso de agrotóxicos no cerrado brasileiro. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, 2007.

LIU, R. *et al.* Development of regional pollution export coefficients based on artificial rainfall experiments and its application in North China. **International journal of environmental science and technology**, v. 14, n. 4, p. 823-832, 2017.

MAHVI, A. H.; NOURI, J.; BABAEI, A. A.; NABIZADEH, R. Agricultural Activities Impact on Groundwater Nitrate Pollution. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 2, n. 1, p. 41-47, 2005.

MANSOR, M. T. C. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, Limeira-SP. 2005. 171 p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MARAFÃO, G. A. **Estudo in situ da fixação biológica de nitrogênio pelo fitoplâncton em reservatórios subtropicais (SP)**. 2016. 137 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

MARCUZZO, F. F. N.; ANDRADE, L. R.; MELO, D. C. R. Métodos de Interpolação Matemática no Mapeamento de Chuvas do Estado do Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.4, n.4, p. 696-710, 2011.

MARINHO FILHO, G. M *et al.* Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 35-47, 2012.

MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo. **Limnologia e Ecologia de Represas**. (JG Tundisi, ed.). ACIESP, p. 419-472, 1988.

MICHAUD, J.; SOROOSHIAN, S. Comparison of simple versus complex distributed runoff models on a midsized semiarid watershed. **Water resources research**, v. 30, n. 3, p. 593-605, 1994.

MOREIRA, M. C *et al.* Comparação dos valores da $Q_{7,10}$ estimados por diferentes métodos de regionalização de vazões. **Revista engenharia na agricultura-reveng**, v. 18, n. 6, p. 522-528, 2010.

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

MORUZZI, R. B. *et al.* Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências (São Paulo)**, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. D. A. **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007.

NAKAMURA, C. H. *et al.* **Avaliação dos Impactos de Ações Integradas de Saneamento Ambiental sobre a Qualidade das Águas dos Mananciais de Abastecimento Público da Região Metropolitana de São Paulo, Brasil**. VI Encontro Nacional da ANPPAS. Anais... Belém-PA, 2012.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. **Journal of hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NISHIYAMA, L. **Mapeamento geotécnico preliminar da quadrícula de São Carlos, SP**. 1991. 228p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1991.

NOVOTNY, V. Diffuse pollution from agriculture-a worldwide outlook. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 3, p. 1-13, 1999.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.

ONGLEY, E. D.; XIAOLAN, Z.; TAO, Yu. Current status of agricultural and rural non-point source pollution assessment in China. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1159-1168, 2010.

OVERBECK, J. Avaliação qualitativa e quantitativa do problema. In: **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**, v. 1, p. 33-42, 2000.

PEREIRA, R. da S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de recursos hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PERIOTTO, N. A.; TUNDISI, J. G. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): A New Approach for Management and Planning of Dams Multiple-Uses. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 471-482, 2013.

QUEIROZ, O. T. M. M. **Impactos das atividades turísticas em área de reservatório: uma avaliação sócio-ambiental do uso e da ocupação na área da Represa do Lobo, município de Itirapina, SP**. 2000. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

RECKHOW, K. H.; BEAULAC, M. N.; SIMPSON, J. T. **Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients**. Washington: US Environmental Protection Agency, 1980.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. Programa de Ciência e Tecnologia para a Gestão de Ecossistemas. Relatório Técnico Parcial MCT/INPE. São José dos Campos: INPE, 2000. 60p.

ROCKSTRÖM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472, 2009.

RODRIGUES-FILHO, J. L. *et al.* Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of a watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 125-134, 2015.

SANCHEZ, A. L. **Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais**. 2012. 216 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SANTOS, L. L. MODELOS HIDROLÓGICOS: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3, p. 1-19, 2009.

SAUNDERS, W. K.; MAIDMENT, D. R. **A GIS assessment of nonpoint source pollution in the San Antonio-Nueces coastal basin**. Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin, 1996.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SMA). **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings**. Relatório Final. Processo N° 7097/2007, Contrato SMA/CPLEA N° 09/2007, São Paulo. 2010.

SEGURADO, P. *et al.* Understanding multiple stressors in a Mediterranean basin: Combined effects of land use, water scarcity and nutrient enrichment. **Science of The Total Environment**, v. 624, p. 1221-1233, 2018.

SHEN, Z. *et al.* An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. **Separation and Purification Technology**, v. 84, p. 104-111, 2012.

SHRESTHA, M. K. *et al.* Future climate and land uses effects on flow and nutrient loads of a Mediterranean catchment in South Australia. **Science of the Total Environment**, v. 590, p. 186-193, 2017.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication Science: Where Do We Go from Here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201–207, 2009.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 1, p. 179–196, 1999.

SODRÉ, F. F. Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle. **Agricultura**, v. 1, n. 2, p. 9-16, 2012.

SOUZA, F. A. R. **Modelagem espacial da qualidade da água usando geotecnologias na bacia hidrográfica de Santana-RJ**. 2017. 186p. Dissertação (Mestrado). Instituto Alberto

Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

STEIKE, V.A., SAITO, C.H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 2, p. 43-67, 2008.

TOLEDO, A. P. et al. Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais. In: Anais... In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 12. CETESB, 1983.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS, 1998, 669p.

_____. **Regionalização de vazões**. Porto Alegre: UFRGS, 2002, 256p.

TODINI, E. Hydrological catchment modelling: past, present and future. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 1, p. 468-482, 2007.

TUNDISI, J. G. O modelo Broa. Simpósio sobre Comunidade Vegetal como Unidade Geológica, Turística e Econômica. São Paulo: **Academia Ciências do Estado São Paulo**, Anais, p. 99-113, 1978.

_____. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, 2003, 247p.

_____; MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. **Freshwater Reviews**, v. 6, n. 2, p. 75-91, 2014.

_____; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S. **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa) -Municípios de Itirapina e de Brotas**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2003.

_____; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: Case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 16, n. 2, p. 83-91, 2016.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Imagens SENTINEL-2**. Disponível em: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 12 mai. 2018.

VALERIANO, M.M.; ROSSETTI, D.F.; ALBUQUERQUE, P.C.G. **TOPODATA: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfométricos locais em cobertura nacional**. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, São José dos Campos: INPE, 2009, p. 5499-5506.

VIRGENS FILHO, J. S. *et al.* Desempenho dos modelos CLIGEN, LARS-WG e PGECLIMA_R na simulação de séries diárias de temperatura máxima do ar para localidades do estado do Paraná. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v.33, n.3, p.538-547, 2013.

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.

WILLMOTT, C. J. *et al.* Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 90, n. C5, p. 8995-9005, 1985.

WHITAKER, VA., MATVIENKO, B. and TUNDISI, JG. Spatial heterogeneity of physical and chemical conditions in a tropical reservoir wetland. **Lakes & Reservoirs**, vol. 1, p. 169-176, (1995).

XIANG, C.; WANG, Y.; LIU, H. A scientometrics review on nonpoint source pollution research. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 400-408, 2017.

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil and Tillage Research**, v. 187, p. 85-91, 2019.

YOUNG, R. A. *et al.* AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal of soil and water conservation**, v. 44, n. 2, p. 168-173, 1989.

ZHAO, H. *et al.* Influence of urban surface roughness on build-up and wash-off dynamics of road-deposited sediment. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 1226-1234, 2018.

ZHANG, B. *et al.* Source apportionment of nitrogen and phosphorus from non-point source pollution in Nansi Lake Basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2018.

ZHANG, X.; ZHANG, M. Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1949-1958, 2011.

Apêndice A – Dados dos parâmetros de qualidade da água.

Tabela 26 - Valores dos parâmetros de qualidade da água medidos na estação seca (junho/julho).

Parâmetros	Pontos de monitoramento									
	Ab - 1	Ab - 2	It - 1	It - 2	It - 3	It - 4	Lb - 1	Lb - 2	Lb - 3	Lb - 4
Nitrogênio orgânico total (mg/L)	0,14	1,59	0,33	0,33	0,37	0,56	0,33	0,37	0,37	0,47
Fósforo total (µg/L)	35,36	374,78	43,43	75,92	36,7	48,56	40,11	66,84	44,47	31,8
pH	6,38	6,53	6,18	6,48	6,35	6,06	7,06	6,26	6	6,13
Temperatura (°C)	18	18	18	18	19	18	18	17	18,5	18
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	4,4	4,845	2,18	4,77	8,29	8,42	8,71	4,56	8,49	8,86
Clorofila-a Total (µg/L)	15,98	39,66	8,39	1,78	0,30	3,55	4,74	34,63	0,89	0,30
SST (mg/L)	3,78	5,78	9,69	8,53	4,11	3,50	5,00	9,40	2,56	3,50
Condutividade (µg/cm)	37	145	35	55	14	21	46	29	13	12
Turbidez (UNT)	1,1	1,2	5,2	7,9	1,7	4,4	10,8	60,6	5,8	2,8

Tabela 27 - Valores dos parâmetros de qualidade da água medidos na estação chuvosa (novembro).

Parâmetros	Pontos de monitoramento									
	Ab - 1	Ab - 2	It - 1	It - 2	It - 3	It - 4	Lb - 1	Lb - 2	Lb - 3	Lb - 4
Nitrogênio orgânico total (mg/L)	1,12	3,17	1,49	1,77	1,4	0,89	0,89	0,75	1,07	0,47
Fósforo total (µg/L)	74,61	578,35	81,645	100,93	63,87	61,44	60,876	108,11	61,56	52,06
pH	6,65	6,75	6,27	6,66	6,38	6,38	6,87	6,91	5,85	6,35
Temperatura (°C)	23	23	23	21	20	21	21	21	21	21
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,06	4,52	2,76	3,38	7,74	7,94	8,71	6,38	8,38	8,45

Parâmetros	Pontos de monitoramento									
	Ab - 1	Ab - 2	It - 1	It - 2	It - 3	It - 4	Lb - 1	Lb - 2	Lb - 3	Lb - 4
Clorofila-a Total (µg/L)	59,2	60,38	30,59	4,14	1,18	2,07	4,74	4,14	1,18	1,18
SST (mg/L)	9,67	8,27	23,33	10,08	4,4	5	6,38	7,8	5,8	6,67
Condutividade (µg/cm)	58	159	47	80	26	28	50	135	24	17
Turbidez (UNT)	15	8	51	35	15	16	18	40	15	12

Tabela 28 - Valores do IET das Águas.

Pontos de monitoramento	Junho/2018			Novembro/2018		
	IET (CL)	IET (PT)	IET	IET (CL)	IET (PT)	IET
Ab-1	66,70	52,46	59,58	77,85	56,34	67,09
Ab-2	71,05	64,72	67,88	72,31	66,97	69,64
It-1	63,91	53,53	58,72	69,92	56,81	63,36
It-2	53,49	56,43	54,96	55,09	57,91	56,50
It-3	45,56	52,65	49,11	45,53	55,53	50,53
It-4	53,49	54,11	53,80	51,53	55,33	53,43
Lb-1	53,49	53,11	53,30	53,49	55,28	54,39
Lb-2	72,70	55,77	64,23	55,09	58,26	56,68
Lb-3	39,56	53,65	46,61	0,00	55,34	27,67
Lb-4	45,56	51,91	48,73	45,53	54,47	50,00