



Ciências Ambientais

DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ELABORAÇÃO DE UM ÍNDICE
ESPACIAL DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL APLICADO A
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**Sorocaba
2016**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ELABORAÇÃO DE UM ÍNDICE
ESPACIAL DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL APLICADO A
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese de doutorado apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço

Coorientador: Prof. Dr. José Luiz Albuquerque Filho

Sorocaba

2016

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

Silva, Darllan Collins da Cunha e.

Proposta metodológica para elaboração de um índice espacial de sustentabilidade ambiental aplicado a bacias hidrográficas / Darllan Collins da Cunha e Silva, 2016.

158 f.: il.

Orientador: Roberto Wagner Lourenço.

Coorientador: José Luiz Albuquerque Filho.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.

1. Bacias hidrográficas. 2. Indicadores ambientais. 3. Análise espacial (Estatística). 4. Geoprocessamento. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba). II. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

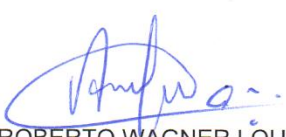
TÍTULO DA TESE: Proposta metodológica para elaboração de um índice espacial de sustentabilidade ambiental aplicado a bacias hidrográficas

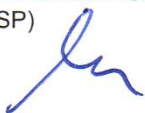
AUTOR: DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

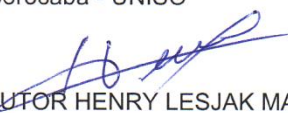
ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENCO

COORDENADOR: JOSÉ LUIZ ALBUQUERQUE FILHO

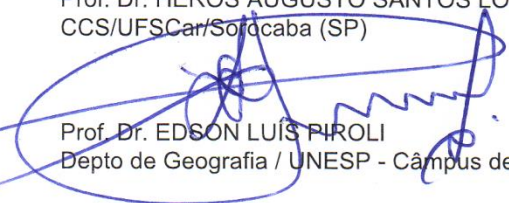
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENCO
UNESP / Sorocaba (SP)


Prof. Dr. NOBEL PENTEADO DE FREITAS
Universidade de Sorocaba - UNISO


PROFESSOR DOUTOR HENRY LESJAK MARTOS
Coordenação de Engenharia Ambiental / UNIVERSIDADE DE SOROCABA


Prof. Dr. HEROS AUGUSTO SANTOS LÔBO
CCS/UFSCar/Sorocaba (SP)


Prof. Dr. EDSON LUÍS PIROLI
Depto de Geografia / UNESP - Câmpus de Ourinhos

Sorocaba, 04 de novembro de 2016

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Maria Geralda da Cunha e Silva e José Collins da Silva por sempre disporem de um tempo para me ajudar e fortalecer os meus pensamentos.

À minha amada esposa Andressa Falco Collins, que nesses anos me ajudou e muito a amadurecer, ser forte e a enxergar o mundo de uma forma diferente e mais feliz. Sem você a vida com certeza teria menos graça e beleza.

Ao meu lindo filho Leonardo Falco Collins que nasceu no momento certo e me deu o ânimo necessário para terminar a tese de doutorado com a alegria imensa que trouxe para minha vida.

Família é o bem mais precioso de um ser humano, sem ela nenhuma conquista pessoal faz sentido.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à Deus por toda a força, paz e saúde concedida durante esses anos.

À Mãe, Rainha e Vencedora Três Vezes Admirável de Schoenstatt, por interceder por mim nas muitas noites que ajoelhei e roguei por força.

À Nossa Senhora de Aparecida por me conceder forças nos momentos difíceis.

Ao Professor Roberto Wagner Lourenço, por toda a orientação, ajuda e incentivo, o qual por muitas vezes guiou os meus traçados profissionais. Na primeira vez que ele me viu na Unesp falou “Agora que você conheceu o China sua vida mudou”, posso dizer que realmente mudou e pra melhor.

Ao Professor Henry Lejask Martos, por acreditar na minha competência e oferecer inúmeras oportunidades que foram fundamentais para que eu pudesse cursar o doutorado.

Ao meu irmão Rodolfo Collins pelo apoio, admiração e incentivo constante durante essa fase da minha vida.

Ao meu grande amigo Carlos Henrique Ribeiro Massote que mesmo distante deixou valiosos ensinamentos que utilizo até os dias atuais. Sem esses ensinamentos, com certeza meu caminho seria mais difícil.

Ao meu amigo Jomil Costa Abreu Sales por ensinar a andar em Ibiúna/SP, por me acompanhar em inúmeros campos e, ainda, ser o meu parceiro de longas noites na escrita de diversos trabalhos científicos.

Ao Pesquisador José Luiz Albuquerque Filho pelo incentivo e apoio e orientação no desenvolvimento da tese de doutorado.

A toda minha família que me apoiou, estando sempre ao meu lado, os quais foram o alicerce para construção do meu futuro.

À professora Auxiliadora Maria Moura Santi que de forma decisiva ajudou a trilhar o meu caminho como docente e pesquisador.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade de desenvolver meu projeto de mestrado.

Aos funcionários da Unesp – Campus de Sorocaba pelo constante apoio e ajuda.

Aos professores Leonardo Fernandes Fraceto, Antonio Cesar Germano Martins, André Henrique Rosa, José Arnaldo Frutuoso Roveda e Sandra Regina Masalskiene Roveda por todo ensinamento e amizade que me concederam nesses anos de convivência.

À Eva da secretaria da Pós-Graduação por sempre estar disposta a ajudar e esclarecer as inúmeras dúvidas dos alunos, que não são poucas, além dos bons momentos de descontração com boas risadas.

Ao Danilo “Daniboy”, por sempre oferecer ajuda e estar constantemente tranquilizando todos os alunos com seu bom humor.

Às meninas, Giovana, Suzan, Letícia e Sandra, dos laboratórios de Biologia, Química, Solos e Geoprocessamento, por terem sido fundamentais na conclusão da minha Tese de Doutorado.

À Universidade de Sorocaba (UNISO) pela oportunidade de adquirir conhecimentos sólidos de docência. Tenho orgulho por fazer parte de sua história.

À todos os funcionários da Uniso, especialmente aos meus amigos Adriana, Renan Angrizani e Vanessa Simonetti pelo apoio e tranquilidade proporcionada durante esses anos de doutorado.

À Fundação de Apoio ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (FIPT) pelo apoio financeiro a pesquisa de doutorado.

Aos funcionários do IPT pela cordialidade e prontidão com que sempre me atenderam.

Aos professores que dispuseram do seu tempo para participar da banca de defesa da minha tese de doutorado.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho, o meu eterno agradecimento.

“O que eu faço, é uma gota no meio de um oceano.

Mas sem ela, o oceano será menor.”

Madre Teresa de Calcutá



SUMÁRIO

RESUMO.....	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	x
CAPÍTULO I – Introdução Geral.....	1
1.1. JUSTIFICATIVAS E RELEVÂNCIA DO ESTUDO.....	1
1.2. REFERENCIAL TEÓRICO	3
1.2.1. Noções sobre o Desenvolvimento Sustentável	3
1.2.2. Sistemas de Índices e Indicadores de Desenvolvimento Sustentável	4
1.2.3. A Necessidade de se Estabelecer um Sistema de Índices e Indicadores para Bacias Hidrográficas	6
1.3. OBJETIVOS.....	8
1.3.1. Objetivo Geral	8
1.3.2. Objetivos Específicos.....	8
1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO	9
1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
CAPÍTULO II - Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal	15
RESUMO	15
2.1. INTRODUÇÃO	15
2.2. METODOLOGIA	16
2.2.1. Caracterização da área de estudo	16
2.2.2. Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una	18
2.2.3. Definição das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una.....	19
2.2.4. Determinação dos parâmetros morfométricos e de aptidão do uso do solo e cobertura vegetal do IMUS	20
2.2.5. Construção do Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal	25

2.3. RESULTADOS.....	25
2.4. CONCLUSÃO	36
2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
CAPÍTULO III - Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo	40
RESUMO	40
3.1. INTRODUÇÃO	40
3.2. METODOLOGIA	41
3.2.1. Elaboração do Mapa de Perda de Solo.....	42
3.2.1.1. Fator de Erosividade da Chuva (R)	42
3.2.1.2. Fator de Erodibilidade do Solo (K)	43
3.2.1.3. Fator Topográfico (LS)	44
3.2.1.4. Fator de Uso, Manejo e Práticas Conservacionistas do Solo (CP).....	45
3.2.1.5. A coleta e os parâmetros utilizados para avaliação da qualidade do solo	47
3.2.2. Distribuição dos pontos de amostragens	48
3.2.3. Análise Estatística Espacial dos Pontos Amostrados	51
3.2.4. Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo	53
3.2.5. ISAS por Sub-Bacias Hidrográficas	55
3.3. RESULTADOS	56
3.4. CONCLUSÃO	66
3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
CAPÍTULO IV - Índice de Sustentabilidade Socioambiental	72
RESUMO	72
4.1. INTRODUÇÃO	72
4.2. METODOLOGIA	73
4.2.1. Indicador de Qualidade das Moradias (IQM)	74
4.2.2. Indicador de Inserção Social (IIS)	79
4.2.3. Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA)	82
4.2.4. ISSA por Sub-Bacias Hidrográficas	85
4.3. RESULTADOS	85
4.4. CONCLUSÃO	96
4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
CAPÍTULO V - Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água	100
RESUMO	100

5.1. INTRODUÇÃO	100
5.2. METODOLOGIA	102
5.2.1. Distribuição dos pontos de amostragens	102
5.2.2. A coleta e os parâmetros utilizados para avaliação da qualidade da água	105
5.2.3. Análises em laboratório	105
5.2.4. Padronização dos parâmetros indicadores da qualidade da água do IQAN	106
5.2.5. Quantificação do peso de cada indicador que compõe o IQAN	110
5.2.6. Geração do Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI)	113
5.2.7. Construção do Índice de potencial degradação dos recursos hídricos	114
5.2.8. Estruturação do Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA)	117
5.3. RESULTADOS.....	118
5.4. CONCLUSÃO	130
5.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
CAPÍTULO VI - Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas ...	135
RESUMO	135
6.1. INTRODUÇÃO	135
6.2. METODOLOGIA	137
6.2.1. Quantificação do peso de cada índice que compõe o ISABH	138
6.2.2. Análise da Autocorrelação Espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una	141
6.3. RESULTADOS.....	143
6.4. CONCLUSÃO	148
6.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	149
ANEXOS	152
ANEXO I – Dados amostrais de estações pluviométricas.....	153
ANEXO II – Dados amostrais de granulometria do solo.....	157
ANEXO III – Dados amostrais de fertilidade do solo	158

RESUMO

Índices e indicadores ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas sobre o estado em que se encontra uma Bacia Hidrográfica. A escolha da Bacia Hidrográfica como unidade de gestão territorial neste estudo foi baseada na Lei 9.433/97, enquanto que, a utilização de índices e indicadores se deve ao fato de sua comprovada eficiência em processos de gestão. Visto isso, elaborou-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH) que integrou informações sociais, econômicas e ambientais visando analisar a sustentabilidade dessas unidades de gestão territorial e servir de instrumento de comparação entre as Bacias Hidrográficas. Além disso, avaliou-se a correlação espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas com objetivo de identificar padrões ou agrupamentos que possam facilitar a gestão pública dessas unidades. Dentro das dimensões adotadas, os indicadores e índices foram selecionados considerando-se as bases territoriais definidas pelo recorte dos setores censitários municipais bem como pelo recorte das Sub-Bacias Hidrográficas. Nesse caso, o índice privilegiou as variáveis que pudessem gerar uma superfície de distribuição espacial dos dados ao longo da Bacia Hidrográfica. Para o estudo do ISABH escolheu-se a Bacia Hidrográfica do Rio Una, que está localizada no interior do Estado de São Paulo a aproximadamente 75km da capital do Estado de São Paulo, no município de Ibiúna. A partir dos resultados obtidos, foi possível verificar que os valores mais baixos do ISABH ocorrem ao sul da Bacia Hidrográfica e estão inseridos na zona rural do município de Ibiúna/SP sob influência de atividades agrícolas e péssimas condições de saneamento básico. Ainda, essas áreas apresentam altas taxas de analfabetismo e baixas taxas de renda per capita dos residentes. Além disso, apenas 19,4% da área de estudo apresentaram valores de ISABH iguais ou acima de 0,60, indicando uma qualidade razoável, longe da desejável, isto é, superior a 0,9. Com relação a qualidade da água, verificou-se uma baixa concentração de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos, isto é, abaixo do permitido pela legislação, especialmente nas áreas onde a presença das atividades agrícolas é intensa. Em relação à perda de nutrientes (fertilidade), pode-se afirmar que há uma carência de fósforo no solo ao longo da Bacia Hidrográfica devido a perda desse nutriente por erosão hídrica, resultando em um custo elevado para sua reposição na área de estudo. Esse índice demonstrou ser uma importante ferramenta para fornecer subsídios à formulação de políticas públicas e servir de apoio à tomada de decisão por atores públicos e privados.

Palavras-chave: Bacias Hidrográficas. Índices. Sustentabilidade. Análise Espacial.

ABSTRACT

Environmental index and indicators are important mechanisms for report summarized information about the state of Watershed. The choice of the Watershed as a territorial management unit in this study was based on Law 9,433/97, while the use of index and indicators is because its proven efficiency in management processes. Therefore, was prepared an Environmental Sustainability Index of Watershed (ISABH) that integrated social, economic and environmental information to analyze the sustainability of these territorial management units and serve as a comparison tool between the Watershed. Furthermore, we evaluated the spatial correlation between the Micro-Watersheds to identify patterns or groups that can facilitate public management of these units. Within the adopted dimensions, indicators and index were selected considering the territorial bases defined by the limits of the municipal census tracts as well as the outline of the Micro-Watersheds. In this case, the index favored the variables that could generate a spatial distribution of surface data along the Watershed. To study the ISABH was choose the Una River Watershed, which is located in the State of São Paulo, approximately 75km from the capital of São Paulo, in the city of Ibiúna. From the results, was found that the lowest values of ISABH occur on south of the watershed and are inserted in the rural city of Ibiúna/SP under the influence of agricultural activities and poor sanitation conditions. Still, these areas have high rates of illiteracy and income per capita lower of the residents. Furthermore, only 19.4% of the study area shows of ISABH values equal or above 0.60, indicating a reasonable quality, far from desirable, i.e, greater than 0.9. Regarding water quality, was verified a low concentration of dissolved oxygen in the water bodies, i.e, below those permitted by law, especially in areas where the presence of agricultural activities are intense. About the loss of nutrients (fertility), it can be checked that there is a phosphorus deficiency in the watershed soil due to loss of this nutrient by water erosion, resulting in a high cost for their replacement in the study area. This index proved to be an important tool to provide input to the formulation of public policies and provide support to decision-making by public and private actors.

Keywords: Watershed. Index. Sustainability. Spatial Analyst

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Fluxograma Esquemático da Estrutura do ISABH	9
Figura 2.1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Una	17
Figura 2.2. Classificação da ordem dos cursos de água da Bacia Hidrográfica do Rio Una	26
Figura 2.3. Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una.....	29
Figura 2.4. Distribuição Ic_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una	32
Figura 2.5. Distribuição Kc_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una	32
Figura 2.6. Distribuição Kf_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una.....	33
Figura 2.7. Distribuição Dd_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una.....	34
Figura 2.8. Mapa das classes de aptidão do uso do solo de acordo com o RN	34
Figura 2.9. Distribuição ICR_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una.....	35
Figura 2.10. Mapa com a distribuição dos valores de IMUS (A) e sua classificação por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una (B)	36
Figura 3.1. Perfil Topográfico do Curso de Água Principal	48
Figura 3.2. Localização dos pontos de amostragens na Bacia Hidrográfica do Rio Una.....	51
Figura 3.3. Mapas dos fatores utilizados na USLE	56
Figura 3.4. Mapa da estimativa de perdas anuais de solo por erosão da área de estudo	58
Figura 3.5. Semivariogramas dos atributos do solo	60
Figura 3.6. Mapas com a distribuição dos atributos do solo	61
Figura 3.7. Distribuição dos valores das classes de qualidade dos atributos do solo.....	63
Figura 3.8. Mapa pedológico (A) e de perda de solo classificado (B)	64
Figura 3.9. Mapa com a distribuição e classificação do ISAS	65
Figura 3.10. Mapa com a distribuição por Sub-Bacias Hidrográficas do ISAS.....	65
Figura 4.1. Funções de pertinência das variáveis de entrada, IQM (a) e IIS (b).....	83
Figura 4.2. Função de pertinência da variável de saída (ISSA)	84

Figura 4.3. Mapas das variáveis utilizadas na construção do IQM	86
Figura 4.4. Distribuição dos valores do IQM por setores censitários	89
Figura 4.5. Mapas das variáveis utilizadas na construção do IIS.....	90
Figura 4.6. Distribuição dos valores do IIS por setores censitários	93
Figura 4.7. Superfície 3D gerada pelas variáveis de entrada e de saída do ISSA	94
Figura 4.8. Distribuição dos valores do ISSA por setores censitários	94
Figura 4.9. Mapa com a distribuição por Sub-Bacias Hidrográficas do ISSA.....	95
Figura 5.1. Relação entre o tamanho da faixa de matas ciliares e suas funções ecológicas.....	103
Figura 5.2. Localização dos pontos de coleta de água	104
Figura 5.3. Distribuição dos valores de IES, IIMC e IAA por Sub-Bacias Hidrográficas.....	118
Figura 5.4. Mapa da distribuição dos valores do IPDRH.....	119
Figura 5.5. Distribuição dos valores de NDWI na classe de áreas florestais e por Sub-Bacias Hidrográficas da área de estudo	120
Figura 5.6. Distribuição dos valores de $de\ q_{NO_3^-}$, q_{CE} e q_{DBO} por Sub-Bacias Hidrográficas....	124
Figura 5.7. Distribuição dos valores de q_{pH} , q_{Tu} e q_{ST} por Sub-Bacias Hidrográficas.....	125
Figura 5.8. Distribuição dos valores de q_{OD} e q_{PO_4} por Sub-Bacias Hidrográficas.....	125
Figura 5.9. Mapa da distribuição dos valores do IQAN.....	127
Figura 5.10. Mapa da distribuição dos valores do ISAA	129
Figura 6.1. Mapa com a distribuição dos valores do ISABH por Sub-Bacias Hidrográficas	145
Figura 6.2. Correlação espacial dos valores do ISAA por Sub-Bacias Hidrográficas	146
Figura 6.3. Mapa com a distribuição dos valores de ISAA por Sub-Bacias Hidrográficas	147
Figura 6.4. Correlação espacial dos valores do ISABH por Sub-Bacias Hidrográficas.....	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Classes de aptidão do uso do solo de acordo com o RN	24
Tabela 2.2. Quantificação da ordem dos cursos de água da área de estudo	26
Tabela 2.3. Quantificação em número das ordens dos cursos d'água da área de estudo.....	27
Tabela 2.4. Quantificação em porcentagem das ordens dos cursos d'água da área de estudo	27
Tabela 2.5. Quantificação da extensão (km) das ordens dos cursos d'água da área de estudo	27
Tabela 2.6. Porcentagem das Classes de Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una	28
Tabela 2.7. Classes de uso do solo e cobertura vegetal por Sub-Bacias Hidrográficas	30
Tabela 2.8. Classes de uso do solo e cobertura vegetal por Sub-Bacias Hidrográficas em %	31
Tabela 3.1. Fator C para alguns usos do solo	46
Tabela 3.2. Dados Morfométricos do Baixo, Médio e Alto Una	49
Tabela 3.3. Classes de uso do solo e cobertura vegetal com suas respectivas áreas no Baixo, Médio e Alto Una	50
Tabela 3.4. Número de pontos de amostragem presentes no Baixo, Médio e Alto Una	50
Tabela 3.5. Classificação da fertilidade dos atributos do solo	54
Tabela 3.6. Valores numéricos das classes de qualidade dos atributos do solo	54
Tabela 3.7. Parâmetros da análise geoestatística dos atributos do solo.....	59
Tabela 3.8. Perda anual (em quilos) de nutrientes e matéria orgânica do solo	62
Tabela 3.9. Distribuição das classes de qualidade dos atributos do solo.....	62
Tabela 4.1. Atribuição de pesos para cada uma das variáveis do IQM.....	75
Tabela 4.2. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).	77
Tabela 4.3. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados (n).....	79
Tabela 4.4. Atribuição de pesos para cada uma das variáveis do IIS.....	80
Tabela 4.5. Base de regras do modelo.....	84

Tabela 4.6. Distribuição (em %) das variáveis do IQM por intervalos de valores.....	87
Tabela 4.7. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IQM	88
Tabela 4.8. Pesos normalizados das variáveis componentes do IQM	88
Tabela 4.9. Distribuição (em %) das variáveis do IIS por intervalos de valores.....	90
Tabela 4.10. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IIS	92
Tabela 4.11. Pesos normalizados das variáveis componentes do IIS	92
Tabela 5.1. Atribuição de valores aos limites máximos permitidos pela legislação	108
Tabela 5.2. Atribuição de valores aos limites da CETESB e USEPA para cálculo do qCE	109
Tabela 5.3. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).	110
Tabela 5.4. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados	112
Tabela 5.5. Pontuação do IIMC.....	115
Tabela 5.6. Valores dos parâmetros amostrados em campo relativos à qualidade da água	121
Tabela 5.7. Valores médios dos parâmetros analisados pela CETESB de 2005 a 2014	123
Tabela 5.8. Comparação dos valores médios dos parâmetros analisados pela CETESB em 2014 com os valores aferidos em campo no ano de 2015	123
Tabela 5.9. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IQAN	126
Tabela 5.10. Pesos normalizados das variáveis componentes do IQAN	126
Tabela 5.11. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do ISAA.....	128
Tabela 5.12. Pesos normalizados das variáveis componentes do ISAA	128
Tabela 6.1. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).	139
Tabela 6.2. Número de variáveis estudadas em cada índice que compõe o ISABH	139
Tabela 6.3. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados (n)....	141
Tabela 6.4. Matriz de comparações pareadas dos índices componentes do ISABH	143
Tabela 6.5. Pesos normalizados dos índices componentes do ISABH.....	144
Tabela 6.6. Valores do Índice de Moran Global para os índices estudados	145

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABA	- Abastecimento de água
AHP	- Análise Hierárquica de Processos
ALF	- Taxa de Alfabetização
CE	- Condutividade Elétrica
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COD	- Condição de ocupação do domicílio
CTC	- Capacidade de Troca Catiônica
Dd_{ad}	- Densidade de Drenagem Adaptada
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
Dd	- Densidade de Drenagem
EEL	- Energia elétrica
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
ICR_{ad}	- Índice do Coeficiente de Rugosidade Adaptado
IAA	- Indicador de Abastecimento de Água
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Ic	- Índice de Circularidade
IC	- Índice de Consistência
Ic_{ad}	- Índice de Circularidade Adaptado
ICV	- Índice de Cobertura Vegetal
IDE	- Índice de Dependência Espacial
IES	- Indicador de Esgotamento Sanitário
IGC	- Instituto Geográfico Cartográfico
IIMC	- Indicador de Integridade de Matas Ciliares
IIS	- Indicador de Inserção Social
IMG	- Índice de Moran Global
IMUS	- Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal
IPDRH	- Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos
IQA	- Índice de Qualidade da Água
IQAN	- Índice de Qualidade da Água Normalizado
IQM	- Indicador de Qualidade das Moradias
ISAA	- Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água
ISABH	- Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas
ISAS	- Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo

ISSA	- Índice de Sustentabilidade Socioambiental
Kc_{ad}	- Coeficiente de Compacidade Adaptado
Kf_{ad}	- Fator de Forma Adaptado
Kc	- Coeficiente de Compacidade
Kf	- Fator de Forma
LISA	- Índice de Moran Local
LIX	- Destino do lixo
MO	- Matéria Orgânica
NDVI	- Normalized Difference Vegetation Index
NDWI	- Índice de Água por Diferença Normalizada
OD	- Oxigênio Dissolvido
ONU	- Organização das Nações Unidas
$q_{NO_3^-}$	- Indicador de Qualidade para o Nitrato
$q_{PO_4^{3-}}$	- Indicador de Qualidade para o Fosfato
q_{CE}	- Indicador de Qualidade para a Condutividade Elétrica
q_{DBO}	- Indicador de Qualidade para a Demanda Bioquímica de Oxigênio
q_{OD}	- Indicador de Qualidade para o Oxigênio Dissolvido
q_{ST}	- Indicador de Qualidade para os Sólidos Totais
q_{Tu}	- Indicador de Qualidade para a Turbidez
q_{pH}	- Indicador de Qualidade para o pH
PNUMA	- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
RC	- Razão de Consistência
REN	- Renda
RESP	- Taxa de responsáveis pelo domicílio
RN	- Coeficiente de Rugosidade
RUSLE	- Revised Universal Soil Loss Equation
SAN	- Condição sanitária
SIG	- Sistemas de Informações Geográficas
ST	- Sólidos Totais
Tu	- Turbidez
USLE	- Universal Soil Loss Equation
V%	- Saturação por Bases do Solo

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

1.1. JUSTIFICATIVAS E RELEVÂNCIA DO ESTUDO

O processo de elaboração de índices como instrumentos de análise ambiental se intensificou a partir da década de 1970, relativo à necessidade de formulação de indicadores que pudessem dar suporte ao planejamento urbano, à criação de políticas públicas e ao processo de tomada de decisões. Contudo, a idéia de desenvolver índices de sustentabilidade surgiu na Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente em 1992, onde a proposta era definir padrões sustentáveis de desenvolvimento que compreendessem aspectos ambientais, econômicos, sociais, éticos e culturais (NASCIMENTO, 2012).

Visto isso, buscou-se desenvolver neste estudo um índice de sustentabilidade aplicado a Bacias Hidrográficas. Para isso, o índice foi fundamentado no conceito de desenvolvimento sustentável e na Lei 9.433 de 1997 que estabeleceu a Bacia Hidrográfica como unidade territorial para planejamento ambiental visando o desenvolvimento de um instrumento que possa fornecer subsídios à formulação de políticas públicas, bem como servir de apoio à tomada de decisão por atores públicos e privados.

Por se tratar de indicadores de sustentabilidade, o conceito de desenvolvimento sustentável foi utilizado para embasar a elaboração de novos indicadores, os quais buscam contemplar as dimensões social, ambiental, e econômica que caracterizam o trinômio do desenvolvimento sustentável (JACOBI; GÜNTHER; GIATTI, 2012; MELO et al., 2012).

Para garantir a sustentabilidade ambiental e social, neste trabalho foi privilegiado um maior número de indicadores da dimensão ambiental e social, visto que o desenvolvimento sustentável só é alcançado quando se mantém os recursos naturais preservados, já que o sistema econômico é fortemente dependente de um estoque global de capital natural. Portanto, de acordo com essa linha de pensamento, o desenvolvimento sustentável de uma determinada região poderia manter-se indefinidamente se o estoque do capital natural não fosse degradado, consequentemente garantir a qualidade de vida da população.

A escolha da Bacia Hidrográfica como unidade de gestão territorial neste estudo foi baseada na Lei 9.433/97, enquanto que, a utilização de índices e indicadores se deve ao fato de sua comprovada eficiência em processos de gestão. Os indicadores e índices utilizados foram agregados para a construção de um índice denominado de Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH).

Dentro das dimensões adotadas os indicadores e índices foram selecionados considerando-se as bases territoriais definidas pelo recorte dos setores censitários municipais bem como pelo recorte das Sub-Bacias Hidrográficas. Nesse caso, o índice privilegiou os indicadores que possibilitavam gerar uma superfície de distribuição espacial dos dados para que pudesse verificar como os indicadores estudados se distribuíam ao longo da Bacia Hidrográfica.

A utilização de informações que possam ser analisadas e distribuídas espacialmente não é exigência nos índices de sustentabilidade elaborados até o momento, bem como os índices elaborados ou adaptados até o momento não são aplicados a Bacias Hidrográficas com escalas inferiores a dos municípios, o que dificulta e muito a construção de um índice visto a dificuldade de obtenção de dados. Portanto, não há índices espaciais aplicados especialmente à Bacias Hidrográficas de todos os tamanhos que visam estudar sua sustentabilidade. Daí a relevância desta proposta metodológica de orientação à construção de um índice de sustentabilidade ambiental.

Os recentes avanços dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) aumentaram ainda mais as possibilidades do emprego de técnicas mais sofisticadas de análise espacial, dentre elas, pode-se citar algumas técnicas de estatística que foram adaptadas aos dados espaciais. Assim, o uso dessas ferramentas permite a integração de informações morfométricas, ambientais e paisagísticas de uma Bacia Hidrográfica com o intuito de avaliar parâmetros de sustentabilidade, sem dissociá-los do espaço territorial.

Por isso, neste estudo foi adotado o uso de um SIG para construção do índice de sustentabilidade, uma vez que, estas técnicas de análise espacial, combinadas com funções de visualização, formam um conjunto de ferramentas que suporta a análise exploratória de dados espaciais como a identificação situações atípicas, a descoberta de padrões de associação espacial, agrupamento de valores semelhantes (*clusters*), dentre outras (ANSELIN; BAO, 1997; KOCH; DENIKE, 2004).

Portanto, para esse fim foi escolhida a Bacia Hidrográfica do Rio Una por estar sob influência de diversas atividades antrópicas que estão fragmentando a paisagem e ignorando a aptidão do uso e cobertura do solo, o que possibilita trabalhar diferentes unidades da paisagem. A escolha dessa área de estudo é reforçada pelo fato de não haver estudos científicos sobre índices de sustentabilidade nesta Bacia Hidrográfica e, portanto, este estudo gerará um banco de dados para as comunidades que estão sob influência dessa área.

Além disso, é de grande importância o desenvolvimento de metodologias alicerçadas na quantificação e qualificação dos sistemas de manejo e uso do solo para exprimir a sustentabilidade de Bacias Hidrográficas através de um índice que utiliza técnicas de geoprocessamento e modelagem matemática ambiental.

1.2. REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1. Noções sobre o Desenvolvimento Sustentável

Embora os princípios da sustentabilidade possam ser identificados em diversas falas e contextos históricos remotos, suas expressões mais recentes talvez possam ser observadas nos princípios da década de 1970 do século passado (LIMA, 2003).

Em 1973, durante a primeira reunião do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), surgiu o termo ecodesenvolvimento, o qual foi cunhado como uma opção à concepção clássica de desenvolvimento, pois começa a ser incorporado aspectos qualitativos ao desenvolvimento (FERNANDEZ, 2011; GRIMM *et al.*, 2015).

Em 1974, Ignacy Sachs define o ecodesenvolvimento como o desenvolvimento endógeno de um país ou região, isto é, baseado nas suas próprias potencialidades e sem dependências externas, possibilitando assim uma harmonia entre os objetivos sociais e econômicos com a gestão ecológica e prudente dos recursos e do meio ambiente (FERNANDEZ, 2011; GRIMM *et al.*, 2015).

Foram os debates em torno do ecodesenvolvimento que serviram para substanciar o conceito de Desenvolvimento Sustentável. Então, em 1987, a comissão presidida por Gro Harlem Brundtland, primeira ministra da Noruega, publica o relatório Nosso Futuro Comum, responsável pelas primeiras conceituações oficiais, formais e sistematizadas sobre o desenvolvimento sustentável (NASCIMENTO, 2012; BUQUE; RIBEIRO, 2015).

Outro fato importante para consolidação do termo desenvolvimento sustentável foi a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), que aconteceu em 1992, no Rio de Janeiro. O principal documento resultante desta conferência foi a Agenda 21, uma carta de intenções para implantar um novo modelo de desenvolvimento no século 21. Esse novo conceito de desenvolvimento pressupõe um conjunto de metas que visam garantir a sustentabilidade concomitante da eficiência econômica, social e ambiental (JACOBI; GÜNTHER; GIATTI, 2012; MELO *et al.*, 2012; NASCIMENTO, 2012).

A noção de sustentabilidade explícita no conceito de desenvolvimento sustentável implica numa análise complexa entre justiça social, qualidade de vida, equilíbrio ambiental com garantia de sustentação econômica, financeira e institucional (ACSELRAD, 2011). A sustentabilidade não é uma tecnologia que evita a degradação ambiental, uma vez que, deve ser uma conduta incluída no cotidiano dos seres humanos e fazer parte de sua cultura, isto é, abranger todas as atividades por eles realizadas (HANNING *et al.*, 2012).

Visto isso, Barbieri (2009) afirma que ao atingir o Desenvolvimento Sustentável, os problemas ambientais seriam solucionados, não só os com relação à degradação do ambiente físico e biológico, mas também os de ordem social, política e cultural, como a

pobreza e a exclusão social. Por isso, o desenvolvimento sustentável é um termo comum entre os autores que estudam, em conjunto, a sociedade e o meio ambiente.

Para Frey (2001), a maior dificuldade de introduzir o desenvolvimento sustentável no cotidiano dos seres humanos é, a princípio, um problema político e de exercício de poder. Portanto, o desenvolvimento sustentável não é somente a conservação dos recursos naturais, pois orienta o planejamento territorial, estimula as práticas culturais e, sobretudo promove o crescimento da qualidade de vida.

Montibeller Filho (2007) afirma que o desenvolvimento sustentável é um conceito amplo e, deste modo, possibilita reflexões distintas por vários segmentos sociais. Tudo isso se deve às diferentes noções adotadas ou percebidas sobre o desenvolvimento e sustentabilidade, as quais dificultam uma interpretação objetiva e, conseqüentemente, a formulação de políticas em torno da proposta de desenvolvimento sustentável.

Segundo Cavalcanti (2012), para que se obtenha a sustentabilidade, é necessário que o desenvolvimento sustentável seja visto como um processo socioeconômico no qual o uso de recursos naturais e impactos ambientais sejam minimizados, ao contrário do bem-estar social que deve ser maximizado. Ainda afirma que, o desenvolvimento sustentável reconcilia o crescimento econômico com a necessidade de preservar o meio ambiente.

Para Loureiro *et al.* (2016), um dos desafios do século 21 se relaciona a perspectiva de que as sociedades se tornem social, ambiental e economicamente sustentáveis, de forma a satisfazerem as necessidades das presentes gerações sem reduzir as chances de as futuras gerações satisfazerem as delas. Para ele, só poderemos alcançar esse patamar se inserirmos na educação o conceito e a prática de desenvolvimento sustentável nas escolas.

1.2.2. Sistemas de Índices e Indicadores de Desenvolvimento Sustentável

Os índices e indicadores são importantes instrumentos utilizados no cotidiano dos seres humanos, uma vez que, servem para sinalizar e alertar sobre alterações em sua saúde, finanças, entre outras. Portanto, são excelentes ferramentas para gerenciar as atividades antrópicas, especialmente as relacionadas ao meio ambiente (GAVIAO; LIMA, 2015).

Visto isso, a *Environmental European Agency* (EEA) definiu os índices e indicadores ambientais como um valor derivado de um ou mais parâmetros que descrevem o estado do ambiente e seus impactos nos seres humanos, ecossistemas e materiais. Em função disso, o uso de índices e indicadores ambientais na gestão ambiental sempre foi um instrumento relevante, pois permite traduzir o comportamento de sistemas complexos em informações acessíveis que podem facilitar a tomada de decisão pelo gestor (GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

Os índices e indicadores de sustentabilidade, segundo a Agenda 21 no capítulo 40, necessitam ser desenvolvidos com o propósito de proporcionar uma base sólida para a

tomada de decisão em todos os níveis e contribuir para a sustentabilidade social, ambiental e econômica. Após a publicação da Agenda 21, a utilização de índices e indicadores para avaliar a sustentabilidade ambiental cresceu bastante por ser um instrumento que preserva o significado original dos dados e, de forma simples, expressa uma mensagem complexa, resultante de numerosos fatores (MELO *et al.*, 2012; NASCIMENTO, 2012).

Na gestão ambiental os índices e indicadores de sustentabilidade podem auxiliar para medir e calibrar o progresso em relação à metas sustentáveis e, ainda, têm a capacidade de alertar sobre oscilações do compartimento ambiental de forma que, danos mais graves podem ser prevenidos, além de funcionarem como instrumentos de comunicação de ideias, pensamentos e valores (ARAUJO; CARVALHO; CASTRO, 2013).

A formulação de índices e indicadores de sustentabilidade como ferramenta pode auxiliar no gerenciamento e no processo decisório, uma vez que, simplifica o complexo sistema que é a interação entre a sociedade e a natureza. Pois, é fonte de informação acerca do funcionamento de um sistema específico, o qual possibilita a compreensão de realidades complexas (ARAUJO; CARVALHO; CASTRO, 2013; GAVIÃO; LIMA, 2015).

Os índices e indicadores podem ser ambientais, econômicos, sociais ou de sustentabilidade, sendo estes últimos desenvolvidos com a incorporação dessas três dimensões e mais a dimensão político-institucional. Ao considerar a dimensão ambiental no mesmo patamar das dimensões social e econômica, os índices e indicadores de sustentabilidade passam a julgar o desenvolvimento como um processo de crescimento que valoriza os recursos naturais como insumos essenciais da produção econômica (GOMES; MALHEIROS, 2012; TANNURI; VAN BELLEN, 2014).

A capacidade de comunicação de um indicador e índice de sustentabilidade possibilita de uma forma simples, concisa e confiável, estudar os principais impactos do desenvolvimento e sua ligação com os problemas oriundos da relação entre a sociedade e o meio ambiente, não havendo a necessidade de ser preciso, mas precisa obrigatoriamente alertar os gestores para qualquer alteração no sistema (NASCIMENTO, 2012; ARAUJO; CARVALHO; CASTRO, 2013; GAVIÃO; LIMA, 2015).

Índice e indicador são, na maioria das vezes, interpretados como sinônimos, porém apresentam conceituações distintas. Para Van Bellen (2006) e Siche *et al.* (2007), indicador é um instrumento que possibilita obter informações quantificadas sobre o estado de um fenômeno observado. Gallopín (1997) entende que indicador é uma variável que representa a função de um atributo e transmite a informação do estado desse atributo. Enquanto, Gallopín (1997), Khanna (2000), Diamantopoulos *et al.* (2000) e Shields *et al.* (2002) argumentam que índice é a junção de informações diversificadas que revelam o estado de um fenômeno observado, ou seja, índices correspondem a um nível superior de agregação de índices e indicadores ou simplesmente um indicador de alta categoria.

Portanto, pode-se definir índice como um valor agregado final de todo um procedimento analítico onde se utilizam, inclusive, indicadores como variáveis que o compõem. Além disso, é importante ressaltar que um determinado índice pode ser utilizado como componente de outro índice (KHANNA, 2000).

Visto isso, para se desenvolver um índice é preciso que os diferentes indicadores ou índices que o compõem sejam relativizados com grau de importância através de pesos. Isso torna o índice subjetivo, e nem sempre expressando a verdadeira realidade. Além disso, o índice pode não capturar todas as faces de uma situação, pois quando se considera o aspecto ambiental muitas dessas características não podem ser expressas, por exemplo, em valores monetários (GOMES; MALHEIROS, 2012; TANNURI; VAN BELLEN, 2014; GAVIÃO; LIMA, 2015).

1.2.3. A Necessidade de se Estabelecer um Sistema de Índices e Indicadores para Bacias Hidrográficas

Os indicadores são ferramentas muito úteis em processos de gestão, portanto a geração de um sistema de indicadores e índices para Bacias Hidrográficas é um importante avanço na gestão dessa unidade de planejamento determinada pela Lei 9.433/97 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Vários índices foram elaborados para trabalhar a sustentabilidade ambiental, por exemplo, o desenvolvido pela *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD) em 1993, a qual desenvolveu um modelo *pressão-estado-resposta* (PER) com o intuito de fornecer um primeiro mecanismo de monitoramento do progresso ambiental dos países que fazem parte da instituição (OECD, 2003). Já o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – (PNUMA) embasando-se no avanço da degradação ambiental sentiu a necessidade de incorporar o componente “I” (*Impacto*) neste índice, passando a ser representada pela sigla PEIR (*Pressão-Estado-Impacto-Resposta*) (PNUMA, 2007).

De acordo com Santos (2004), a estrutura desenvolvida pela OECD (2003) é a mais utilizada para geração de índices. Corroborando com essa afirmação, pode-se citar o estudo realizado por Bragatto *et al.* (2012) que avaliaram a sustentabilidade ambiental de uma microbacia por meio de indicadores de sustentabilidade atrelados ao modelo Pressão, Estado e Resposta (PER).

Entretanto, poucos foram os índices elaborados para trabalhar especificamente as Bacias Hidrográficas, pois na maioria das vezes ocorrem adaptações de índices já consagrados no cenário internacional às Bacias Hidrográficas. Dentre os diversos trabalhos pode-se destacar a proposta de Rocha *et al.* (2010), que é uma adaptação da metodologia proposta pelo PNUMA/UNESCO em 1987, os quais construíram um Índice de Salubridade Ambiental aplicado a gestão da Bacia Hidrográfica do rio Jiquiriça no Estado da Bahia. Este índice agrega os indicadores de abastecimento de água, esgoto sanitário, resíduos

sólidos e socioeconômicos, pois estes retratam de forma singular e pertinente questões indispensáveis no estudo de uma dada região.

Carvalho *et al.* (2011) buscou a sistematização de indicadores socioeconômicos e de gestão ambiental referentes aos municípios que compõem a área da Bacia Hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (RN). Esses indicadores possibilitam um acompanhamento integrado da situação referente a pressão socioeconômica e do incremento da gestão ambiental municipal através do uso dos mapas temáticos, e também possibilita uma visualização espacial da situação geral dos municípios, porém não enfoca variáveis ambientais cruciais para análise de uma Bacia Hidrográfica como a qualidade do solo e da água.

Já Kronenberg *et al.* (2004), aplicaram a metodologia Barômetro da Sustentabilidade na Bacia Hidrográfica do Jurumirim localizada no município de Angra dos Reis no Rio de Janeiro enfocando as dimensões social, econômica e ambiental. Porém esta última dimensão apresenta apenas estudos na área do uso do solo e dados sobre a concentração de coliformes fecais na água e, portanto, subestima essa dimensão.

Enquanto que, Chaves e Alipaz (2007) utilizaram a matriz Pressão-Estado-Resposta da OECD (2003) e as dimensões do programa HELP (*Hydrology, Environment, Life, And Policy*) da UNESCO que levam em conta as dimensões: hidrológica, ambiental, social e política. A partir daí calcularam o Índice de sustentabilidade para Bacias Hidrográficas objetivando integrar as questões hidrológicas, sociais, ambientais e política, bem como as pressões existentes e as respostas políticas em um único índice quantitativo que variasse numa escala de 0 a 1. Com esta metodologia foi possível identificar as áreas mais críticas, que neste estudo, estão relacionados às dimensões Ambiental e Hidrológica.

Cortés *et al.* (2012) aplicaram o índice proposto por Chaves e Alipaz (2007) na Bacia Hidrográfica do rio Elqui na região semiárida do Chile e concluíram que o método é bastante prático, tanto como instrumento analítico, como ferramenta útil para gestores, pesquisadores e demais interessados, entretanto, é destinado a áreas grandes devido a disponibilidade de dados. Assim, pode-se concluir que, seja qual for o método a ser utilizado, há necessidade de adequá-lo a escala do estudo em questão, para que os índices apresentem um bom diagnóstico e sirvam como norteadores de políticas públicas, programas e projetos eficazes.

Por isso, uma investigação no sistema real, envolvendo as coletas de dados das variáveis que influenciam a dinâmica de uma Bacia Hidrográfica é um processo trabalhoso, pois o longo prazo exigido e os custos de medições e monitoramento são grandes empecilhos (MINELLA; MERTEN, 2011). Isso se deve a um dos aspectos críticos da elaboração de um índice de sustentabilidade que é a metodologia adotada, tanto para sua determinação, quanto para sua leitura e interpretação. Pois, esta deve ser clara e transparente, não deixando dúvidas sobre quais os princípios abordados (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Assim, a determinação de indicadores e índices que vislumbrem a complexidade do tema torna-se uma tarefa necessária e de extrema importância para alcançar a sustentabilidade em Bacias Hidrográficas (BESSERMAN, 2003). Por isso, é importante gerar um índice de sustentabilidade aplicado especialmente às Bacias Hidrográficas, visto que os dados disponibilizados variam conforme a escala da área de estudo e também devido à dinâmica desse compartimento ambiental que se altera por diversos fatores como, por exemplo, intervenção antrópica.

Dessa forma e conforme o exposto anteriormente verificou-se a necessidade de gerar um índice de sustentabilidade ambiental que utiliza para sua formulação dados que variam espacialmente e sejam disponíveis para uma escala inferior à dos limites administrativos dos municípios. Tomou-se como objetivo essa premissa, pois durante o levantamento bibliográfico realizado só foram encontrados índices que trabalhavam com dados para uma escala superior aos dos municípios, os quais, ainda, não privilegiam em sua constituição a variabilidade espacial dos dados que o compõem. Visto isso, esse índice traz como contribuição científica uma revisão dos dados que podem ser trabalhados em escala inferior à de um município, bem como trabalha a variabilidade espacial de todos os dados utilizados para compor o índice, isto é, gera um índice de sustentabilidade ambiental espacial aplicado às Bacias Hidrográficas.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo foi desenvolver uma metodologia para elaboração de um índice espacial de sustentabilidade ambiental aplicado a Bacias Hidrográficas através de modelagem matemática com o auxílio de técnicas de geoprocessamento e alicerçado nos conceitos de desenvolvimento sustentável.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Gerar um banco de dados composto por análises da qualidade do solo e água;
- Utilizar técnicas de geoprocessamento para obter informações das características físicas da Bacia Hidrográfica;
- Analisar espacialmente a variabilidade dos dados do censo demográfico de 2010, bem como a de outros dados de qualidade da água e do solo que foram estudados;
- Gerar indicadores e índices para Bacias Hidrográficas com dimensões inferiores a de um município;
- Gerar material científico para orientar outros trabalhos acadêmicos;

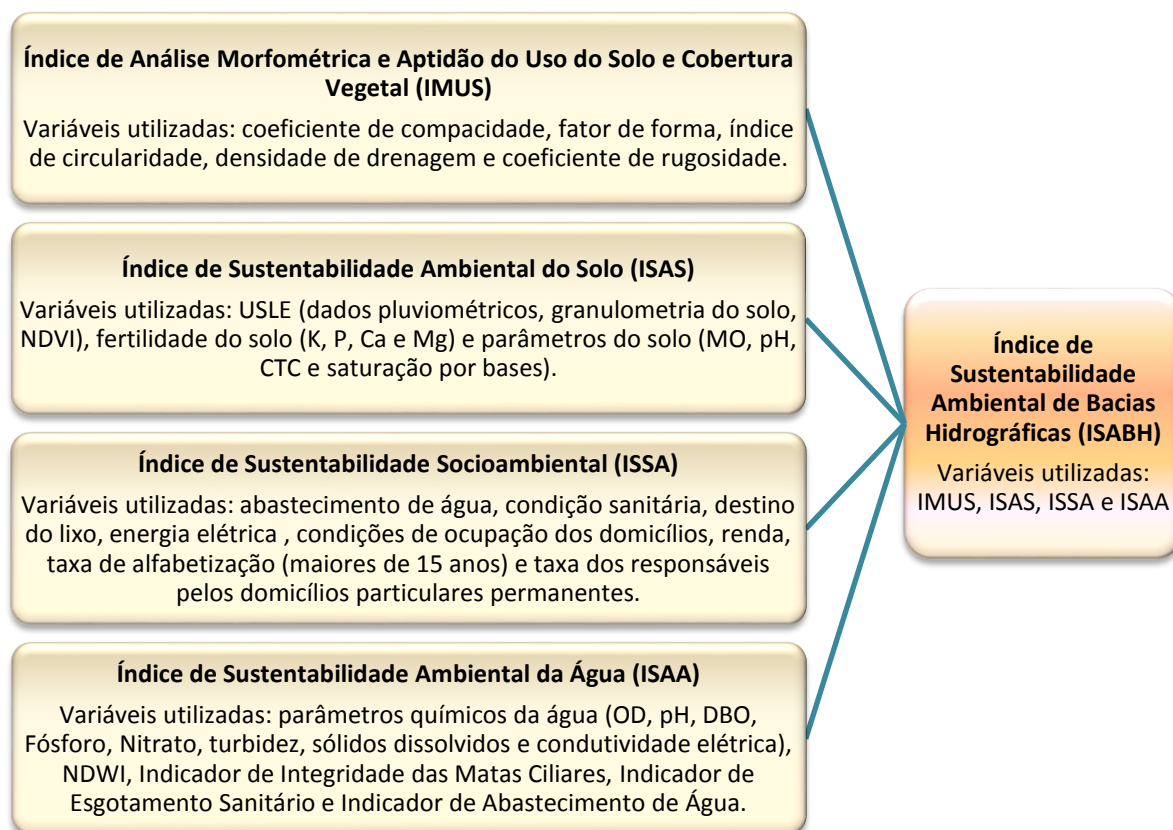
- Elaborar uma ferramenta para servir de apoio e orientação para gestores e tomadores de decisão, bem como para a formulação de políticas públicas.

1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO

Nesse estudo, entende-se como índice o valor numérico que interpreta a realidade de um sistema simples ou complexo (ambiental, econômico ou social), utilizando, em seu cálculo, bases científicas e métodos adequados, enquanto que, o termo indicador é interpretado como um parâmetro selecionado e considerado individualmente ou em conjunto com outros parâmetros que refletem sobre as condições do fenômeno estudo, isto é, pode ser utilizado como um pré-tratamento aos dados originais.

Visto a definição de índice assumida e citada na revisão bibliográfica desse estudo foi adotada a taxonomia de índice para a construção da variável numérica que sinaliza o grau de sustentabilidade de Bacias Hidrográficas, sendo denominada de Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH). O fluxograma da Figura 1.1 demonstra a estrutura do índice de sustentabilidade gerado, bem como, as variáveis utilizadas de forma simplificada.

Figura 1.1. Fluxograma Esquemático da Estrutura do ISABH



Para melhor interpretação da relação entre as variáveis citadas, isto é, de forma a facilitar a proposição e aplicação da metodologia para geração do Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH), o trabalho foi conduzido em etapas de detalhamento dos índices, sendo apresentado assim em Capítulos no formato de artigos propostos para publicação, com exceção do Capítulo 1 que trata do referencial teórico da tese de doutorado, bem como do objetivo geral e específicos, além da justificativa e relevância do estudo.

No Capítulo 2 foram estudados alguns parâmetros físicos da Bacia Hidrográfica do Rio Una, buscando caracterizar sua morfometria e correlacionar esses dados com o uso e ocupação do solo e como isso influencia na capacidade desse sistema ambiental de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas. Após essa análise construiu-se um Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal (IMUS) que integrou os fatores físicos da Bacia Hidrográfica com a aptidão do uso e ocupação do solo e cobertura vegetal em diferentes regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação de como as características físicas da Bacia Hidrográfica contribuem para sua sustentabilidade ambiental.

Já no Capítulo 3 foram estudados alguns parâmetros físicos e químicos do solo que pudessem refletir o grau de fertilidade dos solos, bem como sua capacidade de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas, além disso, estudou-se a perda de solo e nutrientes por erosão hídrica na Bacia Hidrográfica utilizando equações já consagradas para este tipo de análise. A partir disso, construiu-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) que integrou esses fatores químicos e físicos do solo além das perdas de solo em diferentes regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação da sustentabilidade ambiental do solo.

Enquanto que no Capítulo 4 foi gerado um Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) representado por um valor numérico que possibilitasse reconhecer as desigualdades sociais e ambientais presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una a partir de informações socioambientais classificadas em termos de variáveis que buscam refletir as condições materiais, sociais e ambientais presentes na área de estudo, utilizando em seu cálculo, bases científicas, sistema de inferência *fuzzy* e técnicas de geoprocessamento. Para isso, foram selecionadas diferentes variáveis separadas em dois grupos de indicadores: um que refletisse a qualidade dos domicílios e outro que refletisse a inserção social, as quais foram extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários.

O Capítulo 5 buscou analisar a situação da água na Bacia Hidrográfica em estudo e, para isso, foi proposto a geração de um índice de sustentabilidade da água denominado de Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) aplicado à Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação da sustentabilidade ambiental dos recursos hídricos, o qual enfocou alguns parâmetros físicos e químicos da água que pudessem refletir o grau de qualidade das águas, bem como sua capacidade de se manter sustentável frente aos processos

potencialmente degradantes da qualidade e oferta da água imposto por atividades antrópicas desenvolvidas na área de estudo.

E o Capítulo 6 abordou a junção e ponderação de todos os índices gerados nos Capítulos de 2 a 5, uma vez que, o Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH) proposto nesse estudo é composto pelos IMUS, ISAS, ISSA e ISAA, os quais foram ponderados pelo método da Análise Hierárquica Processos (AHP) para calcular o valor do ISABH por sub-Bacias Hidrográficas. Após esta etapa, foi verificado a autocorrelação espacial dos valores do ISABH através do Índice de Moran e, por fim, foi calculado o valor final do ISABH da Bacia Hidrográfica do Rio Una por meio de uma média ponderada pela área de cada Sub-Bacia Hidrográfica em relação a área total da Bacia Hidrográfica. Todos os índices que compõem o Índice Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas variaram de 0 a 1 e foram quantificados por Sub-Bacias Hidrográficas, além de serem classificados em figuras linguísticas, a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM (2005) para o Índice de Qualidade da Água - IQA.

Nos três Anexos deste trabalho encontram-se dados peculiares que serviram de suporte para a investigação, desenvolvimento e conclusão do trabalho.

1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACSELRAD, H. Discursos da sustentabilidade urbana. **Revista brasileira de estudos urbanos e regionais**, v. 13, n. 1, p. 79-90, 2011.

AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

ANSELIN, L.; BAO, S. Exploratory Spatial Data Analysis Linking SpaceStat and ArcView. In: Fischer, M. M. & Getis, A. (Orgs.). **Recent developments in spatial analysis**. New York: Springer, p. 35-59, 1997.

ARAUJO, G. J. F.; CARVALHO, C. M.; CASTRO, V. A importância da prática da sustentabilidade e de seus indicadores para implementação e consolidação de vantagem competitiva nas organizações empresariais. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 10, p. 01-09, 2013.

BARBIERI, J. C. **Desenvolvimento e Meio Ambiente: As Estratégias de Mudanças da Agenda 21**. 10 ed. Petrópolis/RJ: Editora Vozes, 2009. 158p.

BESSERMAN, S. Indicadores. In: TRIGUEIRO, A. A. (org.). **Meio ambiente no século 21: 21 especialistas falam da questão ambiental nas suas áreas de conhecimento**. Rio de Janeiro: Sextante, 2003. p. 91-106.

BRAGATTO, R. D.; AUGUSTO, C. M.; STEFFANI, M. A.; ZOREL JUNIOR, H.; BARRETO-RODRIGUES, M. Indicadores ambientais de sustentabilidade sistematizados pelo modelo pressão-estado-resposta (PER): análise de águas superficiais na microbacia hidrográfica Passo da Pedra, em Pato Branco PR. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 87-103, 2012.

BUQUE, L. I. B.; RIBEIRO, H. Overview of the selective waste collection with pickers in Maputo municipality, Mozambique: challenges and perspectives. **Saúde e Sociedade**, v. 24, n. 1, p. 298-307, 2015.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores Socioeconômicos e Gestão Ambiental nos Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, RN. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n.1, p. 143-159, 2011.

CAVALCANTI, C. Sustentabilidade: mantra ou escolha moral? Uma abordagem ecológico-econômica. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 35-50, 2012.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. **Water Resources Management**, v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007.

DIAMANTOPOULOS, A.; WINKLHOFER, H. M. Index construction with formative indicators: An alternative to scale development. **Journal of marketing research**, v. 38, n. 2, p. 269-277, 2001.

FERNANDEZ, B. P. M. Ecodesenvolvimento, desenvolvimento sustentável e economia ecológica: em que sentido representam alternativas ao paradigma de desenvolvimento tradicional? **Desenvolvimento e meio ambiente**, v. 23, n.1, p.109-120, 2011.

FREY, K. A dimensão político-democrática nas teorias de desenvolvimento sustentável e suas implicações para a gestão local. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 2, p. 115-143, 2001.

GABRIELSEN, P.; BOSCH, P. **Environmental indicators: typology and use in reporting**. EEA, Copenhagen, 2003. (Technical report, n.25)

GALLOPÍN, G. C. Indicators and their use: information for decision-making. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S. **Sustainability Indicators**. Chichester: Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). International Council of Scientific Unions, SCOPE. 58, p. 13-27, 1997.

GAVIÃO, L. O.; LIMA, G. B. A. Indicadores de sustentabilidade para a educação básica por modelagem fuzzy. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 274-297, 2015.

GOMES, P. R.; MALHEIROS, T. F. Proposta de análise de indicadores ambientais para apoio na discussão da sustentabilidade. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 8, n. 2, p. 151-169, 2012.

GRIMM, I. J.; DIAS, A.; SAMPAIO, C. A. C.; FERNANDES, V. Interdisciplinaridade e práticas pedagógicas no ecodesenvolvimento: análise da experiência da microbacia do Rio Sagrado, Morretes, PR. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 1, p. 121-140, 2015.

HANNING, A.; ABELSSON, A. P.; LUNDQVIST, U.; SVANSTRÖM, M. Are we educating engineers for sustainability?: Comparison between obtained competences and Swedish industry's needs. **International Journal of Sustainability in Higher Education**, v. 13, n. 3, p. 305-320, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base Estatcart de Informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por Setor Censitário**. Rio de Janeiro, IBGE, 2012. CD-ROM.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

JACOBI, P. R.; GÜNTHER, W. M. R.; GIATTI, L. L. Agenda 21 e governança. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 331-339, 2012.

KHANNA, N. Measuring environmental quality: an index of pollution. **Ecological Economics**, v. 35, n. 2, p. 191-202, 2000.

KOCH, T; DENIKE, K. Medical Mapping: The Revolutilon in Teaching - and Using – Maps for the Analysis of Medical Issues. **Journal of Geography**, v.103, n. 2, p.76-85, 2004.

KRONEMBERG, D. M. P.; CARVALHO, C. N.; JUNIOR, J. C. Indicadores de Sustentabilidade em pequenas bacias hidrográficas: uma aplicação do “Barômetro da Sustentabilidade” à bacia do Jurumirim (Agra dos Reis/RJ). **Geochimica Brasiliensis**. V. 18, n. 2, p. 86-98, 2004.

LEE, G. K. L.; CHAN, E. H. W. The analytic hierarchy process (AHP) approach for assessment of urban renewal proposals. **Social Indicators Research**, v. 89, n. 1, p. 155-168, 2008.

LIMA, G. C. O discurso da sustentabilidade e suas implicações para a educação. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 2, p. 99-119, 2003.

LOUREIRO, S. M.; DO VALLE PEREIRA, V. L. D.; JUNIOR, W. P. A sustentabilidade e o desenvolvimento sustentável na educação em engenharia. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 306-324, 2016.

MELO, P. T. N. B.; SALLES, H. K.; VAN BELLEN, H. M. Quadro institucional para o desenvolvimento sustentável: o papel dos países em desenvolvimento com base na análise crítica do discurso da Rio+ 20. **Cadernos EBAPE**. v. 10, n. 3, p. 701-720, 2012.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011.

MONTIBELLER FILHO, G. Crescimento econômico e sustentabilidade. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 1, p. 81-89, 2007.

NASCIMENTO, E. P. Trajetória da sustentabilidade: do ambiental ao social, do social ao econômico. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 74, p. 51-64, 2012.

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development. Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico. **Environmental indicators: development, measurement and use**. Paris: Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico, 2003.

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Projeto Geo Cidades: relatório ambiental urbano integrado – Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: PNUMA/MMA/IBAM /ISER/REDEH, 2007.

ROCHA, J. L. S.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão da bacia hidrográfica do rio Jiquiriça, BA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p.89-101, 2010.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184p.

SHIELDS, D.; SOLAR, S.; MARTIN, W. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. **Ecological Indicator**, v. 2, n. 1-2, p. 149-160, 2002.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

TANNURI, G.; VAN BELLEN, H. M. Indicadores de desempenho ambiental evidenciados nos relatórios de sustentabilidade: uma análise à luz de atributos de qualidade. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 2-19, 2014.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de Sustentabilidade: Uma Análise Comparativa**. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006.

VEISI, H.; LIAGHATI, H.; ALIPOUR, A. Developing an ethics-based approach to indicators of sustainable agriculture using analytic hierarchy process (AHP). **Ecological Indicators**, v. 60, n.1, p. 644-654, 2016.

WOLFSLEHNER, B.; VACIK, H.; LEXER, M. J. Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 207, n. 1, p. 157-170, 2005.

CAPÍTULO II

ÍNDICE DE ANÁLISE MORFOMÉTRICA E APTIDÃO DO USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL

RESUMO

Indicadores morfométricos são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre as características físicas de Bacias Hidrográficas, o que possibilita adequar o manejo de uso e ocupação do solo e cobertura vegetal com base nessas características visando garantir a sustentabilidade dessas e influenciando no bem-estar dos seres vivos. Portanto, nesse estudo construiu-se um Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal (IMUS) que busca integrar informações morfométricas e o uso do solo e cobertura vegetal de Bacias Hidrográficas e como isso influencia na capacidade desse sistema ambiental de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas. Para isso, foram utilizados em seu cálculo, bases científicas, indicadores morfométricos e técnicas de geoprocessamento. Os valores obtidos para os indicadores morfométricos demonstram que a bacia apresenta características físicas desejáveis quanto à vulnerabilidade a processos erosivos, entretanto, o uso do solo e cobertura vegetal contrasta com a aptidão calculada na região nordeste da Bacia Hidrográfica apresentando baixos valores, o que refletiu no valor final do IMUS. O IMUS se mostrou um importante instrumento para a análise das características morfométricas e uso e ocupação do solo para a previsão de enchentes e controle da susceptibilidade à erosão das Sub-Bacias Hidrográficas, podendo ser uma ferramenta de apoio na gestão de Bacias Hidrográficas e servir de suporte no desenvolvimento de políticas públicas que buscam garantir a sustentabilidade dessa fundamental unidade gerencial que são as Bacias Hidrográficas.

2.1. INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica, também chamada de bacia fluvial ou bacia de drenagem, é uma compartimentação geográfica e hidrológica delimitada por divisores de água ou divisores topográficos que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, isto é, num determinado ponto de um curso de água fluvial, também denominado de exutório da Bacia Hidrográfica (MACHADO; TORRES, 2012).

A Bacia Hidrográfica é uma unidade de gestão territorial importante para os estudos ambientais, pois todos os componentes pertencentes a ela como geologia, geomorfologia, cobertura vegetal, clima e rios estão integrados e interligados e, portanto, qualquer alteração nesses componentes pode impactar esse ambiente (FAUSTINO *et al.*, 2014).

Por isso que analisar o uso e a ocupação do solo, bem como as características morfométricas das bacias hidrográficas tem se mostrado uma das maneiras mais eficientes para a constatação de impactos no ambiente (MACHADO; TORRES, 2012; SANTOS *et al.*, 2012; FAUSTINO *et al.*, 2014). Ainda, para Santos *et al.* (2012), as características morfométricas das bacias hidrográficas são elementos essenciais para a avaliação do comportamento hidrológico e sua relação com a maximização ou minimização dos impactos ambientais.

O uso de Sensoriamento Remoto (SR) e Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) para mapear o uso e ocupação do solo bem como extrair informações morfométricas das bacias hidrográficas são fundamentais, pois auxiliam na interpretação do espaço geográfico e obtenção de informações espaciais (FAUSTINO *et al.*, 2014).

Vários estudos científicos utilizaram SIG's para extrair informações morfométricas de bacias hidrográficas e estabelecer uma relação entre esses dados com a preservação ambiental dessas unidades de gestão, como os de Fraga *et al.* (2014) que determinou as características morfométricas da Bacia Hidrográfica do rio Catolé Grande, BA, utilizando dados SRTM em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) ou de Moreli *et al.* (2014) que caracterizou a morfometria da Sub-Bacia Hidrográfica do córrego Cancã, Venda Nova do Imigrante, ES, visando contribuir para a formulação de propostas de gestão dos recursos naturais. Já Campos *et al.* (2015) utilizaram técnicas de geoprocessamento na caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Descalvado – Botucatu (SP) visando a preservação, racionalização do seu uso e recuperação ambiental, enquanto que, Ferreira *et al.* (2015) realizaram a caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do rio Pancas, por meio de dados SRTM e plataforma SIG, visando fornecer informações favoráveis ao gerenciamento e planejamento de seus recursos hídricos.

Portanto, nesse estudo foram levantados alguns parâmetros físicos da Bacia Hidrográfica do Rio Una, buscando caracterizar sua morfometria e correlacionar esses dados com o uso do solo e cobertura vegetal e como isso influencia na capacidade desse sistema ambiental de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas. Após essa análise construiu-se um Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal (IMUS) que integrou os fatores físicos da Bacia Hidrográfica com a aptidão do uso do solo e cobertura vegetal em diferentes regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação de como essas características físicas contribuem para sua sustentabilidade desse sistema ambiental.

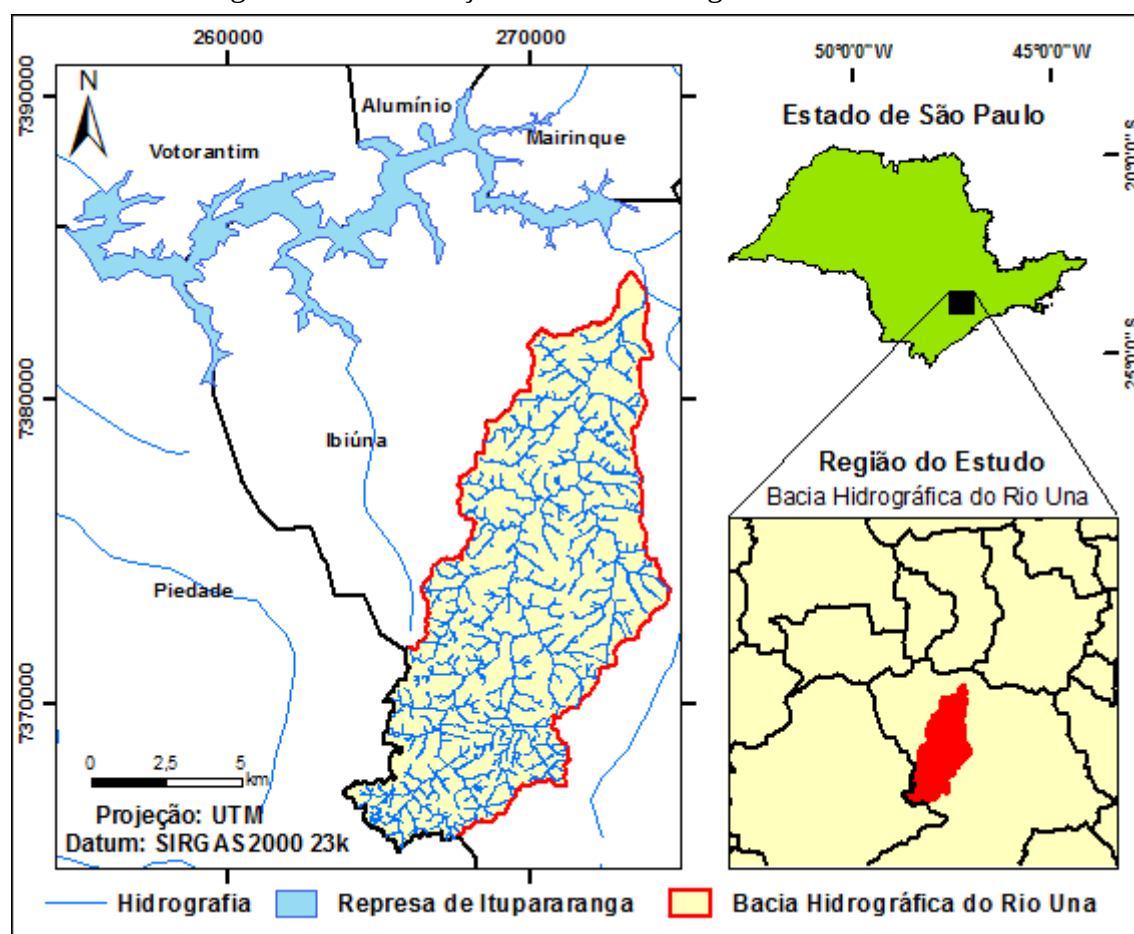
2.2. METODOLOGIA

2.2.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo, denominada Bacia Hidrográfica do Rio Una, faz parte da décima Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGHRI 10)

e está localizada no interior do Estado de São Paulo a aproximadamente 75 km da capital do Estado de São Paulo, no Município de Ibiúna (Figura 2.1), conforme carta de São Roque SF-23-Y-C-V-2 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 1979). O município de Ibiúna está inserido na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) e possui uma população de 73.309 habitantes com 55,7% dos habitantes residentes na zona rural, segundo dados publicados pela Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados referentes ao ano de 2014 (SEADE, 2015).

Figura 2.1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Una



O Rio Una juntamente com os Rios Sorocabuçu e o Sorocamirim desembocam no reservatório de Itupararanga, o qual possui grande importância regional, sendo o principal manancial de captação de água para o município de Sorocaba e região, além de irrigar centenas de propriedades agrícolas nos arredores. Já o clima predominante na área de estudo é do tipo Cwb, isto é, com verão chuvoso e inverno com estiagem, segundo a classificação de Köppen, enquanto que, a vegetação original é do tipo de floresta ombrófila densa montana (VELOSO *et al.*, 1991; SALLES, 2008; SALES, 2015).

2.2.2. Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una

O mapa de uso do solo e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una foi gerado a partir da análise das imagens de satélite multiespectrais ortorretificadas do sensor SPOT 5 (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) com resolução espacial de 2,5 metros do ano de 2010 fusionadas (Bandas do Vermelho; Infravermelho Próximo; Verde; Infravermelho Médio), cedidas pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Para o tratamento e análise dessas imagens foi utilizado o método de classificação supervisionada multivariada de Máxima Verossimilhança (MAXVER) presente no *software* ArcGIS 10.1.

Na classificação supervisionada, o analista seleciona as amostras de treinamentos que são representativas das classes a serem mapeadas, sendo que o agrupamento (ou *clustering*) é feito automaticamente pelo sistema, o qual identifica as nuvens de *pixels* que apresentam respostas espectrais semelhantes às amostras selecionadas, no caso do classificador paramétrico MAXVER, este classifica os agrupamentos de pixels considerando a ponderação das distâncias entre as médias dos níveis digitais de classe definida na seleção (LILLESAND *et al.*, 2004; FRANÇA, 2010; SALES *et al.*, 2016).

As classes do mapa de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudo foram divididas em: Pastagens; Área Florestal (Matas); Lagos, Açudes e Represas; Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Urbanas; Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Rurais; Campos Sujos; Agricultura com Culturas Perenes e Agricultura com Culturas Temporárias, de acordo com os níveis I e II presentes no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013), com exceção das áreas com edificações antrópicas que foram divididas em Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Urbanas e Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Rurais de acordo com a classificação dos setores censitários presentes no Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) e os Campos Sujos que foram introduzidos de acordo com o mapeamento realizado por Vaeza *et al.* (2010) e Detoni (2011). Além disso, foi identificada a Estação de Tratamento de Esgoto e o Aterro Sanitário do município de Ibiúna presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una.

Para processar as imagens do SPOT 5 foi gerada uma imagem falsa cor com a composição das bandas nos comprimentos de ondas do Infravermelho Próximo, Infravermelho Médio e Vermelho respectivamente. Essa composição destaca a vegetação e os corpos hídricos dos demais tipos de usos e, portanto, essa composição de bandas foi utilizada para extrair essas feições (FLORENZANO, 2002; SILVA *et al.*, 2016).

As áreas com presença de edificações antrópicas em áreas urbanas e rurais, bem como as áreas agrícolas com culturas temporárias e perenes, foram extraídas manualmente sobre uma composição colorida das imagens do SPOT 5, as quais foram identificadas com a ajuda das imagens do *Google Earth*.

As demais áreas foram classificadas como pastagens e campos sujos, sendo que estes últimos representam as áreas aparentemente desprovidas de cuidados e com cobertura

do solo variável, composta por plantas arbustivas e subarbustos, plantas rasteiras e solos expostos, conforme destacam Vaeza *et al.* (2010) e Detoni (2011) em seus estudos de mapeamento de uso do solo e cobertura vegetal. Essa classificação se deu manualmente com o auxílio das imagens coloridas do SPOT 5 e das imagens do *Google Earth*.

Os arquivos vetoriais gerados foram exportados para o *Google Earth* para retificação das áreas e atualização da situação do uso do solo e cobertura vegetal, uma vez que as imagens do SPOT 5 são de 2010. Além disso, foram realizados vários trabalhos de campo para confirmar as classes de uso do solo e cobertura vegetal extraídas.

2.2.3. Definição das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una

O sistema de drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Una, que é constituído pelo curso d'água principal e seus tributários ou afluentes, foi extraído de cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) na escala 1:10.000 (folhas: 094/096; 095/095; 095/096; 096/095; 096/096; 097/095; 097/096; 097/094 e 098/095) e digitalizado no ArcGIS 10.1.

Para definir o número de Sub-Bacias Hidrográficas foi identificada primeiramente, a ordem dos cursos da água da Bacia Hidrográfica, isto é, o grau de ramificação ou bifurcação do sistema de drenagem da Bacia Hidrográfica (TUCCI, 2001). Para isso, foram utilizados os critérios introduzidos por Strahler (1952), no qual para os cursos d'água sem tributários é adotada a ordem “1”, ou primeira ordem, enquanto que os cursos de água de segunda ordem originam-se da confluência de dois cursos de água de primeira ordem, podendo ter tributários também de primeira ordem; os cursos de água de terceira ordem originam-se da confluência de dois cursos de água de segunda ordem, podendo receber tributários de segunda e primeira ordens e assim sucessivamente (SILVA *et al.*, 2004). A ordem da Bacia Hidrográfica é determinada pelo curso de água de ordem maior.

Identificada a ordem do curso de água principal da Bacia Hidrográfica do Rio Una, as Sub-Bacias Hidrográficas foram determinadas como sendo as que apresentavam o curso de água com uma ordem inferior ao do curso da água principal, além das que apresentavam a mesma ordem do curso de água principal onde houvesse uma confluência entre o curso de água principal e o curso de água com uma ordem imediatamente inferior, baseado em seus divisores topográficos internos.

Para determinar os divisores topográficos das Sub-Bacias Hidrográficas foi necessário interpolar os dados de elevação do terreno extraídos de cartas topográficas do Instituto Geográfico Cartográfico (IGC) na escala 1:10.000 e pontos cotados em campo com o GPS de navegação *Garmim* modelo *Etrex Vista* pelo método de interpolação TIN (*Triangulated Irregular Network*) que consiste em uma estrutura poliédrica cujos elementos básicos são triângulos (FELGUEIRAS, 2001; KANG *et al.*, 2015).

Posteriormente, foram eliminadas as distorções ou falhas da interpolação, por meio do preenchimento das depressões utilizando o comando *Fill* presente no módulo *Hidrology* do ArcGIS 10.1 de modo a gerar uma superfície contínua e hidrologicamente correta com células (pixels) de 1m de resolução espacial. A partir dessa superfície gerada foi possível extrair automaticamente as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una por meio do módulo *Hidrology* do ArcGIS 10.1, uma vez que, já se conhecia os exutórios de cada sub-Bacia Hidrográfica definidos anteriormente.

2.2.4. Determinação dos parâmetros morfométricos e de aptidão do uso do solo e cobertura vegetal do IMUS

Segundo Teodoro *et al.* (2007), após a delimitação das Sub-Bacias Hidrográficas é possível obter diferentes parâmetros morfométricos relacionados com a geometria e drenagem das sub-bacias hidrográficas. Alguns desses parâmetros morfométricos serão descritos a seguir e utilizados no estudo das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una. Ressalta-se que todos os parâmetros morfométricos das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram obtidos por meio de processamentos executados no ArcGIS 10.1.

Segundo Villela e Mattos (1975), a forma superficial de uma bacia é um importante parâmetro morfométrico, pois possibilita identificar o tempo de concentração, a partir do início da precipitação, necessário para que toda a água dentro dos limites da Bacia Hidrográfica chega ao exutório desta. Existem vários indicadores utilizados para determinar a forma da Bacia Hidrográfica correlacionando-os sempre com figuras geométricas como é caso do coeficiente de compacidade, fator de forma e o índice de circularidade, sendo que este último foi adotado para o estudo das formas geométricas das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una (MACHADO; TORRES, 2012).

O Índice de Circularidade (I_c) é um parâmetro que avalia a forma da Bacia Hidrográfica e tende para o valor igual a 1 à medida que a Bacia Hidrográfica se aproxima da forma circular e diminui à medida que a forma torna-se alongada. Segundo Machado e Torres (2012) o I_c é a relação existente entre a área de uma Bacia Hidrográfica com área de um círculo que tem a mesma dimensão que o perímetro da Bacia Hidrográfica. Ainda, segundo Machado e Torres (2012), as bacias hidrográficas mais circulares apresentam maior probabilidade de provocarem enchentes súbitas no curso de água principal provocadas por precipitações intensas que bacias hidrográficas alongadas, pois a água procedente das vertentes e dos tributários que chegam ao curso de água principal tende à simultaneidade, concentrando-se num curto espaço de tempo gerando um pico de vazão ou deflúvio. O I_c para cada Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Una foi calculado utilizando-se a Equação (1).

$$I_c = \frac{4\pi A_{sub}}{p^2} \quad (1)$$

Sendo:

P é o comprimento da Sub-Bacia Hidrográfica (m);

A_{sub} é a área de drenagem da sub-Bacia Hidrográfica (m²).

O I_c foi adaptado para ser utilizado no cálculo do IMUS, pois o valor igual a 1 representa uma situação ruim, enquanto que, o valor igual a 0 representa uma situação boa. Assim, calculou-se o Índice de Circularidade Adaptado (I_{cad}) conforme a Equação (2), onde o valor igual a 0 representa uma situação ruim e o valor igual a 1 representa uma situação desejável.

$$I_{cad} = 1 - I_c \quad (2)$$

O coeficiente de compacidade (K_c) é a relação entre o perímetro de uma Bacia Hidrográfica e a circunferência de um círculo de área igual ao da Bacia Hidrográfica. Segundo Villela e Mattos (1975), esse coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da Bacia Hidrográfica e indica a susceptibilidade da mesma à enchentes, uma vez que, quanto mais próximo o valor de K_c de 1, mais circular é a Bacia Hidrográfica e, conseqüentemente, mais suscetível a enchentes, entretanto, quanto maior o valor de K_c , mais alongada é a Bacia Hidrográfica e menor é a susceptibilidade à enchente. O K_c foi determinado baseado na seguinte Equação (3):

$$K_c = 0,28 \times \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (3)$$

Sendo:

P é o perímetro da sub-Bacia Hidrográfica (m);

A é a área de drenagem da sub-Bacia Hidrográfica (m²).

Segundo Mello e Silva (2013), as bacias hidrográficas que apresentam valor de K_c inferiores a 1,25 apresentam alta propensão a grandes enchentes, enquanto que, as que apresentam valores acima de 1,50 possuem tendência a conservação, não sujeita a enchentes. Visto isso, os valores de K_c foram escalonados e classificados segundo a Equação (4) para que seus valores variem de 0 a 1, onde o valor 1 representa a Bacia Hidrográfica com tendência a conservação e 0 as bacias hidrográficas com propensão a grandes enchentes.

$$K_{cad} = \begin{cases} 0 & \text{para } K_c \leq 1,25 \\ 4 \times K_c - 5 & \text{para } 1,25 < K_c < 1,50 \\ 1 & \text{para } K_c \geq 1,50 \end{cases} \quad (4)$$

Sendo:

K_{cad} é o indicador do coeficiente de compacidade adaptado para variar de 0 a 1;

K_c é o coeficiente de compacidade.

A forma da Bacia Hidrográfica, bem como a forma do sistema de drenagem, pode atuar sobre alguns processos hidrológicos e também no comportamento hidrológico. Para interpretar a forma da bacia, utiliza-se o fator de forma (K_f) que relaciona a forma da Bacia Hidrográfica com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o

comprimento axial da Bacia Hidrográfica (L). Segundo Villela e Mattos (1975), uma bacia com um fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com fator de forma maior. O fator de forma (Kf) foi determinado, utilizando-se a seguinte Equação (5).

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (5)$$

Sendo:

L é o comprimento axial da sub-Bacia Hidrográfica que corresponde à distância do exutório ao ponto mais longínquo do divisor topográfico (m);

A é a área de drenagem da sub-Bacia Hidrográfica (m²).

Segundo Mello e Silva (2013), as bacias hidrográficas que apresentam valor de Kf no intervalo de 0,75 a 1 apresentam alta propensão a grandes enchentes, enquanto que, bacias hidrográficas com valores abaixo de 0,50 apresentam tendência a conservação, não sujeita a enchentes. Visto isso, os valores de Kf foram escalonados e classificados segundo a Equação (6) para que seus valores variem de 0 a 1, onde o valor 1 representa as bacias hidrográficas com tendência a conservação e 0 as bacias hidrográficas com propensão a grandes enchentes.

$$Kf_{ad} = \begin{cases} 0 & \text{para } Kf \geq 0,75 \\ -4 \times Kf + 3 & \text{para } 0,75 < Kf < 0,50 \\ 1 & \text{para } Kf \leq 0,50 \end{cases} \quad (6)$$

Sendo:

Kf_{ad} é o indicador do fator de forma adaptado para variar de 0 a 1;

Kf é o fator de forma.

A Densidade de Drenagem (Dd) é outro parâmetro de grande relevância para estudar Bacias Hidrográficas, sendo expressa pela relação entre o somatório dos comprimentos de todos os cursos de água fluviais (sejam eles perenes, intermitentes ou temporários) e a área total da bacia, isto é, informa o comprimento (em km) de curso de água fluvial disponível para drenar cada unidade de área da Bacia Hidrográfica (em km²). Portanto, seu estudo informa a velocidade com que a água deixa a Bacia Hidrográfica, ou seja, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia.

Segundo Machado e Torres (2012), ao avaliar a Dd de uma Bacia Hidrográfica pode-se conhecer o potencial da mesma e suas Sub-Bacias Hidrográficas em permitir um maior ou menor escoamento superficial da água e, conseqüentemente, a capacidade de remoção de sedimentos desse sistema. A densidade de drenagem (Dd) para cada sub-Bacia Hidrográfica do Rio Una foi determinada pela Equação (7).

$$Dd = \frac{Lt}{A_{sub}} \quad (7)$$

Sendo:

L_t é o comprimento total dos cursos de água fluviais da sub-Bacia Hidrográfica (km);
 A_{sub} é a área de drenagem da sub-Bacia Hidrográfica (km²).

Segundo Villela e Mattos (1975) os valores para a densidade de drenagem variam de 0,5km/km² para bacias hidrográficas com drenagem pobre a 3,5km/km² ou mais para bacias hidrográficas excepcionalmente bem drenadas. A partir dessa informação, os valores de Dd obtidos para as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram classificados segundo a Equação (8), visto que neste estudo avaliou-se a capacidade de drenagem das bacias hidrográficas, não levando em consideração a capacidade de remoção de sedimentos dessas sub-bacias hidrográficas, por isso, que os valores próximos a 0 representam uma condição indesejável e os valores próximos a 1 representam uma condição desejável.

$$Dd_{ad} = \begin{cases} 0 & \text{para } Dd \leq 0,5\text{km/km}^2 \\ \frac{1}{3} \times Dd - \frac{1}{6} & \text{para } 0,5\text{km/km}^2 < Dd < 3,5\text{km/km}^2 \\ 1 & \text{para } Dd \geq 3,5\text{km/km}^2 \end{cases} \quad (8)$$

Sendo:

Dd_{ad} é o indicador de densidade de drenagem adaptada da sub-Bacia Hidrográfica para variar de 0 a 1;

Dd é a densidade de drenagem da sub-Bacia Hidrográfica (km/km²).

O Coeficiente de Rugosidade (*Ruggdeness Number* – RN) é um parâmetro que direciona o uso potencial dos solos em bacias hidrográficas, determinando a aptidão das áreas em função de suas características, para atividades de agricultura, pecuária, silvicultura, florestamento ou para preservação permanente (ROCHA; KURTZ, 2001).

Para esse estudo, o Coeficiente de Rugosidade foi determinado pela multiplicação da declividade média encontrada em cada ponto (pixel) da Sub-Bacia Hidrográfica, como propõe a formulação original, pelo valor numérico da densidade de drenagem, como pode ser visto pela Equação (9). Essa equação foi adaptada ao ambiente do ArcGIS 10.1 utilizando a ferramenta *Map Algebra* que possibilitou efetuar essa operação algébrica na imagem matricial de declividade e densidade de drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

$$RN = D \times Dd \quad (9)$$

Sendo:

RN é o coeficiente de rugosidade;

D é a declividade (em graus) média encontrada em cada Sub-Bacia Hidrográfica;

Dd é a densidade de drenagem da Sub-Bacia Hidrográfica (km/km²).

Quanto maior for o valor do RN, maior o risco de erosão. Em função disso, Rocha e Kurtz (2001) estabeleceram quatro classes de aptidão do uso do solo para avaliar o uso potencial dos solos, sendo elas: Agricultura; Pastagem/Pecuária; Pastagem/Florestamento e Florestamento. Visto isso, a metodologia elaborada por Rocha e Kurtz (2001) foi adaptada

para contemplar o uso do solo e cobertura vegetal elaborado nesse estudo conforme pode ser visto na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Classes de aptidão do uso do solo de acordo com o RN

Tipos de Classes	Aptidão do uso dos solos
A	Agricultura com Culturas Temporárias
B	Agricultura com Culturas Perenes
C	Pastagens e Campos Sujos
D	Área Florestal

Fonte: Adaptado de Rocha e Kurtz (2001).

Para se caracterizar o “*Uso Potencial dos Solos*” nas quatro classes definidas foi calculado o Intervalo de Classe (IC) referente aos coeficientes de rugosidades de classe conforme a Equação (10) adaptada de Rocha e Kurtz (2001).

$$IC = \frac{(RN_{maior} - RN_{menor})}{4} \quad (10)$$

Sendo:

RN_{maior} é o maior valor de RN encontrado na sub-Bacia Hidrográfica;

RN_{menor} é o menor valor de RN encontrado na sub-Bacia Hidrográfica.

Para definição dos intervalos de domínios das classes de RN's, iniciou-se com a classe inferior, a fim de incluir o menor valor de RN, após isso, acrescenta-se o valor do intervalo de classe (IC), definindo-se deste modo o limite superior do intervalo. A partir da determinação das classes elaborou-se o mapa do uso potencial do solo utilizando-se o software ArcGIS 10.1.

Em seguida, utilizou-se a função *overlay* nos mapas de uso do potencial solo e de uso do solo e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica visando identificar áreas que apresentavam a ocupação do solo de acordo com o uso potencial do solo e as que se encontravam em desconformidades com a aptidão do uso potencial do solo, excetuando dessa análise as áreas ocupadas por edificações antrópicas presentes em áreas urbanas e rurais, além de lagos, açudes e represas.

Para calcular o Índice do Coeficiente de Rugosidade Adaptado (ICR_{ad}) de cada Sub-Bacia Hidrográfica para compor o IMUS foi considerada a relação entre as áreas em conformidades de uso do solo com o uso potencial do solo pela área total da Sub-Bacia Hidrográfica conforme a Equação (11).

$$ICR_{ad} = \frac{A_{conf}}{A_{sub}} \quad (11)$$

Sendo:

A_{conf} é a área em conformidade de uso e ocupação do solo com o uso potencial do solo da Sub-Bacia Hidrográfica (m²);

A_{sub} é a área de drenagem total da Sub-Bacia Hidrográfica (m²) sem a presença das classes compostas por edificações antrópicas presentes em áreas urbanas e rurais e os lagos e açudes.

2.2.5. Construção do Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal

Não foi identificado nenhum indicador que tenha um peso superior em comparação aos outros, por isso, o IMUS para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi calculado a partir de uma média aritmética simples dos indicadores morfométricos e de ocupação conforme a Equação (12).

$$IMUS = \left(\sum_{i=1}^5 V_i \right) / 5 \quad (12)$$

Sendo:

V_i representa os indicadores morfométricos e de aptidão do uso do solo e cobertura vegetal para cada Sub-Bacia Hidrográfica (Ic_{ad} , Kf_{ad} , Kc_{ad} , Dd_{ad} e ICR_{ad}).

Os valores de cada um dos indicadores do IMUS, bem como o próprio IMUS para cada uma das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram classificados em ótimo (0,91 a 1,0), bom (0,71 a 0,90), regular (0,51 a 0,70), ruim (0,26 a 0,50) ou péssimo (0,0 a 0,25), a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo IGAM (2005) para o Índice de Qualidade da Água (IQA).

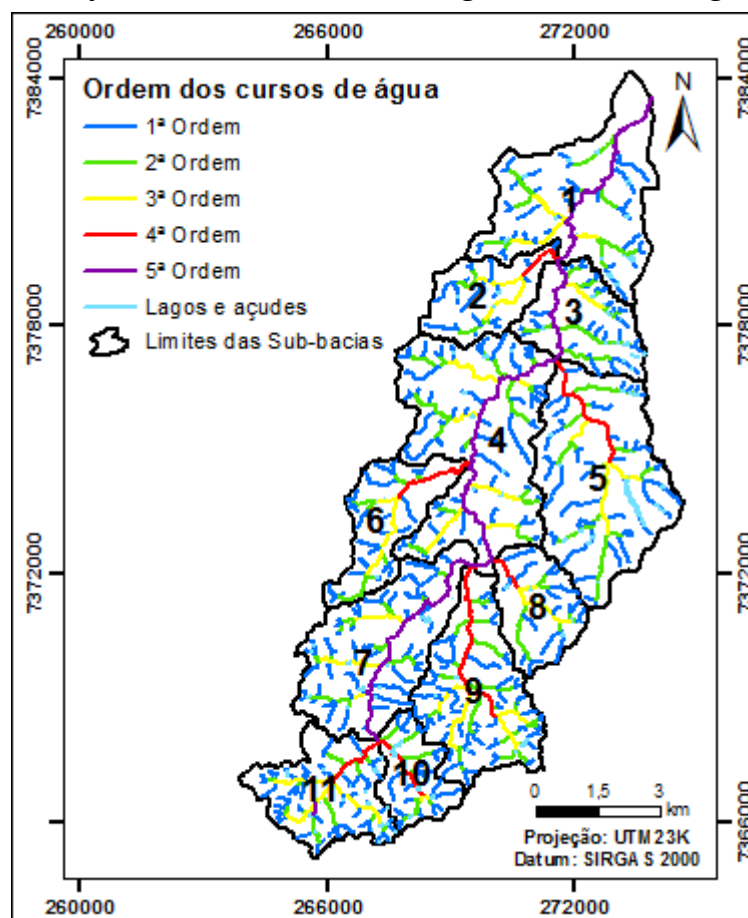
Posteriormente, foi calculado o valor geral do IMUS para a Bacia Hidrográfica do Rio Una através de uma média ponderada pelas áreas de cada Sub-Bacia Hidrográfica com a área total da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

2.3. RESULTADOS

A Bacia Hidrográfica do Rio Una apresenta o curso de água principal classificado como de quinta ordem, isto é, o Rio Una é de quinta ordem, portanto, as Sub-Bacias Hidrográficas presentes na área de estudo apresentam seus cursos de água principal classificados como de 4ª ordem ou mais.

De acordo, com a metodologia adotada foi possível identificar 11 Sub-Bacias Hidrográficas na área de estudo como pode ser visualizado na Figura 2.2 que apresenta, além dos limites das Sub-Bacias Hidrográficas, a ordem de todos os cursos de água segundo a classificação proposta por Strahler (1952).

Figura 2.2. Classificação da ordem dos cursos de água da Bacia Hidrográfica do Rio Una



A Tabela 2.2 apresenta os valores obtidos para a Bacia Hidrográfica do Rio Una considerando o número de cursos de água, o comprimento total e a porcentagem de ocorrência de cada uma das ordens dos cursos d'água.

Tabela 2.2. Quantificação da ordem dos cursos de água da área de estudo

Ordem	Quantidade de rios	% do número de rios	Comprimento (Km)
Ordem 1	424	71,86%	142,68
Ordem 2	125	21,19%	58,76
Ordem 3	33	5,59%	35,07
Ordem 4	7	1,19%	16,21
Ordem 5	1	0,17%	24,37
Total	590	100,0%	277,09

Os cursos de água presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una possuem uma extensão total 277,09km. Como esta Bacia Hidrográfica tem uma área de aproximadamente 96,5km², calculou-se a sua Densidade de Drenagem que equivale a 2,9km/km², o que indica, segundo Beltrame (1994), a uma Bacia Hidrográfica com alta densidade de drenagem, enquanto que, o curso de água principal tem aproximadamente 27,7km de extensão.

Os cursos de água de primeira ordem apresentam um comprimento total de 142,68km, isto é, são os que apresentam a maior frequência, ou seja, correspondem a 71,9% do número total de rios (Tabela 2.2). Estes além de contribuírem com a maior extensão são responsáveis por englobarem as 424 nascentes da área em estudo. As nascentes são de extrema importância para a manutenção da rede de drenagem dos cursos de água, no entanto, algumas se encontraram em propriedades particulares de pequenos agricultores e carecem de um plano de manejo para garantir sua proteção e conservação.

O comprimento médio dos cursos de água presentes na área de estudo é de aproximadamente 0,47km, sendo que o curso de água de quinta ordem é o que apresenta o maior comprimento médio, igual a 24,37km, enquanto que, os cursos de água de primeira ordem foram os que apresentaram o menor comprimento médio, igual a 0,34km.

As Tabelas 2.3, 2.4 e 2.5 apresentam os valores obtidos para as Sub-bacias Hidrográficas do Rio Una considerando o número de cursos de água, a porcentagem e o comprimento total, respectivamente, de ocorrência de cada uma das ordens dos cursos de água, em função da classificação obtida para a Bacia Hidrográfica do Rio Una.

Tabela 2.3. Quantificação em número das ordens dos cursos d'água da área de estudo

Ordem	Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ordem 1	34	17	35	66	44	28	49	18	64	22	47
Ordem 2	10	4	9	19	12	9	13	6	21	8	14
Ordem 3	3	2	1	6	3	2	3	2	5	2	4
Ordem 4	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1
Ordem 5	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Total	48	24	46	92	60	40	66	27	91	33	66

Tabela 2.4. Quantificação em porcentagem das ordens dos cursos d'água da área de estudo

Ordem	Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ordem 1	70,8%	70,8%	76,1%	71,7%	73,3%	70,0%	74,2%	66,7%	70,3%	66,7%	71,2%
Ordem 2	20,8%	16,7%	19,6%	20,7%	20,0%	22,5%	19,7%	22,2%	23,1%	24,2%	21,2%
Ordem 3	6,3%	8,3%	2,2%	6,5%	5,0%	5,0%	4,6%	7,4%	5,5%	6,1%	6,1%
Ordem 4	0,0%	4,2%	0,0%	0,0%	1,7%	2,5%	0,0%	3,7%	1,1%	3,0%	1,5%
Ordem 5	2,1%	0,0%	2,2%	1,1%	0,0%	0,0%	1,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Tabela 2.5. Quantificação da extensão (km) das ordens dos cursos d'água da área de estudo

Ordem	Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ordem 1	12,06	6,39	8,21	22,41	19,17	9,13	18,44	8,05	18,40	7,12	13,30
Ordem 2	6,30	1,97	5,47	8,80	8,03	3,35	5,04	2,66	9,37	3,55	4,21
Ordem 3	3,16	2,84	1,22	6,34	3,50	2,85	3,22	2,07	4,58	0,30	4,99
Ordem 4	0,00	1,19	0,00	0,00	3,48	2,18	0,00	1,09	4,73	1,71	1,73
Ordem 5	6,19	0,00	3,33	7,55	0,00	0,00	6,97	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	27,71	12,39	18,23	45,10	34,18	17,51	33,67	13,87	37,08	12,68	24,23

As Sub-Bacias Hidrográficas de números 4 e 9 são as que apresentam o maior número de cursos de água de toda a área de estudo com 92 e 91 respectivamente, enquanto que, a as Sub-Bacias Hidrográficas de números 2 e 8 são as que apresentam a menor quantidade de cursos de água com 24 e 27 respectivamente (Tabela 2.3).

Em relação a quantidade, em percentagem, da distribuição das ordens dos cursos de água verifica-se que há uma homogeneidade na distribuição dos cursos de água de primeira ordem variando de 66,7% a 76,1%, enquanto que, houve Sub-Bacias Hidrográficas que não apresentaram cursos de água de quinta ordem, como é o caso das Sub-Bacias Hidrográficas de números 2, 5, 6, 8, 9, 10 e 11, sendo que estas Sub-Bacias Hidrográficas juntas correspondem a 52,4% de toda a área de estudo. Já as Sub-Bacias Hidrográficas de números 1, 3, 4 e 7 não apresentaram curso de água de quarta ordem e representam juntas por 47,6% de toda a área de estudo.

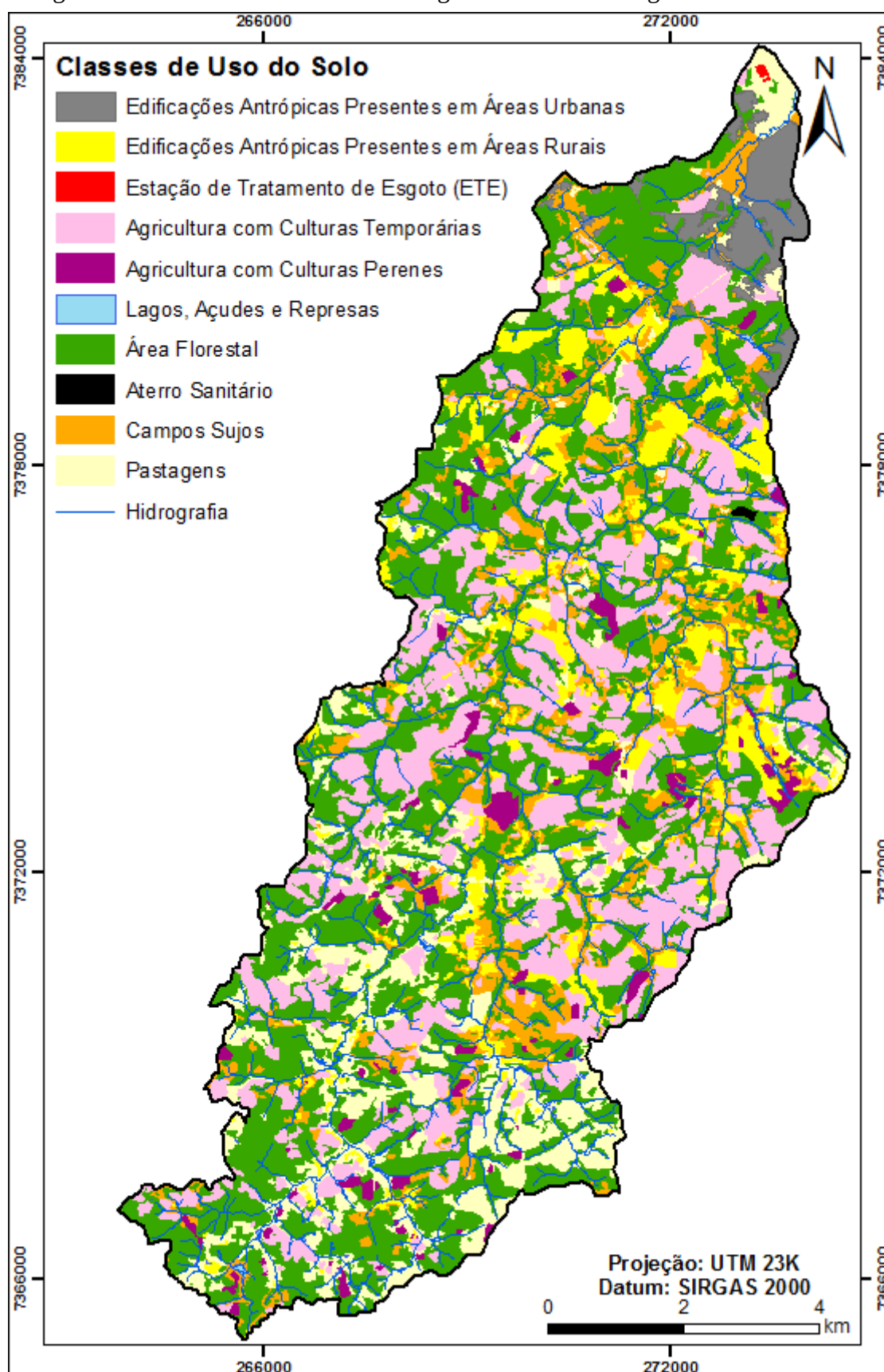
Já a Sub-Bacia Hidrográfica de número 4 é a que apresenta a maior extensão, em km, de cursos de água da área de estudo, correspondendo a 16,3% da extensão de cursos de água da área de estudo, enquanto que, as Sub-Bacias Hidrográficas de números 2 e 10 são as que apresentam a menor extensão, em km, de cursos de água com 12,39km e 12,68km respectivamente, o que correspondem aproximadamente a 4,5% e 4,6% da extensão de cursos de água da área de estudo respectivamente.

A Tabela 2.6 mostra a distribuição quantificada em áreas e em percentagens do total das classes de uso e ocupação do solo e cobertura vegetal, enquanto que, a Figura 2.3 mostra o mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal da área de estudo.

Tabela 2.6. Porcentagem das Classes de Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una

Classes de uso do solo	Área por classes (ha)	% do Total
Agricultura com Culturas Perenes	229,3	2,38
Agricultura com Culturas Temporárias	2.204,0	22,86
Área Florestal	3945,0	40,91
Aterro Sanitário	4,9	0,05
Campos Sujos	1.009,6	10,47
Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Rurais	773,9	8,03
Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Urbanas	272,6	2,83
Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)	3,3	0,03
Lagos, Açudes e Represas	63,0	0,65
Pastagens	1.136,4	11,79
Área Total (ha)	9.642	

Figura 2.3. Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Una



A classe de uso do solo e cobertura vegetal mais presente ao longo da Bacia Hidrográfica é de área florestal, que corresponde aproximadamente a 41% da área de estudo, o que indica que a Bacia Hidrográfica está bem preservada. Porém, a área ocupada por agricultura com culturas temporárias, principalmente de hortaliças e legumes (IEA, 2016), é relativamente alta e corresponde a aproximadamente 23% da área de estudo, indicando que a Bacia Hidrográfica é predominantemente rural e está sujeita a processos erosivos devido à rotatividade de culturas, visto que essa prática expõe o solo a processos erosivos de origem hídrica.

A classe de Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Urbanas corresponde a 3% da área de estudo e indica que os impactos provenientes das atividades humanas desenvolvidas nesta classe são relativamente baixos, uma vez que, a população urbana do município é pequena e uma parte considerável dessa área está localizada em outra Bacia Hidrográfica.

As Tabelas 2.7 e 2.8 apresentam as classes de uso do solo e cobertura vegetal presentes em cada Sub-Bacia Hidrográfica por área e em porcentagem, o que possibilita caracterizar cada Sub-Bacia Hidrográfica quanto às atividades predominantes em seus limites e associar aos indicadores morfométricos da área de estudo como no caso do coeficiente de rugosidade que trata da aptidão do uso do solo e cobertura vegetal.

Tabela 2.7. Classes de uso do solo e cobertura vegetal por Sub-Bacias Hidrográficas

Classes	Área por classes das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una (em ha)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Agricultura com Culturas Temporárias	150,6	47,7	177,4	495,8	436,3	220,3	182,9	203,2	152,8	42,4	94,7
Agricultura com Culturas Perenes	8,6	8,6	5	61,8	39,4	5,7	28,4	11,1	18,5	17,7	24,3
Aterro Sanitário	-	-	4,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Campos Sujos	152,9	74,4	81,4	160,4	207	22	74,1	47,7	141,3	19	29,2
Edificações Antrópicas em Áreas Rurais	88,4	81,9	100,4	134,6	188	9,3	50,9	46,9	48,8	11,7	12,9
Edificações Antrópicas em Áreas Urbanas	272,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ETE	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lagos, Açudes e Represas	5,9	2,3	6,8	8,4	12,2	3,8	4,3	4,3	5,5	2,5	6,7
Área Florestal	491,6	237,7	212,4	655	484,9	252,2	530,4	147,5	351,4	198,1	383,8
Pastagem	99,5	27,7	10,4	81,6	51,7	56,2	249,8	42,2	289,6	80,3	146,9
Área Total	1273,4	480,3	598,7	1597,6	1419,5	569,5	1120,8	502,9	1007,9	371,7	698,5

Tabela 2.8. Classes de uso do solo e cobertura vegetal por Sub-Bacias Hidrográficas em %

Classes	Área por classes das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Agricultura com Culturas Temporárias	11,8%	9,9%	29,6%	31,0%	30,7%	38,7%	16,3%	40,4%	15,2%	11,4%	13,6%
Agricultura com Culturas Perenes	0,7%	1,8%	0,8%	3,9%	2,8%	1,0%	2,5%	2,2%	1,8%	4,8%	3,5%
Aterro Sanitário	-	-	0,8%	-	-	-	-	-	-	-	-
Campos Sujos	12,0%	15,5%	13,6%	10,0%	14,6%	3,9%	6,6%	9,5%	14,0%	5,1%	4,2%
Edificações Antrópicas em Áreas Rurais	6,9%	17,1%	16,8%	8,4%	13,2%	1,6%	4,5%	9,3%	4,8%	3,1%	1,8%
Edificações Antrópicas em Áreas Urbanas	21,4%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ETE	0,3%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lagos, Açudes e Represas	0,5%	0,5%	1,1%	0,5%	0,9%	0,7%	0,4%	0,9%	0,5%	0,7%	1,0%
Área Florestal	38,6%	49,5%	35,5%	41,0%	34,2%	44,3%	47,3%	29,3%	34,9%	53,3%	54,9%
Pastagem	7,8%	5,8%	1,7%	5,1%	3,6%	9,9%	22,3%	8,4%	28,7%	21,6%	21,0%

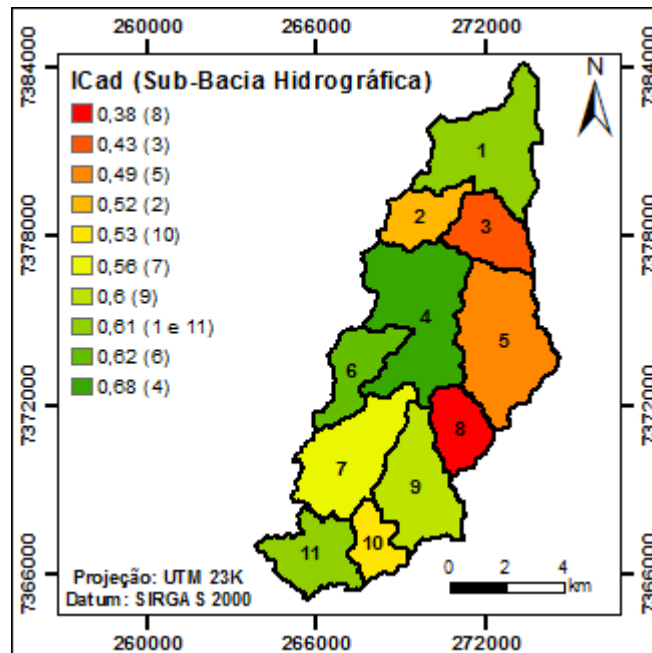
Ao analisar as Tabelas 2.7 e 2.8 percebe-se que as Sub-Bacias Hidrográficas 6 e 8 são as que apresentam a maior taxa de ocupação por culturas temporárias com aproximadamente 40% de suas áreas ocupadas e, provavelmente, são as mais susceptíveis a erosão. Percebe-se, também, que a Sub-Bacia Hidrográfica 8 é a que apresenta a menor taxa de ocupação por áreas florestais, resultado das atividades antrópicas para a geração de alimentos entre outros.

As Sub-Bacias Hidrográficas mais preservadas são a 10 e a 11 ao sul da Bacia Hidrográfica do Rio Una (Figura 2.2) com aproximadamente 54% de seus territórios ocupados por área florestal, entretanto, apresentam altas taxas de ocupação por pastagens em comparação com as outras sub-bacias hidrográficas, com exceção para as Sub-Bacias Hidrográficas de número 7 e 9.

Portanto, as Sub-Bacias Hidrográficas 10 e 11 são a princípio as menos propensas a processos erosivos e degradação dos recursos hídricos, pois apresentam uma boa parte de seus territórios cobertos por área florestal, o que garante a manutenção do ciclo hidrológico.

A Figura 2.4 apresenta a distribuição dos valores do parâmetro I_{cad} para as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una.

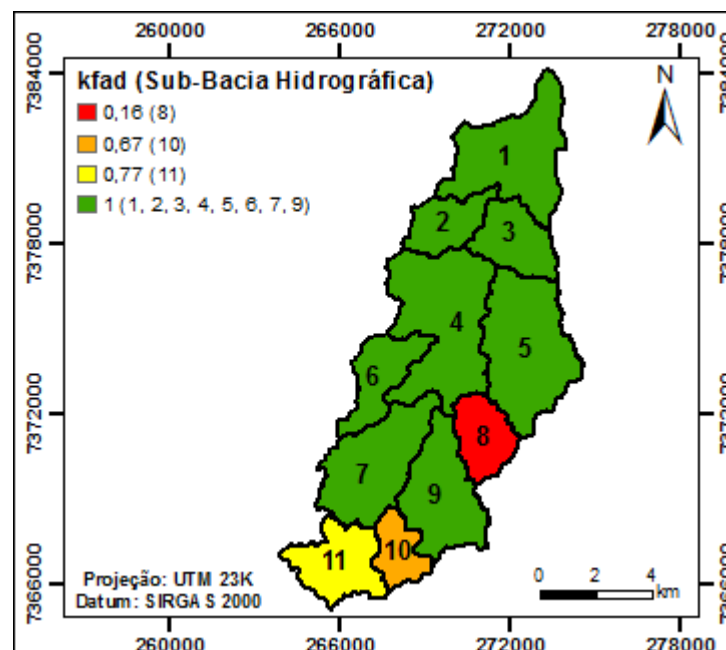
Figura 2.4. Distribuição Ic_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una



Ao analisar os dados do parâmetro Ic_{ad} percebe-se que as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una têm formas circulares e propensão a ocorrências de enchentes, pois nenhuma apresentou valores acima de 0,7 que podem ser classificados como bom ou ótimo. A Sub-Bacia Hidrográfica 8 é a que tem a maior propensão a enchentes, enquanto que, a Sub-Bacia Hidrográfica 4 é a que tem a menor propensão a enchentes.

A Figura 2.5 apresenta outro parâmetro de forma das Sub-Bacias Hidrográficas, neste caso, o indicador do coeficiente de compacidade adaptado (Kc_{ad}).

Figura 2.5. Distribuição Kc_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una

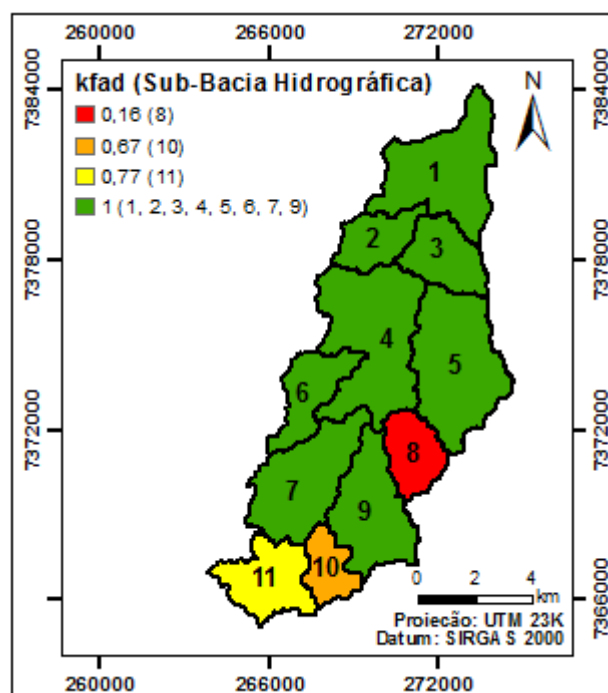


Os valores do parâmetro Kc_{ad} de forma das Sub-Bacias Hidrográficas também evidenciaram a Sub-Bacia Hidrográfica 8 como a mais propensa a enchentes, enquanto que, as Sub-Bacias Hidrográficas 1, 4, 6, 9 e 11 não apresentam tendência a enchentes. As Sub-Bacias Hidrográficas 2, 10 e 7 apresentaram valores classificados como bons a ótimos.

A Figura 2.6 também apresenta outro parâmetro de forma das Sub-Bacias Hidrográficas, que neste caso é o indicador do coeficiente do Fator de Forma Adaptado (Kf_{ad}). Novamente, a Sub-Bacia Hidrográfica 8 apresentou o pior valor dentre as Sub-Bacias Hidrográficas estudadas, evidenciando que esta Sub-Bacia Hidrográfica apresenta características físicas que a torna vulnerável a ações antrópicas, portanto, deve apresentar um plano de manejo eficaz que garanta a sua sustentabilidade. Além da Sub-Bacia Hidrográfica 8, somente a 10 apresentou um valor não classificado como bom ou ótimo.

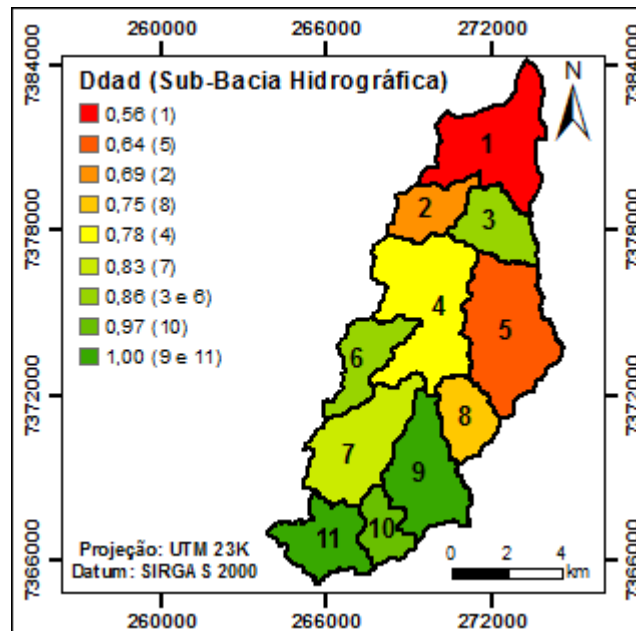
Já a Sub-Bacia Hidrográfica 11 apresentou em todos os outros indicadores, valores considerados como ótimos, porém, nesse caso não apresentou o mesmo desempenho, contudo o valor apresentado pode ser classificado como bom. A diferença dos valores se deve ao fato deste indicador comparar a forma da Sub-Bacia Hidrográfica a um retângulo, enquanto que, os outros parâmetros morfométricos correlacionam a forma da Sub-Bacia Hidrográfica à círculos.

Figura 2.6. Distribuição Kf_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una



A Figura 2.7 apresenta os valores do parâmetro de densidade de drenagem (Dd_{ad}) aplicado às Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una. As Sub-Bacias Hidrográficas 9 e 11 são excepcionalmente bem drenadas, portanto, carecem de uma área maior de matas ripárias para sua conservação, o que justifica uma necessidade maior de preservação de suas áreas florestais.

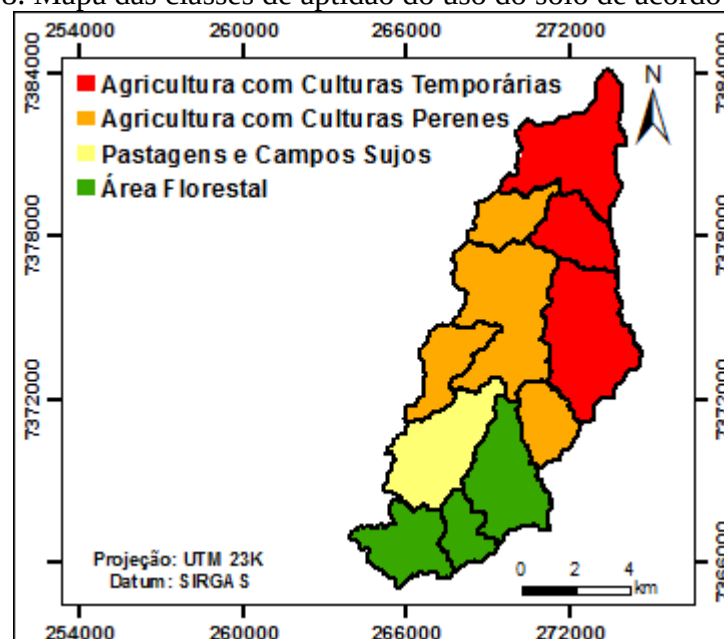
Figura 2.7. Distribuição Dd_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una



A Sub-Bacia Hidrográfica 1 foi a que apresentou o menor e está localizada na área urbana do município de Ibiúna, provavelmente devido a ocupação humana intensa nessa, muitos dos tributários do Rio Una podem ter sido perdidos nesse processo de urbanização do centro de Ibiúna e também porque é uma área com baixa declividade, o que sinaliza uma área de inundação e de baixo ravinamento provocado pela erosão hídrica.

A Figura 2.8 apresenta o mapa do Coeficiente de Rugosidade (RN), o qual direciona o uso potencial dos solos nas Sub-Bacias Hidrográficas, determinando a aptidão das áreas em função de suas características.

Figura 2.8. Mapa das classes de aptidão do uso do solo de acordo com o RN

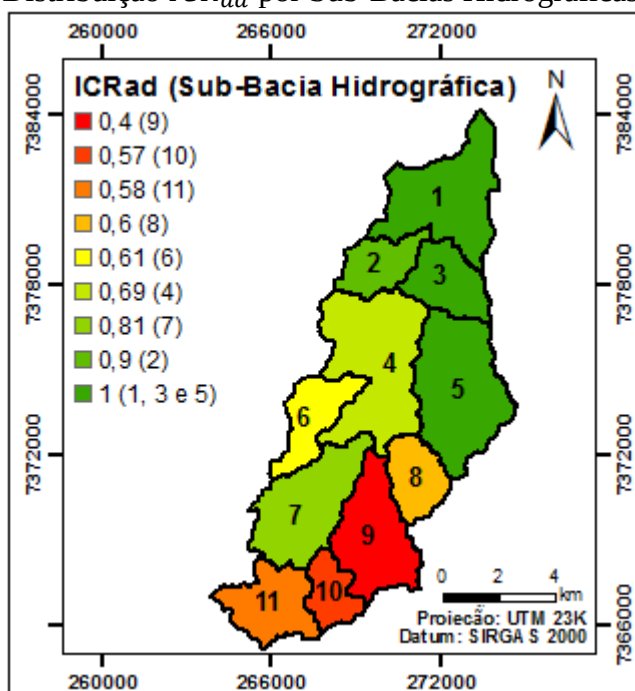


Fonte: Adaptado de Rocha e Kurtz (2001).

A região central e sul da Bacia Hidrográfica do Rio Una estão aptas desde que haja uma análise mais profunda para as práticas de agricultura com culturas perenes e temporárias, somente uma pequena parcela da Bacia Hidrográfica localizada ao sul da mesma é indicada como área para a preservação, a qual corresponde aproximadamente a 21,5% da área total de estudo.

A Figura 2.9 apresenta os valores do ICR_{ad} para as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una. Percebe-se que a região sudeste da Bacia Hidrográfica apresenta os menores valores para o ICR_{ad} , isso porque é uma área apta a preservação e há presença de culturas agrícolas.

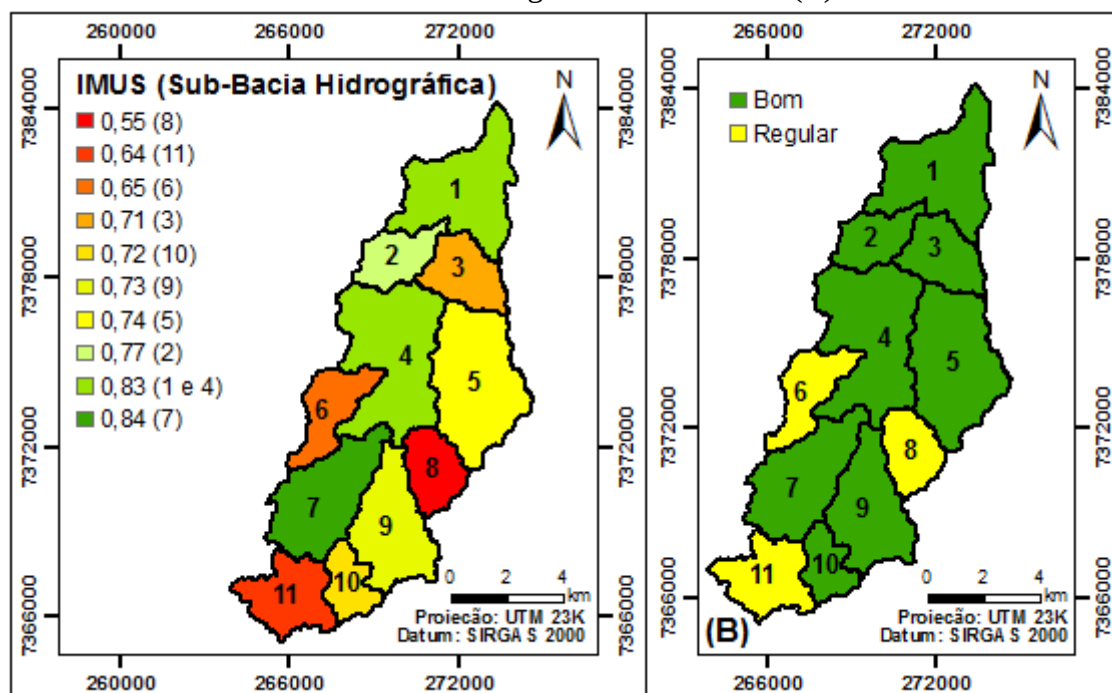
Figura 2.9. Distribuição ICR_{ad} por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una



Aproximadamente 51% da área de estudo apresentam valores superiores a 0,8, isto é, apresenta mais de 80% de sua área correspondente a aptidão do uso e ocupação do solo. A Sub-Bacia Hidrográfica de número 9 foi a que apresentou o menor valor e igual a 0,4, ou seja, somente 40% de sua área está de acordo com a aptidão do uso e ocupação do solo.

A Figura 2.10 apresenta os valores do Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal (IMUS) para as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una, bem como sua classificação. Todos os valores estão acima de 0,55, porém não há Sub-Bacias Hidrográficas com valores acima de 0,9, isto é, com valores desejáveis. A região sudeste foi a que apresentou os menores valores, influenciada especialmente pelos valores do ICR_{ad} e do Kf_{ad} em menor intensidade. A Sub-Bacia Hidrográfica de número 7, do ponto de vista de suas características físicas, foi a que apresentou o melhor resultado, igual a 0,84.

Figura 2.10. Mapa com a distribuição dos valores de IMUS (A) e sua classificação por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una (B)



Portanto, as Sub-Bacias Hidrográficas de números 6, 8, e 11, são as que carecem de maior atenção quanto à gestão dessas áreas, uma vez que, essas três Sub-Bacias Hidrográficas estão classificadas como regulares.

De acordo com os valores encontrados para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi possível através de uma média ponderada pelas áreas obter o valor geral do IMUS para a Bacia Hidrográfica do Rio Una que foi igual a 0,77, ou seja, o valor de IMUS encontrado para essa Bacia Hidrográfica pode ser classificado como bom.

2.4. CONCLUSÃO

A utilização do ArcGIS 10.1 para a construção do IMUS demonstrou-se bastante eficaz, e possibilitou obter dados morfométricos coerentes com dados obtidos por outros autores que utilizaram diversos *softwares* em ambiente de SIG's (CAMPOS *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2015)

Os valores obtidos para os indicadores morfométricos demonstram que a Bacia Hidrográfica apresenta características físicas que diminuem a vulnerabilidade desta à processos erosivos, entretanto, o uso do solo e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica contrasta com a aptidão calculada para a região sudeste da Bacia Hidrográfica, a qual apresentou baixos valores para o ICR_{ad} , o que refletiu no valor final do IMUS para essas áreas.

O IMUS se mostrou um importante instrumento para avaliar as características morfométricas e o uso do solo e cobertura vegetal para a previsão de enchentes e controle da susceptibilidade à erosão das Sub-Bacias Hidrográficas, podendo ser uma importante ferramenta de apoio na gestão de Bacias Hidrográficas e servir de suporte no desenvolvimento de políticas públicas que buscam garantir a sustentabilidade dessa importante unidade gerencial que são as Bacias Hidrográficas.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas – modelo e aplicação**. Florianópolis, UFSC, 1994. 112 p.

CAMPOS, S.; FELIPE, A. C.; CAMPOS, M.; RECHE, A. M. Geoprocessamento aplicado na caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Descalvado–Botucatu, SP. **IRRIGA**, v. 1, n. 1, p. 52, 2015.

DETONI, S. F. Evolução do uso do solo e da cobertura vegetal na região da Serra do Boturuna, Estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 20, p. 51-61, 2011.

FAUSTINO, A. B.; RAMOS, F. F.; SILVA, S. M. P. Dinâmica temporal do uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (RN) com base em sensoriamento remoto e SIG: uma contribuição aos estudos ambientais. **Sociedade e Território**, v. 26, n. 2, p. 18-30, 2014.

FELGUEIRAS, C. A. Modelagem numérica de terreno. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C. e MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2001.

FERREIRA, R.; MOURA, M.; CASTRO, F. Uso de plataforma SIG na caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Pancas–Brasil. **Nativa**, v. 3, n. 3, p. 210-216, 2015.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de Satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FRAGA, M. S.; FERREIRA, R. G.; SILVA, F. B.; VIEIRA, N. P. A.; SILVA, D. P.; BARROS, F. M.; MARTINS, I. S. B. Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014.

FRANÇA, M. M. Análise do uso da terra no município de Viçosa-MG mediado por classificações supervisionadas com redes neurais artificiais e Maxver. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3, p. 92-109, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base Estatcart de Informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por Setor Censitário**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. CD-ROM.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biblioteca**. Rio de Janeiro: IBGE, 1979. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 13 de outubro 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

IEA – Instituto de Economia Agrícola. **Estatística da Produção Paulista**: ano de 2015. Disponível em: <http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1>. Acesso em 26 de junho de 2016.

KANG, M.; WANG, M.; DU, Q. A method of DTM construction based on quadrangular irregular networks and related error analysis. **PloS one**, v. 10, n. 5, p. e0127592, 2015.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. Nova York: John Wiley & Sons, 2004.

MACHADO, P. J. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução à hidrogeografia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M. **Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas**. 1.ed. Lavras: Editora UFLA, 2013. 455p.

MORELI, A. P.; PEREIRA, D. P.; SILVA, S. F. Caracterização morfométrica da sub-Bacia Hidrográfica do córrego Cancã, município de Venda Nova do Imigrante - ES, Brasil. **Nucleus**, v. 11, n. 2, p. 385-395, 2014.

ROCHA, J. S. M.; KURTZ, S. M. J. M. **Manual de Manejo Integrado de bacias Hidrográficas**. Santa Maria: Editora da UFSM, 2001. 282 p.

SALES, J. C. A. **Metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na Bacia Hidrográfica do rio Una, Ibiúna/SP**. 2015. 131 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Experimental de Sorocaba, 2015.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; ROMAGNANO, L. F. T.; BERTAGNA, R.; LOURENÇO, R. W. Avaliação do impacto ambiental causado pelas alterações espaço temporal do uso do solo e da cobertura vegetal utilizando o modelo das Cadeias de Markov. **Ciência e Natura**, v. 38, n.3, p. 115-124, 2016.

SALLES, M. H. D.; CONCEIÇÃO, F. T.; ANGELUCCI, V. A.; SIA, R.; PEDRAZZI, F. J. M.; CARRA, T. A.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação Simplificada de Impactos Ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Revista de estudos ambientais**. v. 10, n. 1, p. 6-20. 2008.

SANTOS, D. B.; VIDOTTO, M. L.; BERTINATTO, R.; SOUZA MARCON, G. R., FRIGO, E. P. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio São José, Cascavel, PR. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 2, p. 7-18, 2012.

SEADE - Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Informação dos Municípios Paulistas (IMP)**. Disponível em: < <http://www.imp.seade.gov.br/>>. Acesso em: 14 Out. 2015.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos-SP. Editora Rima, 2004.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Uso de indicadores morfométricos como ferramentas para avaliação de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 2, p. 627-642, 2016.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**. v. 63, n. 10, p. 1117-1142, 1952.

TEODORO, V. L. I.; TEXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de Bacia Hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v. 11, n.1, p.137-156, 2007.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre, RS: Editora da Universidade (UFRGS)/Edusp/ABRH, 2001.943p.

VAEZA, R. F.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; MAIA, A. G.; DISPERATI, A. A. Uso e ocupação do solo em Bacia Hidrográfica urbana a partir de imagens orbitais de alta resolução. **Floresta e Ambiente**, v. 17, n. 1, p. 23-29, 2010.

VELOSO, H. P., RANGEL FILHO, A. L. R. LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal**. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

CAPÍTULO III

ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL DO SOLO

RESUMO

Índices ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre o estado do solo que é um dos recursos naturais de maior importância cuja heterogeneidade, decorrente do processo de formação natural e do uso e manejo antrópico, reflete na variabilidade de seus atributos físicos e químicos. Portanto, nesse estudo construiu-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) que integrou fatores químicos e físicos do solo além das perdas de solo em diferentes regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação da sustentabilidade ambiental do solo. Como resultado, é possível observar que o grande percentual de áreas cobertas por áreas florestais foi responsável por manter as taxas de erosão menores que $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em 93,4% da área de estudo. Em relação à perda de nutrientes do solo, pode-se afirmar que há um déficit de fósforo na Bacia Hidrográfica do Rio Una e que, por conta da fertilização do solo, o carregamento desse nutriente para os corpos de água pode ocasionar ou desencadear processos de eutrofização, que além de esteticamente desagradável causa problemas de odor, sabor e floração de cianobactérias que produzem diferentes tipos de toxinas impactantes à saúde humana. Toda a área de estudo apresentou valores classificados como regulares para o ISAS, indicando que a Bacia Hidrográfica está parcialmente degradada, fato comprovado pela taxa de ocupação por áreas florestais na área de estudo que corresponde a 41% de sua extensão territorial.

3.1. INTRODUÇÃO

Índices e Indicadores ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre o estado do solo, da água e do ar aos responsáveis por sua gestão, contribuindo para uma relação sustentável entre sistema social, econômico e meio ambiente. Devem agregar informações essenciais em simples ou complexas medições de acordo com a dinâmica do processo de tomada de decisões (DEPONTI *et al.*, 2002; MOLLER, 2015). Além disso, devem permitir avaliar uma situação presente e sua tendência de comportamento, bem como estabelecer um termo de comparação em escala temporal e espacial (MARZALL; ALMEIDA, 2000). Portanto, os indicadores de qualidade do solo, da água e do ar podem ser considerados importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões envolvendo questões ambientais.

Segundo Doran e Parkin (1994) um indicador de qualidade do solo resume-se na capacidade do solo de funcionar dentro de limites capazes de sustentar a produtividade de

plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde dos seres vivos. Então, qualidade do solo está relacionada com a capacidade do solo em aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia, integrando as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo (CARTER, 2001; PULLEMAN *et al.*, 2012).

Somado a essas características, um indicador de qualidade do solo deve analisar um conjunto de propriedades do solo e ser acessível a todos os usuários, sem deixar dúvidas sobre os princípios utilizados no processo de avaliação, além de fáceis de medir e, quando possível, ser componente de um banco de dados já existente (DORAN; PARKIN, 1994; MARZALL; ALMEIDA, 2000; PULLEMAN *et al.*, 2012).

Vários estudos foram realizados em busca de um índice ou indicador de qualidade do solo que pudesse refletir o quanto sustentável é o solo de uma determinada região, como os de Vezzani (2009) e Araújo *et al.* (2012) que descreveram teoricamente sobre a qualidade do solo. Monteiro e Ponciano (2012) avaliaram a qualidade do solo em áreas com cana-de-açúcar colhida crua e queimada, enquanto que Maia (2013) propôs um índice de qualidade ambiental em solos cultivados em diferentes ciclos da cultura do meloeiro irrigado. Já Alvarenga *et al.* (2012) propuseram gerar e mapear um índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea a partir de técnicas de geoprocessamento, enquanto que, Motomiya e Eduardo (2006) utilizaram indicadores de fertilidade de solos cultivados com cana-de-açúcar com vistas ao aprimoramento de técnicas de agricultura de precisão utilizando técnicas de geoprocessamento.

Um indicador pode variar entre locais, por exemplo, a infiltração de água no solo não é um bom indicador para áreas de várzeas, porém é um bom indicador para as demais áreas agrícolas (SEYBOLD *et al.*, 1998). Assim, a escolha de determinados atributos do solo pode ser adequada para determinados locais e, ainda, a escolha deve ser restrita a pontos geográficos similares em características biológicas, físicas e químicas do solo (LIEBIG; DORAN, 1999).

Portanto, nesse estudo foram estudados alguns parâmetros físicos e químicos do solo que pudessem refletir o grau de fertilidade dos solos, bem como sua capacidade de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas. A partir disso, elaborou-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) que integrou fatores químicos e físicos do solo além das perdas de solo em diferentes regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação da sustentabilidade ambiental do solo.

3.2. METODOLOGIA

Para a construção do Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) foi gerada, primeiramente, uma base cartográfica que trata da perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Una, a qual foi classificada segundo a perda tolerável para cada tipo de solo presente na área de estudo. Além disso, foram geradas as bases cartográficas da

distribuição espacial dos atributos físicos e químicos do solo, os quais foram classificados, posteriormente, tomando como princípio norteador a qualidade do solo. A partir dessas bases cartográficas classificadas foi possível gerar o mapa do ISAS, sendo que essas etapas de construção do ISAS estão discriminadas nos itens seguintes da Metodologia.

3.2.1. Elaboração do Mapa de Perda de Solo

Para a construção do mapa de perdas de solos foi utilizado a metodologia proposta por Wischmeier e Smith (1978) e adaptada por Renard *et al.* (1997), cujo cálculo da perda de solo por erosão hídrica é obtido através da Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation* - USLE) e Equação Universal de Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation* - RUSLE) respectivamente. A RUSLE utiliza os mesmos fatores da USLE, se diferenciando somente na precisão dos valores do fator erosividade das chuvas e do fator K, que utiliza como parâmetro para seu cálculo a umidade dos solos. Esta metodologia permite estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, de modo a determinar áreas que apresentam maiores ou menores perdas de solos. A USLE é expressa pela Equação (1):

$$A = R . K . LS . C . P \quad (1)$$

Sendo:

A é a perda de solo por unidade de área no tempo ($t.ha^{-1}$);

R é o fator de erosividade da chuva ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$);

K é o fator de erodibilidade do solo ($t.ha.h/ ha.MJ.mm$);

LS é o fator topográfico (adimensional);

C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P é o fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

Os fatores C e P diferenciam-se dos demais fatores por serem antrópicos, pois estão relacionados às formas de ocupação e uso das terras, não sendo dependentes apenas das condições naturais como os fatores R, K e LS.

Para o cálculo da estimativa de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Una foi utilizada a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS 10.1 que efetua operações algébricas em imagens matriciais e, deste modo, possibilitou gerar o mapa de perda de solo.

3.2.1.1. Fator de Erosividade da Chuva (R)

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos de postos pluviométricos do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA), constituindo-

se de séries históricas pluviométricas, com duração mínima de 40 anos, de 15 localidades distribuídas até 100km de distância da Bacia Hidrográfica do Rio Una. Esses dados foram compilados em planilha eletrônica e calculado as médias mensais para aplicação da fórmula proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012) de modo a determinar a erosividade da chuva (R) com base nas médias mensais do Índice de Erosão (IE), como observado na Equação (2). Ainda, segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012) esta equação estima, com relativa precisão, os fatores de erosividade para períodos longos de vinte ou mais anos.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (2)$$

Sendo:

R é o Fator de Erosividade da Chuva (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹);

r é a Precipitação média mensal (mm);

P é a Precipitação média anual (mm).

Os valores de R obtidos para os postos pluviométricos (ANEXO I) foram posteriormente geocodificados no ArcGIS 10.1 para gerar uma malha com grade regular de 1000X1000m utilizando o interpolador Vizinho Natural, esta técnica não extrapola os valores, resolvendo a interpolação somente para o interior do domínio dos dados. A partir dessa malha regular foram extraídos pontos com os valores de R para serem interpolados pelo método IDW (*Inverse Distance Weighting*) por assumir que cada ponto de contribuição tem influência local que diminui com a distância. Segundo Mello *et al.* (2003) e Gardiman Jr *et al.* (2012) este interpolador é amplamente utilizado com o expoente igual a dois para espacializar dados pluviais apresentando bons resultados, razão pela qual foi utilizado nesse estudo.

3.2.1.2. Fator de Erodibilidade do Solo (K)

O fator de erodibilidade do solo (K) foi calculado de forma indireta através da expressão de Bouyoucos (MANNIGEL *et al.*, 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012) que considera apenas as porcentagens das frações de areia, silte e argila, conforme a Equação (3):

$$K = \left(\frac{\% \text{ Areia} + \% \text{ Silte}}{\% \text{ Argila}} \right) \times \frac{1}{100} \quad (3)$$

Sendo:

K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ ha.MJ.mm);

% areia, % silte e % argila representaram as porcentagens das respectivas frações de uma amostra de solo.

As frações de argila, silte e areia (em porcentagem) foram mensuradas pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC) através do método do densímetro (CAMARGO *et al.*, 2009) para 35 pontos amostrais distribuídos regularmente na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Os valores de K (ANEXO II) obtidos para cada ponto amostral foram geocodificados no ArcGIS 10.1 e interpolados pelo método IDW (Inverse Distance Weighting). Silva *et al.* (2008) e Souza *et al.* (2010) concluíram em seus estudos que este interpolador com expoente igual a 2 apresenta resultados satisfatórios para estimar a distribuição de atributos físicos e químicos dos solos, razão pela qual foi utilizado nesse estudo.

3.2.1.3. Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico foi calculado através da Equação (4) proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012) para a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação a uma parcela unitária de 25 metros de comprimento com 9% de declive. Essa equação foi adaptada ao ambiente do ArcGIS 10.1 utilizando as ferramentas *Math* e *Map Algebra* que possibilitam efetuar operações algébricas em imagens matriciais.

$$LS = 0,00984 \times L^{0,63} \times S^{1,18} \quad (4)$$

Sendo:

LS é o fator topográfico (adimensional);

L é o comprimento de rampa (vertente) em m;

S é a declividade (%).

Para determinar o fator de comprimento de rampa (L) foi empregado o algoritmo de Desmet e Govers (1996) baseado nas equações de Foster e Wischmeier (1974) expresso pela Equação (5). Esse algoritmo utiliza o conceito de contribuição de área e foi utilizado com sucesso por Silva (2004), Farinasso *et al.* (2006) e Freitas *et al.* (2007) em seus estudos para avaliar perdas de solo em Bacias Hidrográficas, razão pela qual foi utilizado nesse estudo.

$$L_{i,j} = \frac{\left[(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1} \right]}{\left[D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times (22,13)^m \right]} \quad (5)$$

Sendo:

$L_{i,j}$ é o fator de comprimento de rampa de uma célula com coordenadas (i, j) em m;

$A_{i,j-in}$ é a área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) em m²;

D é o tamanho da célula (*pixel*) em m;

$x_{i,j}$ é o valor da direção de fluxo;

m é o coeficiente da declividade que assume os valores: 0,5, se $s \geq 5\%$ (s é a declividade em %); 0,4, se $3\% \leq s < 5\%$; 0,3, se $1\% \leq s < 3\%$; e 0,2, se $s < 1\%$.

Para cada pixel calcula-se o coeficiente de declividade, a direção de fluxo e a quantidade de fluxo acumulado, facilitando o cálculo do $L_{i,j}$. Assim, a partir do mapa de declividade e com o auxílio das ferramentas *Math* e *Hydrology* do ArcGIS 10.1, foi determinado o coeficiente da declividade (m), a direção de fluxo que gerou o mapa de $x_{i,j}$ e o fluxo acumulado que multiplicado pela área de cada célula ($1m^2$) gerou o mapa da área de contribuição ($A_{i,j-in}$). O tamanho da célula (D), como foi definido para todas as coberturas neste trabalho, foi de 1 m.

O mapa de Declividade (S) foi elaborado a partir da interpolação dos dados de elevação do terreno extraídos de cartas topográficas do Instituto Geográfico Cartográfico (IGC) na escala 1:10.000 (folhas: 094/096; 095/095; 095/096; 096/095; 096/096; 097/095; 097/096; 097/094 e 098/095) e por pontos cotados coletados em campo na área de estudo pelo método de interpolação TIN (*Triangulated Irregular Network*) que consiste em uma estrutura poliédrica cujos elementos básicos são triângulos (FELGUEIRAS, 2001; MARTELI; PIROLI, 2015).

3.2.1.4. Fator de Uso, Manejo e Práticas Conservacionistas do Solo (CP)

Segundo Medeiros *et al.* (2010), dentre os fatores que compõem a RUSLE, o fator C é o que apresenta maiores incertezas, uma vez que, encontraram em seus estudos, uma grande variabilidade em comparação aos outros fatores para uma mesma área de estudo, com valores máximos e mínimos variando 74 vezes, enquanto que, outros fatores como o de erodibilidade e topográfico variaram até 2 e 5 vezes respectivamente. Bertol *et al.* (2001) e Bertoni e Lombardi Neto *et al.* (2012) atribuem a essa incerteza, a dinâmica do uso do solo agrícola e a necessidade de determinar com precisão a cultura e o manejo praticado. Amorim *et al.* (2010) corroborando com essas afirmações, concluíram em seus estudos que os maiores desvios encontrados nas estimativas da RUSLE são explicados, em parte, pela falta de dados para a determinação precisa deste fator no Brasil.

Visto isso, para determinar o fator C foi utilizado *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), visto a relação que há entre eles, onde o fator C aumenta à medida que o NDVI diminui, fato observado em função da diminuição da proteção oferecida pela cobertura vegetal, indicada pela diminuição no NDVI. Karaburun (2010) e Anache *et al.* (2014) estudaram a correlação e formulação de uma equação entre o fator C e o NDVI obtendo resultados expressivos em seus estudos, enquanto que, Carvalho *et al.* (2014) escalonaram os valores do NDVI a partir de uma equação conhecida para o fator C obtendo resultados significativos para a distribuição do fator C em seus estudos, razão pela qual o tratamento do fator C por imagens de NDVI foi utilizado com adaptação para este

estudo. O NDVI foi gerado a partir da banda espectral do infravermelho próximo (IP) e a banda do vermelho (V) do satélite SPOT5 como mostrado na Equação (6):

$$NDVI = \frac{(IP - V)}{(IP + V)} \quad (6)$$

Após gerar a imagem do NDVI, utilizou-se o mapa de uso do solo e cobertura vegetal, que foi gerado a partir da imagem do satélite SPOT5 pelo método da classificação supervisionada multivariada de Máxima Verossimilhança do *software* ArcGIS 10.1, para identificar e segregar os usos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Os usos segregados para obter os valores do fator C para utilização da imagem do NDVI foram: Agricultura com Culturas Perenes e Culturas Temporárias, Pastagens, Campos Sujos, Área Florestal e Edificações Antrópicas Presentes em Áreas Rurais, este último foi considerado, pois não há uma impermeabilização do solo nessas áreas. A partir desses usos do solo foi gerado um plano de informação (PI) para a extração dos valores do NDVI dessas áreas.

As escalas dos valores de NDVI e do fator C são inversas e não têm a mesma proporcionalidade, pois o NDVI varia de -1 a 1 e o fator C de 0 a 1 (Tabela 3.1). Para o NDVI, as áreas com mais cobertura vegetal apresentam valores tendendo a 1, enquanto que, para o fator C os valores mais próximos de 1 se referem aos locais menos vegetados.

Tabela 3.1. Fator C para alguns usos do solo

Usos do Solo	Fator C
Mata e vegetação nativa ⁽³⁾	0,0004
Reflorestamento de eucalipto ⁽³⁾	0,0470
Agricultura de sequeiro ou irrigada ⁽²⁾	0,1800
Pastagem degradada ⁽¹⁾	0,0500
Pastagem Nativa ⁽¹⁾	0,0050
Área Urbana ⁽¹⁾	0,0000
Corpos de água (lagos) ⁽¹⁾	0,0000
Cursos de água (rios) ⁽¹⁾	0,0000
Solo exposto (arado e ou gradeado desprovido de cobertura vegetal) ⁽¹⁾	1,0000

Fonte: ⁽¹⁾Stein *et al.* (1987), ⁽²⁾Silva (2004), ⁽³⁾Silva *et al.* (2010).

Dessa forma, foi proposta uma nova Equação (7) para que os valores de NDVI ficassem com a mesma proporcionalidade do fator C baseando-se nos valores de mata e agricultura presentes na Tabela 1, uma vez que, foram utilizados os valores médios do NDVI de áreas com uso do solo conhecidos de 0,8974 e - 0,6923 correspondentes às áreas de mata e agricultura, respectivamente, identificados na área de estudo.

$$NDVI_{esc} = -0,1130 \times NDVI + 0,1018 \quad (7)$$

Sendo:

NDVI_{esc} é o valor escalonado do NDVI

Para os usos do solo classificados como edificações urbanas e lagos foi gerado um PI a parte e atribuído o valor igual a zero, enquanto que, para o restante do PI foi atribuído o valor igual a 1. Posteriormente, foi utilizada a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS 10.1 para multiplicar o PI que contém os valores de NDVI escalonados pelo PI que contém os valores do uso do solo para edificações urbanas e lagos gerando assim o mapa do fator C.

O fator (P) é a relação entre a intensidade de perdas de terra com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). Para o fator P foi atribuído o valor 1, adotando-se a metodologia proposta por Lee (2004) e Aziz *et al.* (2012), que recomenda que se não existem práticas conservacionistas no solo, deve ser atribuído o valor 1 ao fator P e ainda ressaltam que os efeitos dos dois fatores (C e P) podem ser avaliados conjuntamente devido à estreita relação entre ambos. Assim os fatores C e P foram analisados como um único fator neste estudo, uma vez que, durante os trabalhos de campo não foi encontrado o uso de práticas conservacionista ao longo da Bacia Hidrográfica.

3.2.1.5. A coleta e os parâmetros utilizados para avaliação da qualidade do solo

Os parâmetros que foram utilizados para avaliar a qualidade do solo na Bacia Hidrográfica foram o Potencial Hidrogeniônico pH, a Matéria Orgânica (MO), o Cálcio (Ca), o Magnésio (Mg), o Fósforo (P), o Potássio (K), a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e a Saturação por Bases (V%). O pH foi utilizado devido aos vegetais apresentarem uma baixa capacidade de tolerância ou sensibilidade à acidez do solo e, também porque a disponibilidade de cálcio, magnésio, manganês e outros micronutrientes dependem da acidez do solo (RIBEIRO *et al.*, 1999). Enquanto que, os nutrientes (Ca, Mg, P e K) e a MO foram considerados nesse estudo pois são elementos essenciais para o crescimento e manutenção do metabolismo das plantas, além disso, a matéria orgânica protege o solo contra a erosão, armazena água no solo e ajuda manter o equilíbrio das propriedades físicas do solo (RAIJ *et al.*, 1996; RIBEIRO *et al.*, 1999; CANELLAS; SANTOS, 2005).

Adotou-se a CTC como parâmetro nesse estudo, pois ela pode ser utilizada tanto para a caracterização pedológica como para a avaliação da fertilidade do solo e fixação de metais pesados, estes últimos podem ficar retidos e fixados no solo contaminando-o. A CTC é resultado da soma dos cátions trocáveis: potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e alumínio (Al^{3+}), de acidez total a pH igual a 7. Optou-se pelo uso do parâmetro saturação de bases (V%), pois esse parâmetro permite conhecer o nível de fertilidade do solo, uma vez que, baixo valor de V% representa uma maior adsorção de Al^{3+} e H^+ e quantidades menores dos cátions básicos K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , adsorvidos nos colóides do solo. O Al^{3+} em excesso é tóxico para as plantas e ocorre nos solos ácidos comprometendo o desenvolvimento radicular das plantas e menor absorção de água e nutrientes. A saturação de bases, em porcentagem, é resultado da soma dos cátions trocáveis K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} divididos pela CTC a pH igual 7 multiplicados por 100%. Solos com V% menor que 50% são chamados de não férteis, de baixa fertilidade ou "distróficos", enquanto que, solos com

V maior que 50% são chamados de "eutróficos" ou férteis, pois são ricos em nutrientes, especialmente Ca (RAIJ *et al.*, 1996; RIBEIRO *et al.*, 1999; ANDREOTTI *et al.*, 2001; BERNARDINO *et al.*, 2005; BERNARDINO *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2008).

A coleta de solo na Bacia Hidrográfica para análise dos atributos do solo foi realizada nos dias 30 e 31 de outubro de 2014. Nesse processo foi utilizado um GPS de navegação da marca *Garmim* modelo *Etrex Vista* de 12 canais com antena interna e exatidão nominal de 15m para se localizar e locomover na Bacia Hidrográfica, bem como um mapa planialtimétrico impresso da área de estudo, além disso, foi utilizado um trado de caneco, um enxadão e uma pá conforme recomendações técnicas para a coleta de solo na profundidade de 0 a 20 cm contidas no Boletim Técnico 100 do Instituto Agrônomo de Campinas - IAC (RAIJ *et al.*, 1996). As análises foram efetuadas nos laboratórios do IAC segundo os métodos de análise química, mineralógica e física de solos contidos no Boletim Técnico 106 do IAC (CAMARGO *et al.*, 2009).

3.2.2. Distribuição dos pontos de amostragens

A Bacia Hidrográfica do Rio Una foi seccionada em Baixo, Médio e Alto Una para a distribuição dos pontos de amostragens de solo. Para essa divisão, utilizou-se o perfil topográfico (longitudinal) do curso de água principal (Figura 2.1), as declividades mais acentuadas do curso de água principal e a densidade drenagem (Tabela 2.2).

Figura 3.1. Perfil Topográfico do Curso de Água Principal

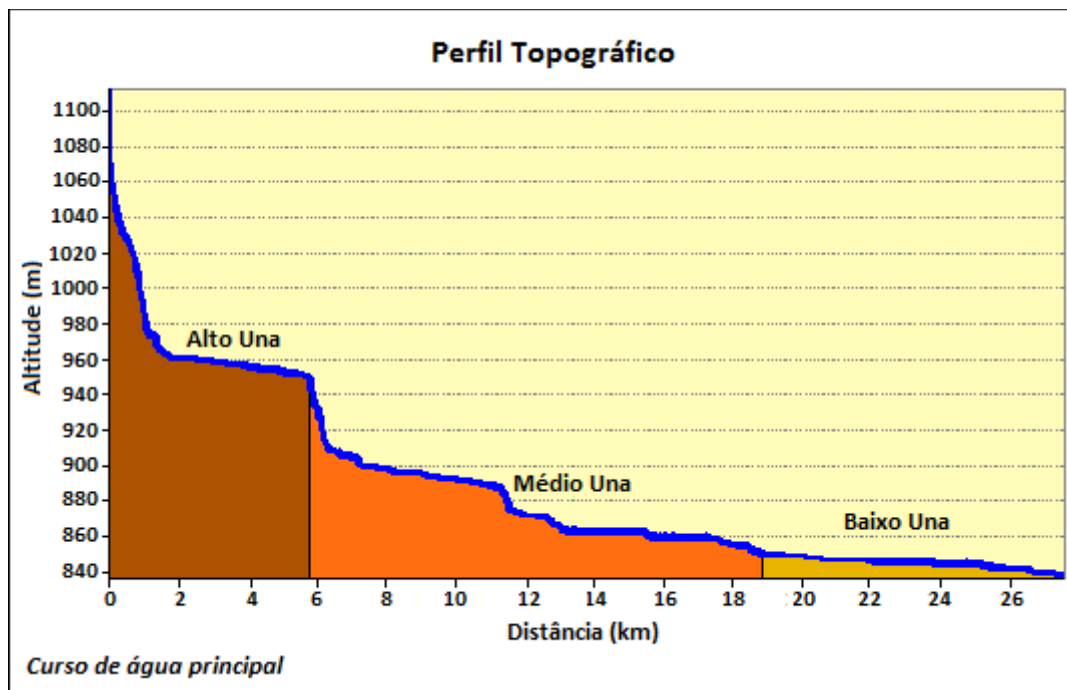


Tabela 3.2. Dados Morfométricos do Baixo, Médio e Alto Una

Divisão da Bacia Hidrográfica do Una	Variação altimétrica (m)	Comprimento total dos cursos de água (km)	Área total (A) em km ²	Densidade de Drenagem (Dd)
Baixo Una	836 - 850	54,38	22,07	2,5
Médio Una	940 - 850	150,17	53,84	2,8
Alto Una	940 - 1175	72,79	20,51	3,5

Os valores morfométricos obtidos são bastante distintos e servem para caracterizar cada compartimento da Bacia Hidrográfica, sendo que o curso de água principal utilizado para calcular o perfil topográfico tem uma extensão aproximada de 27.616 metros (Figura 3.1).

Visto isso, os pontos de amostragens do solo foram distribuídos regularmente na Bacia Hidrográfica em uma malha quadrada com medidas laterais iguais a 1600m, considerando o mapa de uso do solo e cobertura vegetal. Para a quantificação dos pontos de amostragens foi considerado a área que cada uso do solo apresentava no Baixo, Médio e Alto Una, pois foi definido que deveria haver pelo menos uma amostragem de cada um dos usos do solo nesses compartimentos da Bacia Hidrográfica.

Para isso, foi considerado que caso a área de um determinado uso do solo fosse maior que a média, a área desse uso do solo seria dividida pela média e o seu valor indicaria quantos daquele uso do solo deveria haver naquele compartimento da Bacia Hidrográfica (Equação 8), caso contrário, seria atribuído o valor 1, que indica que deve haver pelo menos uma amostragem desse uso do solo (Equação 9).

$$\text{Se } A_{uso} > M_c \therefore N_{amostra} = \frac{A_{uso}}{M_c} \quad (8)$$

$$\text{Se } A_{uso} \leq M_c \therefore N_{amostra} = 1 \quad (9)$$

Sendo:

A_{uso} é área de um determinado uso do solo no Baixo, Médio ou Alto Una;

M_c é a média das áreas dos usos do solo no Baixo, Médio ou Alto Una;

$N_{amostra}$ é o número de amostras.

A Tabela 3.3 mostra os usos do solo e cobertura vegetal adotados para a amostragem de solo com suas respectivas áreas no Baixo, Médio e Alto Una, enquanto que, a Tabela 3.4 mostra o número de amostras pertencentes ao conjunto dos números naturais para cada tipo de uso do solo no Baixo, Médio e Alto Una, conforme as sentenças estabelecidas nas Equações 8 e 9.

Tabela 3.3. Classes de uso do solo e cobertura vegetal com suas respectivas áreas no Baixo, Médio e Alto Una

Classes de Uso do Solo e Cobertura Vegetal	Área por classes (ha)	Baixo	Médio	Alto
		Área (ha)	Área (ha)	Área (ha)
Agricultura com Culturas Temporárias	2204,0	338,4	1605,7	260,0
Agricultura com Culturas Perenes	229,3	21,4	144,9	62,9
Campos Sujos	1009,6	289,0	594,5	126,2
Área Florestal	3945,0	877,8	2084,7	982,6
Pastagens	1136,4	136,7	448,5	551,2
Área Total (ha)	8524,4	1663,3	4878,2	1982,9
Média da área (ha)	1704,9	332,7	975,6	396,6

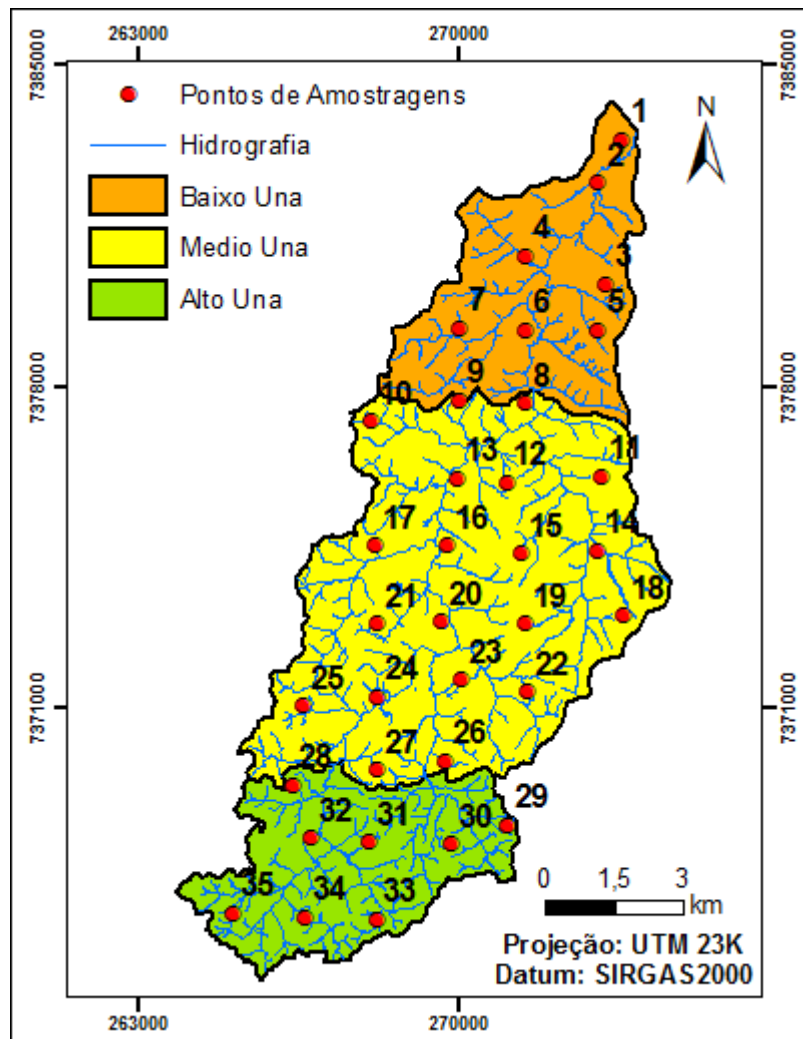
Tabela 3.4. Número de pontos de amostragem presentes no Baixo, Médio e Alto Una

Classes de Uso do Solo e Cobertura Vegetal	Baixo	Médio	Alto	Total
Agricultura com Culturas Temporárias	1	5	1	7
Agricultura com Culturas Perenes	1	3	1	5
Campos Sujos	1	3	1	5
Área Florestal	3	6	3	12
Pastagens	1	3	2	6
Total	7	20	8	35

Uma vez definida a quantidade de pontos de amostragens para cada uso do solo por compartimento da Bacia Hidrográfica (Baixo, Médio e Alto Una) foi distribuído os pontos espacialmente, levando em consideração o uso do solo, o espaçamento entre os pontos de amostragens de forma a buscar uma distribuição destes em uma malha regular para facilitar a interpolação dos dados, além da proximidade com estradas para facilitar o acesso aos pontos coleta do solo.

A Figura 3.2 mostra a distribuição dos pontos de amostragens do solo ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

Figura 3.2. Localização dos pontos de amostragens na Bacia Hidrográfica do Rio Una



3.2.3. Análise Estatística Espacial dos Pontos Amostrados

O solo é um dos recursos naturais de maior importância cuja heterogeneidade, decorrente do processo de formação natural e do uso e manejo antrópico, reflete na variabilidade de seus atributos físicos e químicos. Por isso, a geoestatística foi utilizada para avaliar a variabilidade espacial dos atributos do solo estudados como potássio, fósforo, cálcio, magnésio, matéria orgânica (MO), Potencial Hidrogeniônico (pH), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e Saturação por Bases do Solo (V%) na camada de 0 a 20 cm de profundidade (ANEXO III), sendo a dependência espacial expressa através da função de semivariância $\hat{\gamma}(h)$, estimada pela Equação (10):

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (10)$$

Sendo:

$N(h)$ são os valores amostrados de um determinado atributo do solo estudado, $Z(x_i)$ e $Z(x_i+h)$, separados pela distância h .

O gráfico de $\hat{\gamma}(h)$ versus os valores correspondentes de h é chamado de semivariograma (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Constatada a presença de dependência espacial entre os dados, foram realizadas inferências para estimar os valores dos atributos do solo estudados em locais não amostrados e depois confeccionado os mapas da distribuição destes atributos na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Para isso, utilizou-se o método de interpolação da Krigagem ordinária que utiliza um estimador linear não viciado com mínima variância e leva em consideração a estrutura de variabilidade encontrada para o atributo (YAMAMOTO; LANDIM, 2013) sendo definido pela Equação (11):

$$Z_{KO}^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (11)$$

Sendo:

Z_{KO}^* é o estimador para um ponto (x_0) da região;

λ_i ($i=1,n$) são os pesos usados na estimativa;

$Z(x_i)$ ($i=1,n$) é o conjunto de n dados disponíveis.

A construção do estimador, na Krigagem ordinária, não requer o conhecimento inicial da média estacionária da amostragem, porém requer que a soma dos pesos ($\sum_{i=1}^n \lambda_i$) seja igual a 1. Uma necessidade da Krigagem ordinária é que os valores amostrados não apresentem tendência, portanto, foi avaliado se o conjunto de dados apresentava ou não tendência (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Para análise geoestatística, os modelos teóricos usados para ajuste foram: esférico, exponencial e gaussiano. A validação e escolha do modelo mais adequado foi baseada na média dos erros (ME), na média dos erros de predição padronizados (MS), raiz quadrada da média do quadrado das diferenças entre os valores estimados e o verdadeiro (*Root-Mean-Square – RMS*), erro padrão da média do erro de predição (*Average Standard Error – ASE*) e raiz quadrada da média do quadrado das diferenças entre os valores estimados e o verdadeiro padronizado (*Root-Mean-Square-Standardized – RMSS*). Para predições não viesadas (que representam o valor real), ME e MS devem ter valores próximos de zero e RMS e ASE tenham valores próximos, o que diminui a incerteza associada quanto às predições e, ainda, para uma maior acurácia RMS deve apresentar baixos valores, o que indica uma menor variabilidade entre os valores preditos e os respectivos valores verdadeiros. Para o valor de RMSS, se for superior a 1, a variabilidade da predição está sendo subestimada, caso contrário, superestimada, assim o valor ideal é o mais próximo possível de 1 (TATALOVICH *et al.*, 2006; GEORGAKARAKOS; KITSIOU, 2008; PASINI *et al.*, 2014).

Essa análise foi desenvolvida no *software* ArcGIS 10.1. Esse ajuste permitiu a partir do semivariograma definir os seguintes parâmetros: efeito pepita (C_0), patamar (C) e alcance (a). O alcance é a distância a partir da qual não ocorre mais dependência espacial entre as amostras, enquanto, o efeito pepita é o valor da função na origem ou descontinuidade do semivariograma. Já o patamar, por sua vez, consiste no valor onde o semivariograma se estabiliza e as amostras se tornam independentes (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Além disso, foi verificado se havia casos de anisotropias, o que no contexto da Geoestatística, significa dizer que há direções privilegiadas que condicionam a gênese do fenômeno, a qual é percebida nos semivariogramas quando o alcance ou o patamar, ou ambos, variam conforme a direção. Para isso, foram gerados os semivariogramas direcionais, e as direções frequentemente utilizadas são 0°, 45°, 90° e 135° com tolerância angular de 22,5° (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Para avaliar a dependência espacial do fenômeno utilizou-se o Índice de Dependência Espacial (IDE) proposto por Cambardella *et al.* (1994) que utiliza o efeito pepita (C_0) e a contribuição (C) em seus cálculos, sendo expresso pela Equação (12) com a seguinte classificação para os seus valores: se $IDE \leq 25\%$ o fenômeno tem forte dependência espacial; entre 25% e 75% tem dependência espacial moderada e $\geq 75\%$ tem fraca dependência espacial.

$$IDE = \left(\frac{C_0}{C_0 + C} \right) \times 100 \quad (12)$$

Segundo o que Corá *et al.* (2004), Silva *et al.* (2008) e Souza *et al.* (2010) concluíram em seus estudos, este interpolador é o que apresenta os melhores resultados para estimar a distribuição de atributos físicos e químicos dos solos, razão pela qual foi utilizado nesse estudo.

3.2.4. Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo

Para gerar o indicador de qualidade do solo, os mapas com a distribuição dos atributos do solo foram classificados segundo faixas de valores estabelecidas pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) e pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais que estudam a fertilidade dos solos nos Estados de São Paulo e Minas Gerais (RAIJ *et al.*, 1996; RIBEIRO *et al.*, 1999). A Tabela 3.5 mostra as faixas com classificações de Muito Baixo a Muito Alto de fertilidade do solo para fins de agricultura que foram usadas para compor o índice de sustentabilidade do solo. Os valores apresentados na Tabela 3.5 foram adaptados para que suas unidades coincidissem com as unidades amostradas em kg/tonelada de solo, com exceção aos valores da CTC. Para isso, foi alterado a unidade de medida dos nutrientes de cmolc/dm^3 e mg/dm^3 para kg/tonelada de solo e da matéria orgânica de g/dm^3 para kg/tonelada de solo. A alteração da unidade

dos nutrientes estudados e da matéria orgânica foi necessária para que, posteriormente, pudesse ser calculada a perda (em kg) desses atributos do solo na Bacia Hidrográfica.

Tabela 3.5. Classificação da fertilidade dos atributos do solo

Parâmetros	Un.	Classificação				
		Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
K ⁽¹⁾	Kg/t	0 a 0,27	0,28 a 0,59	0,60 a 1,17	1,18 a 2,35	> 2,35
P (Matas) ⁽¹⁾	Kg/t	0 a 0,002	0,003 a 0,005	0,006 a 0,008	0,009 a 0,016	> 0,016
Ca ⁽²⁾	Kg/t	0 a 0,08	0,09 a 0,24	0,25 a 0,48	0,49 a 0,80	> 0,80
Mg ⁽²⁾	Kg/t	0 a 0,02	0,03 a 0,05	0,06 a 0,11	0,12 a 0,18	> 0,18
MO ⁽²⁾	Kg/t	≤ 7	7,1 a 20	20,1 a 40	40,1 a 70	> 70
pH ⁽²⁾	-	> 7	6,1 a 7	5,5 a 6,0	4,5 a 5,4	< 4,5
V ⁽¹⁾	%	0 a 25	26 a 50	51 a 70	71 a 90	> 90
CTC ⁽²⁾	mmol _c /dm ³	≤ 8	8,1 a 23	23,1 a 46	46,1 a 80	> 80

Fonte: Adaptado de ⁽¹⁾Raij *et al.* (1996) e ⁽²⁾Ribeiro *et al.* (1999)

No ArcGIS 10.1 foi atribuído valores a essas faixas de classificações (Tabela 3.5) que variavam de 1 a 5, onde 1 indicava péssima qualidade e 5 ótima qualidade conforme pode ser visto na Tabela 3.6. Somente aos valores do pH foram atribuídos valores diferentes dos demais atributos, uma vez que, segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais para classificação agrônômica, valores entre 5,5 a 6,0 são considerados adequados, enquanto que, os valores que não se encontram nesse intervalo são considerados inadequados. Para os valores de pH classificados como adequado foi atribuído valor igual a 5 e para os classificados como inadequado valores iguais a 1 e 3.

Tabela 3.6. Valores numéricos das classes de qualidade dos atributos do solo

Parâmetros	Classificação				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
K	1	2	3	4	5
P (Matas)	1	2	3	4	5
Ca	1	2	3	4	5
Mg	1	2	3	4	5
MO	1	2	3	4	5
pH	1	3	5	3	1
V	1	2	3	4	5
CTC	1	2	3	4	5

O mapa da distribuição de perda de solos foi reclassificado de acordo com a tolerância de perda de solo para o Estado de São Paulo calculada por Mannigel *et al.*

(2002). Para isso, utilizou-se o mapa pedológico do Estado de São Paulo produzido pelo IAC na escala de 1:500.000, onde o mapa foi vetorizado nos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Una, sendo identificado três classes de solos: o PVA18 (Argissolos Vermelhos-Amarelos distróficos A moderado textura média/argilosa e argilosa relevo ondulado e forte ondulado); o LVA1 (Latosolos Vermelhos-Amarelos distróficos A moderado textura argilosa relevo forte ondulado) e o LVA17 (Latosolos Vermelhos-Amarelos distróficos relevo ondulado + Cambissolos Háplicos distróficos relevo ondulado e forte ondulado ambos A moderado textura argilosa).

Os valores verificados de tolerância de perda de solo para o PVA18, LVA1 e LVA17 foram de, respectivamente, 9,06t/ha.ano, 11,53t/ha.ano e 13,12t/ha.ano, sendo que o valor do LVA17 é resultado de uma média entre os valores do Latossolos Vermelhos-Amarelos distróficos A moderado textura argilosa (11,53t/ha.ano) e Cambissolos Háplicos distróficos A moderado textura argilosa (14,70t/ha.ano).

A partir do mapa pedológico e do mapa de distribuição de perda de solo foi realizado uma operação algébrica de subtração dos mapas utilizando a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS 10.1. O mapa de tolerância de perda de solo foi subtraído do mapa de perda de solo, sendo que os valores negativos ou iguais a zero indicam que a perda de solo é tolerável, enquanto que, os valores positivos e maiores que zero indicam que a perda de solo está acima do tolerável. Para a classificação da perda de solo como tolerável atribuiu-se o valor igual a 5 e para a classificação da perda de solo acima do tolerável foi atribuído o valor igual a 1.

Para o cálculo final do índice de sustentabilidade do solo foi utilizado todos os planos de informação dos atributos do solo classificados, bem como o mapa de perda de solo classificado em tolerável e intolerável. Foi calculada a média entre esses planos de informação resultando no plano de informação do Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) com valores que podem variar de 1 a 5. Para essa operação algébrica foi utilizado a ferramenta *Map Algebra* do ArcGIS 10.1. Posteriormente, esse plano de informação resultante foi escalonado utilizando a Equação (13) para que o valor final do índice de qualidade do solo variasse de 0 a 1.

$$ISAS_{esc} = 0,25 \times ISAS - 0,25 \quad (13)$$

Sendo:

$ISAS_{esc}$ é o valor final escalonado do Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo

ISAS é o valor do Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo

3.2.5. ISAS por Sub-Bacias Hidrográficas

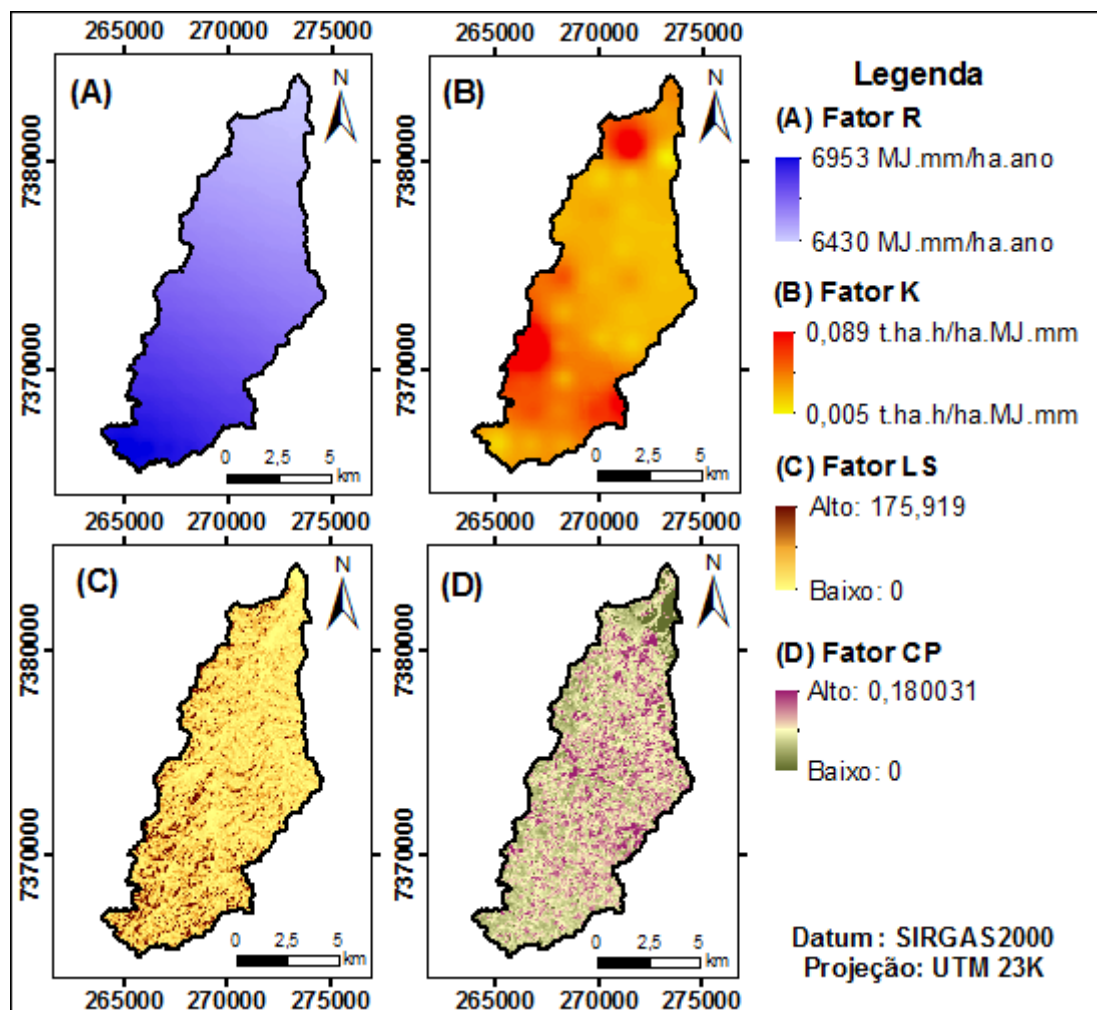
Para quantificar o Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) por Sub-Bacias Hidrográficas, foi extraída a média dos valores apresentados no mapa do ISAS para cada Sub-Bacia Hidrográfica. A partir disso, foi possível estabelecer o valor final do ISAS

para cada Sub-Bacia Hidrográfica presente na área de estudo. Posteriormente, foi calculado o valor geral do ISAS para a Bacia Hidrográfica do Rio Una através de uma média ponderada pelas áreas de cada Sub-Bacia Hidrográfica com a área total da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

3.3. RESULTADOS

Os resultados da análise da erosividade das chuvas (R) na área de estudo (Figura 3.3A) mostram que o valor médio anual encontrado para a área de estudo foi de 6.660 MJ.mm.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo que a região sul da Bacia Hidrográfica apresenta maior intensidade de chuvas e por consequência tem o valor de erosividade maior. De forma geral, a área em estudo apresentou baixa variabilidade espacial da erosividade das chuvas, variando de 6.430 a 6.953 MJ.mm.ha⁻¹.ano⁻¹ (Figura 3.3A). Essa constância da erosividade deve-se ao tamanho da área estudada (96,4Km²), tornando possível maior uniformidade da distribuição da chuva sobre a mesma.

Figura 3.3. Mapas dos fatores utilizados na USLE



Os valores de erodibilidade do solo (Fator K) obtidos pela Equação (3) de acordo com os valores de granulometria amostrados em campo, a região sul da Bacia Hidrográfica (Figura 3.3B) apresenta os maiores valores, entretanto, é a área mais preservada da bacia, o que ameniza a perda de solo devido a presença de cobertura vegetal (área florestal). Em uma pequena parte da região norte da Bacia Hidrográfica há presença de altos valores de erodibilidade e como na região sul da Bacia Hidrográfica há também a presença de cobertura vegetal amenizando a perda de solo.

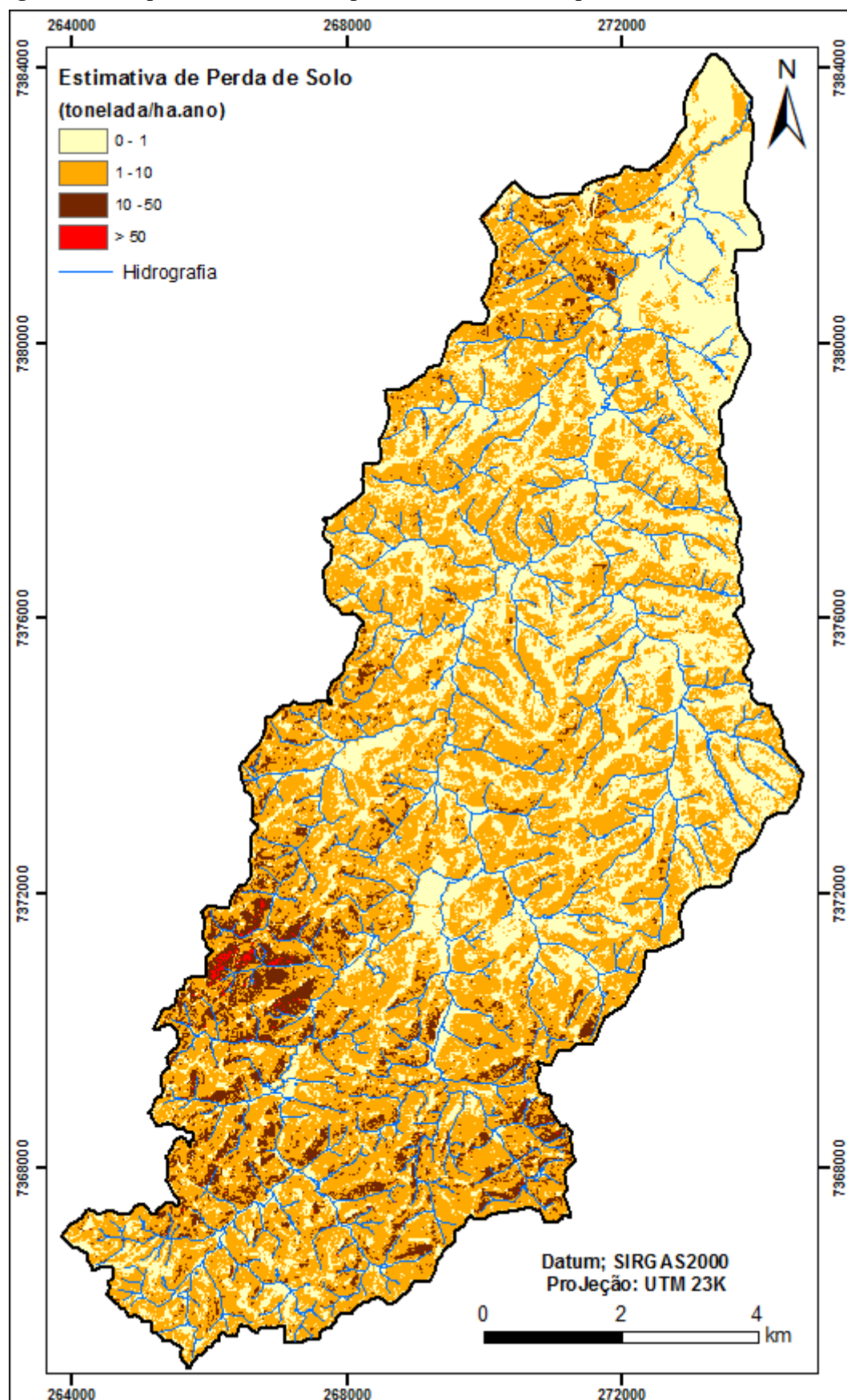
O valor médio de erodibilidade do solo para este estudo foi de 0,02 t.ha.h/ha.MJ.mm, apresentando grande variabilidade espacial em sua distribuição na bacia com valor mínimo de aproximadamente 0,004 t.ha.h/ha.MJ.mm e valor máximo de aproximadamente 0,089 t.ha.h/ha.MJ.mm, os quais estão dentro da faixa de valores extremos aceitáveis para o Estado de São Paulo (MANNIGEL *et al.*, 2002).

O Fator LS (Figura 3.3C) representa a relação entre a declividade (em %) pelo comprimento de rampa (em metros) que potencializa a força erosiva da água (SILVA, 2004; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; SILVA *et al.*, 2016). Na Figura 3.3C é possível identificar as áreas onde o Fator LS tem maior influência, como na porção sul da bacia, que apresenta as maiores altitudes e declividades. A área com os menores valores para o Fator Topográfico é a região norte, onde se localiza a área urbana do município e as menores altitudes e declividades verificadas na bacia.

Os maiores valores encontrados do fator CP (Figura 3.3D) estão no Médio Rio Una, onde a prática da agricultura é mais intensa. Na região norte há presença de valores nulos devido a presença de áreas urbanizadas, uma vez que, essas áreas geralmente apresentam grandes percentuais de áreas impermeabilizadas, e desta maneira, não expõe o solo aos processos erosivos, com exceção para as áreas que não apresentam nenhum tipo de cobertura. Há outras áreas com valores do fator CP nulo espalhadas por toda área de estudo que correspondem aos corpos de água, sendo que, juntas, as áreas urbanizadas e os corpos de água correspondem a aproximadamente 3,56% da área total da Bacia Hidrográfica.

As perdas de solo estimadas para 36,92% da área de estudo apresentam valor menor que 1 t/ha.ano e correspondem às áreas mais planas e/ou urbanizadas da Bacia Hidrográfica (Figura 3.4), enquanto que, mais de 93,4% da área de estudo apresentou perdas de solos abaixo de 10 t/ha.ano podendo ser classificada, segundo FAO (1980), como de baixa susceptibilidade à erosão, ou seja, apresenta nenhuma ou ligeira perda de solo. Observa-se ainda que apenas 0,17% da área apresentou perda de solos acima 50 t/ha.ano e, segundo FAO (1980), estas áreas se enquadram na classe de alto grau de susceptibilidade à erosão. As áreas com perda de solos acima de 50 t/ha.ano encontram-se em regiões com declividades média de aproximadamente 67,35%, ou seja, regiões com altas declividades e, portanto, a declividade, neste caso, é o principal fator atuante na perda de solos.

Figura 3.4. Mapa da estimativa de perdas anuais de solo por erosão da área de estudo



Essa Bacia Hidrográfica pode ser classificada como de baixa susceptibilidade à erosão ou perda de solo, uma vez que, a perda de solo média estimada para a região é de aproximadamente 3,22 t/ha.ano. Estes resultados evidenciam a importância das áreas que apresentam cobertura florestal preservada, visto que essa Bacia Hidrográfica tem aproximadamente 41% de sua extensão territorial dominada por áreas florestais.

As áreas que apresentaram alta perda de solo são dominadas declividades acentuadas com presença de atividades agrícolas, o que evidencia a adoção de práticas conservacionistas para minimizar a degradação do solo.

Através dos parâmetros mostrados na Tabela 3.7 da análise geoestatística efetuada por meio do ajuste do modelo teórico ao semivariograma experimental é possível observar que os atributos do solo estudados apresentaram forte dependência espacial por meio do cálculo do IDE (CAMBARDELLA *et al.*, 1994).

Tabela 3.7. Parâmetros da análise geoestatística dos atributos do solo

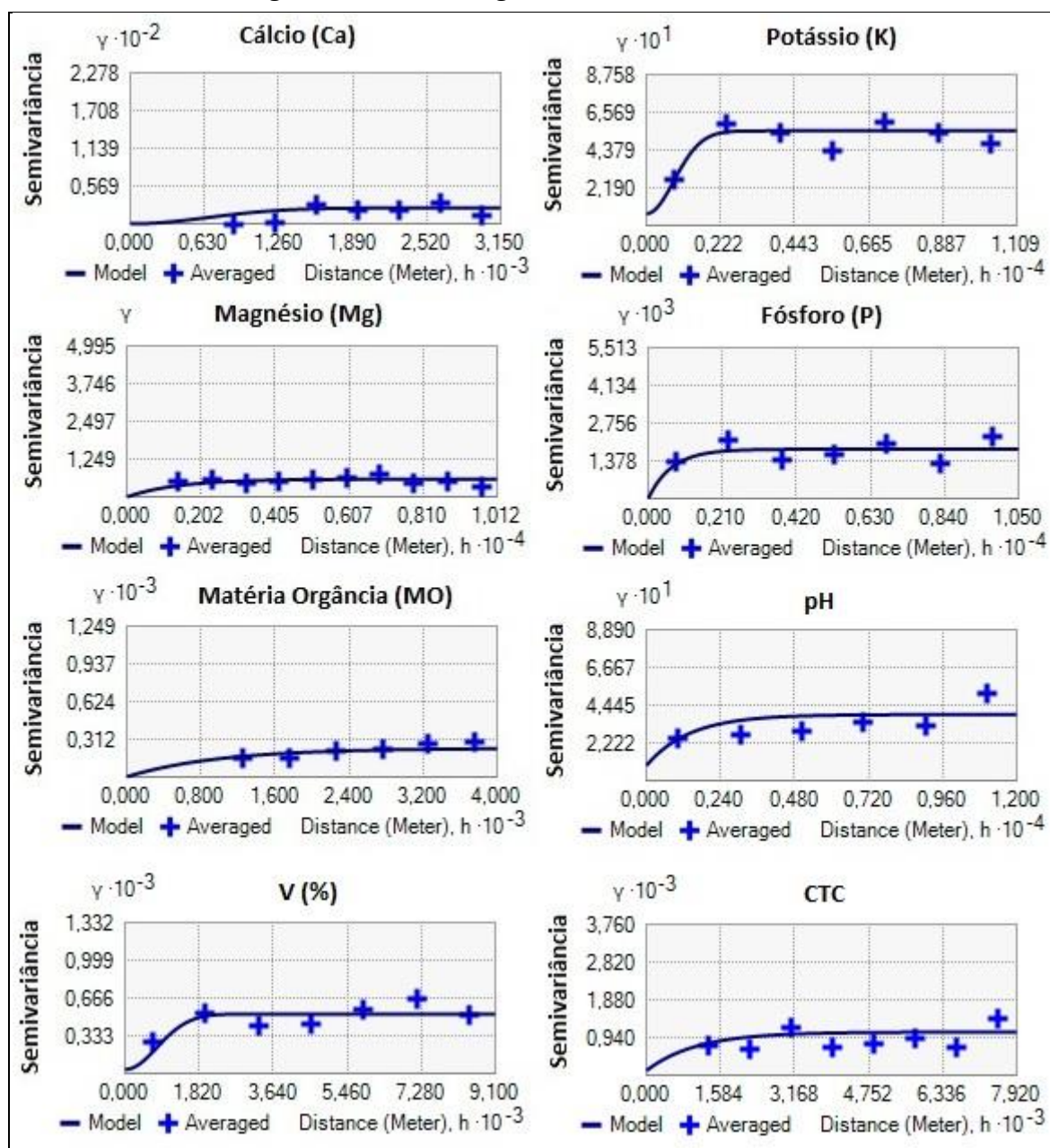
Atributo	Modelo	C ₀	C	a(m)	IDE(%)	ME	MS	RMS	ASE	RMSS
Ca	Gaussiano	0,8	24,48	1.600	3,2%	0,069	0,017	5,289	5,289	0,993
Mg	Exponencial	0,03	0,59	4.200	4,8%	0,010	0,014	0,709	0,707	1,008
K	Gaussiano	0,07	0,48	2.000	12,7%	0,015	0,019	0,784	0,778	1,031
P	Exponencial	10 ⁻⁵	0,0018	2.000	0,6%	-0,001	-0,031	0,044	0,043	1,024
MO	Exponencial	3,56	236,31	4.000	1,5%	0,054	0,008	14,72	14,56	1,012
pH	Exponencial	0,09	0,3	4.200	23,1%	-0,005	-0,008	0,586	0,585	1,014
V%	Gaussiano	37	490	1.910	7,0%	0,58	0,03	23,33	23,31	1,018
CTC	Exponencial	120	960	3.200	11,1%	0,118	0,006	33,09	31,89	1,037

Dentre os modelos teóricos utilizados, os apresentados na Tabela 3.7 são os com valores de ME e MS mais próximos de zero e mais semelhantes de RMS e ASE, o que diminui a incerteza associada às predições, somente o CTC apresentou variação superior a 1% e próxima de 3,6%.

Entretanto, Ca, MO, V% e CTC apresentaram valores altos de RMS indicando uma alta variabilidade entre os valores preditos e verdadeiros. Em relação aos valores de RMSS, todos os atributos do solo estudados apresentaram valores próximos do ideal que é igual a 1 (TATALOVICH *et al.*, 2006; GEORGAKARAKOS; KITSIOU, 2008; PASINI *et al.*, 2014).

A Figura 3.5 apresenta os semivariogramas experimentais dos atributos do solo ajustados aos modelos teóricos citados na Tabela 3.7.

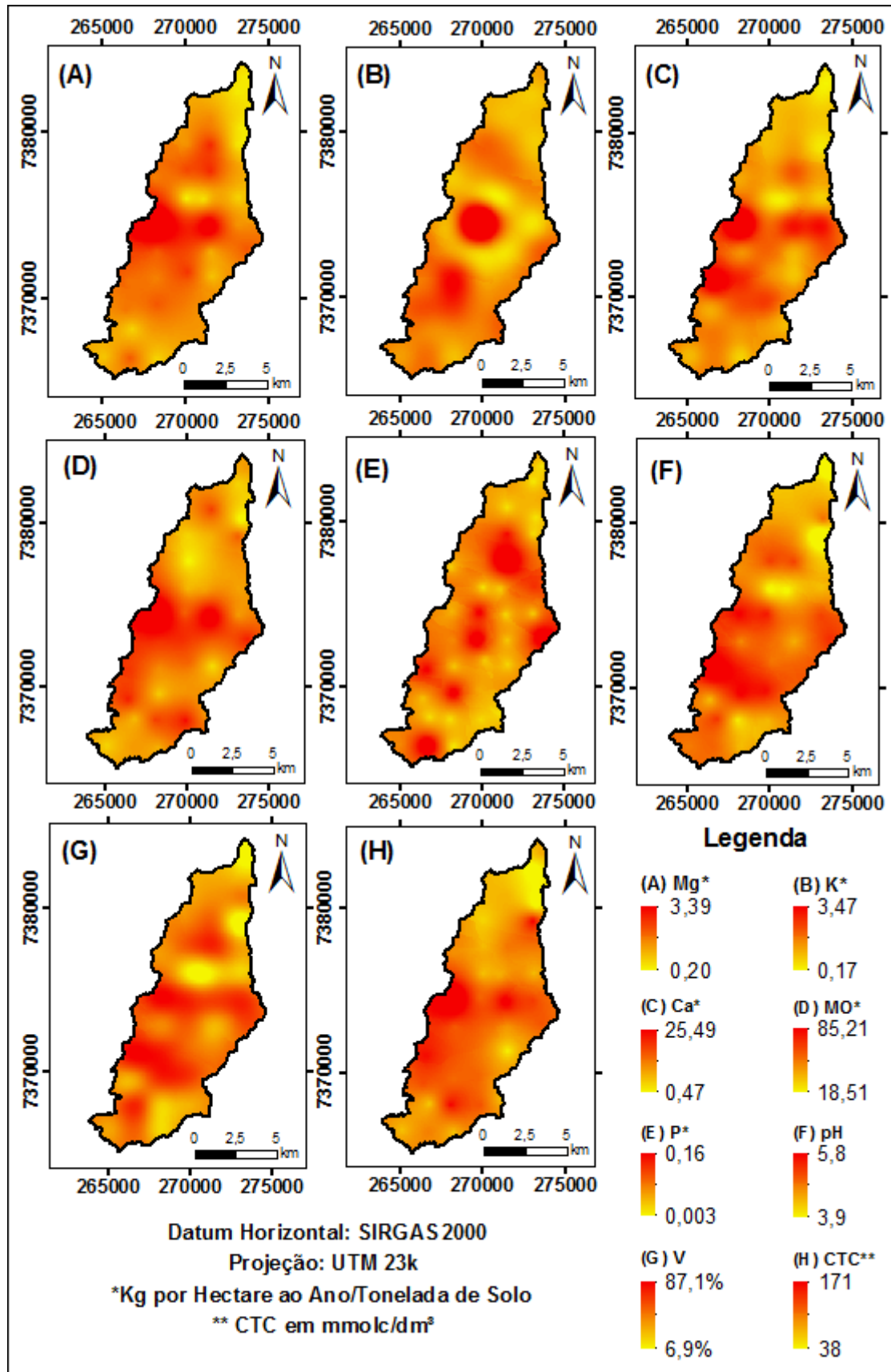
Figura 3.5. Semivariogramas dos atributos do solo



A Figura 3.6 mostra os mapas com a distribuição espacial dos atributos do solo pelo método de interpolação da Krigagem ordinária. Percebe-se para todos os atributos do solo que sua intensidade é mais acentuada na região central da área de estudo, ou seja, no Médio Una.

Entretanto, é possível observar que o fósforo (P) apresenta, também, uma alta concentração na região sul do Baixo Una, possivelmente devido à alta presença de atividades agrícolas, especialmente as de curto período, que utilizam fertilizantes enriquecidos com fósforo nessa região.

Figura 3.6. Mapas com a distribuição dos atributos do solo



A Tabela 3.8 mostra a perda de nutrientes do solo (Mg, K, Ca e P) e matéria orgânica em quilos por ano em função da distribuição da perda destes atributos do solo ao longo da Bacia Hidrográfica, conforme pode ser visto no mapa da Figura 3.6.

Tabela 3.8. Perda anual (em quilos) de nutrientes e matéria orgânica do solo

Parâmetros	Perda anual (em kg)
K	1.782,9
P	82,4
Ca	14.576,1
Mg	2.161,7
MO	84.574,0

Percebe-se ao observar a Tabela 3.8 que a Matéria Orgânica é o atributo do solo que apresenta a maior perda por ano, enquanto que, o nutriente do solo que apresenta a maior perda é o cálcio. Estas perdas se dão especialmente nas áreas agrícolas, onde o manejo do solo, na maioria das áreas agrícolas, não segue práticas conservacionistas do solo.

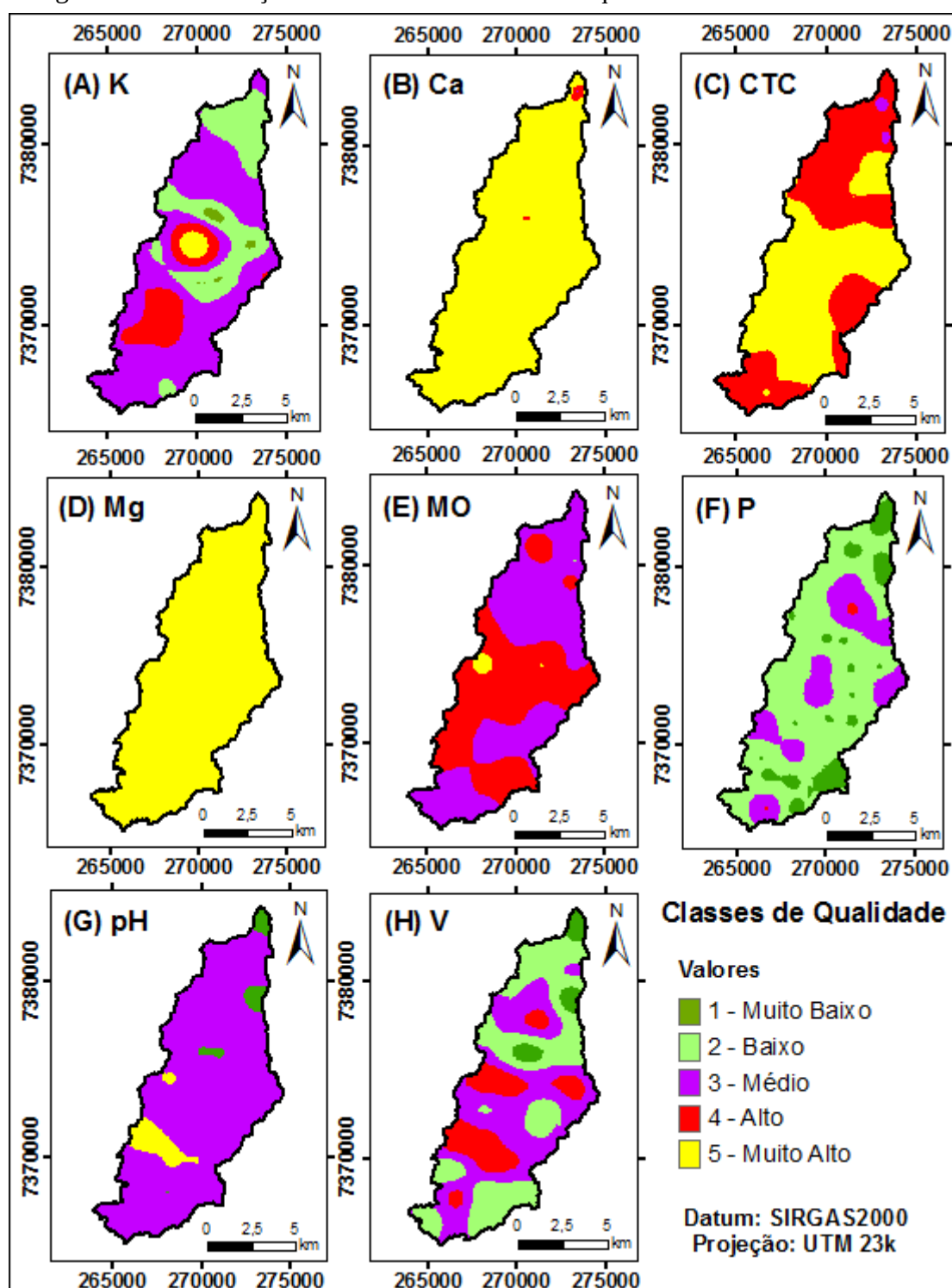
A Tabela 3.9 mostra a distribuição, em porcentagem, das classes de qualidade para cada um dos atributos do solo estudados de acordo com a distribuição dos atributos do solo ao longo da Bacia Hidrográfica.

Tabela 3.9. Distribuição das classes de qualidade dos atributos do solo

Parâmetros	Classes de qualidade (em %)				
	1	2	3	4	5
K	0,934	26,44	59,062	11,74	1,824
P (Matas)	11,252	66,465	21,907	0,375	-
Ca	-	-	0,002	0,604	99,394
Mg	-	-	-	-	100
pH	3,565	-	91,111	-	5,324
V%	4,598	38,607	41,513	15,281	-
MO		0,025	53,474	45,47	1,032
CTC	-	-	0,721	46,53	52,75

A distribuição espacial dos atributos do solo separado por classes de qualidade citada na Tabela 3.9 é mostrada no mapa da Figura 3.7.

Figura 3.7. Distribuição dos valores das classes de qualidade dos atributos do solo

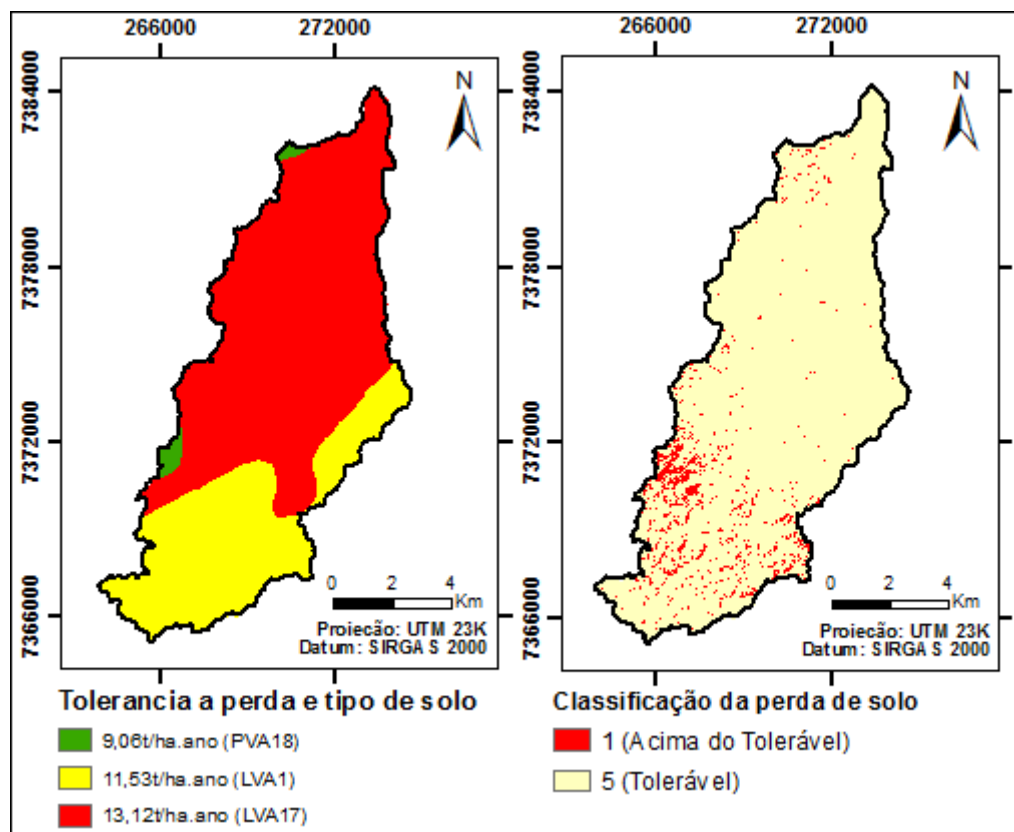


É possível observar que o fósforo apresenta uma carência na Bacia Hidrográfica do Rio Una, sendo que os altos valores encontrados ocorrem em regiões com alta presença de agricultura. O Ca e o Mg são os atributos do solo que apresentam as maiores concentrações na classe de qualidade com valor igual a 5 ou muito alto. Com exceção ao P, todos os

outros atributos do solo apresentaram porcentagens acima da classe média ou igual a 3 indicando uma boa qualidade do solo da área de estudo.

A Figura 3.8 mostra o mapa pedológico (A) e o mapa de perda de solo classificado (B) da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

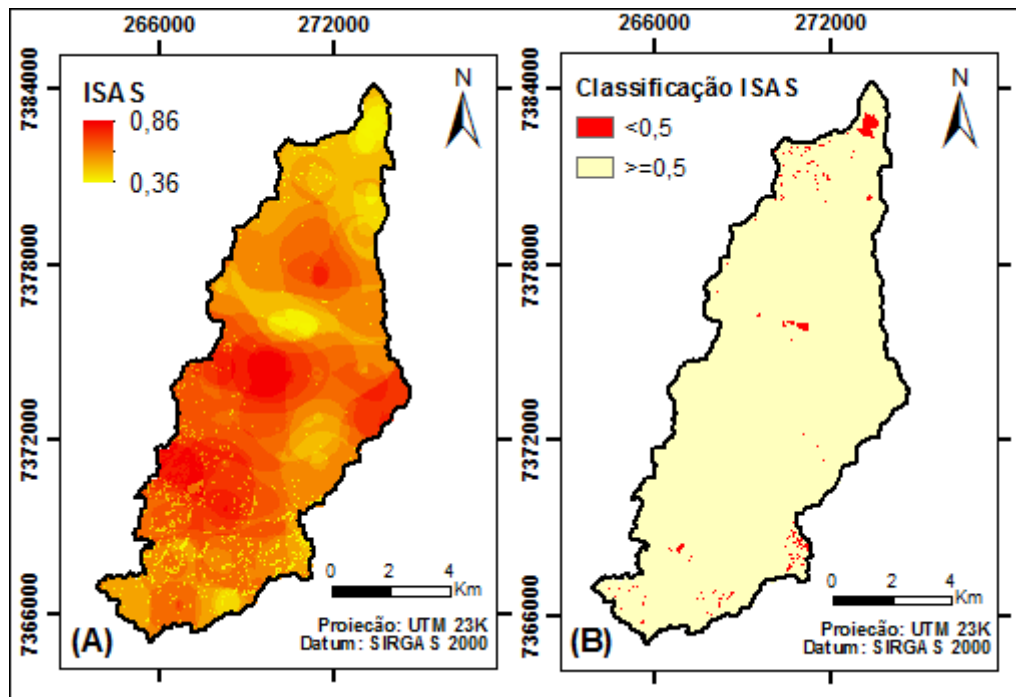
Figura 3.8. Mapa pedológico (A) e de perda de solo classificado (B)



Aproximadamente 95,2% da área do mapa de perda de solo classificado encontra-se na faixa de perda de solo tolerável, enquanto que, aproximadamente 4,8% encontra-se na faixa de perda acima do tolerável (Figura 3.8B). Em relação ao mapa pedológico, a Bacia Hidrográfica tem aproximadamente 1,25% de sua área classificada como PVA18, 32,7% como LVA1 e 66,05% como LVA17 (Figura 3.8A).

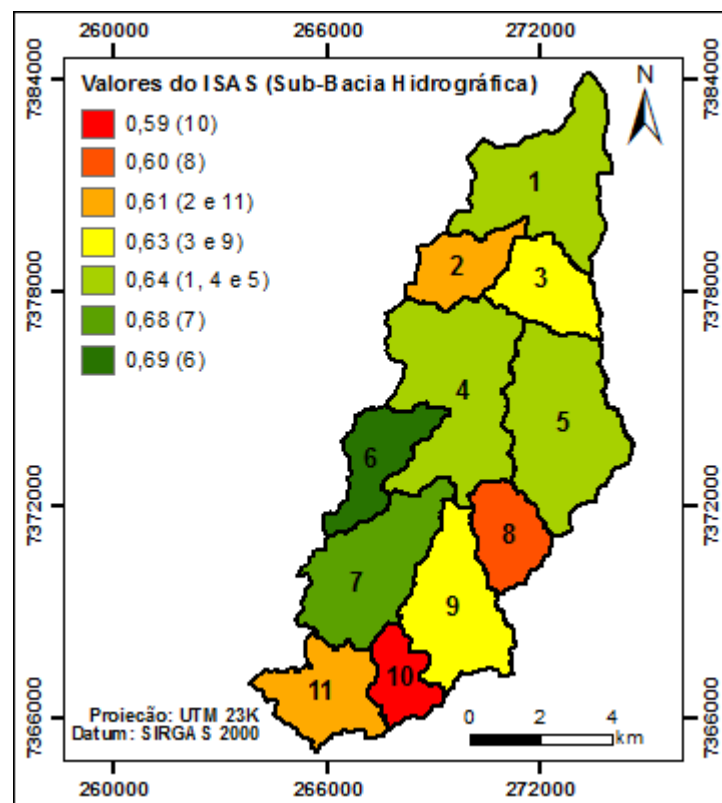
A Figura 3.9 mostra os mapas com a distribuição do ISAS (A) e classificação do ISAS (B). Observou-se que aproximadamente 98,7% da área da Bacia Hidrográfica do Rio Una apresentam valores de sustentabilidade do solo superiores a 0,5, o que é desejável (Figura 3.9A). Se comparado ao mapa de uso do solo e cobertura vegetal podemos verificar que aproximadamente 63,6% (76,8ha) das áreas com valores menores que 0,5 são tomadas por regiões agrícolas, edificações antrópicas presentes em áreas urbanas; edificações antrópicas presentes em áreas rurais, pastagens e campos sujos comprovando que a intervenção antrópica atuou negativamente na avaliação da qualidade do solo nessas áreas (Figura 3.9B).

Figura 3.9. Mapa com a distribuição e classificação do ISAS



A Figura 3.10 mostra o mapa com a distribuição dos valores médios por Sub-Bacias Hidrográficas do ISAS.

Figura 3.10. Mapa com a distribuição por Sub-Bacias Hidrográficas do ISAS



Os valores do ISAS para cada uma das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una no mapa da Figura 3.10 foram classificados em: ótimo (0,91 a 1,0); bom (0,71 a 0,90); regular (0,51 a 0,70); ruim (0,26 a 0,50) ou péssimo (0,0 a 0,25). Essas classes foram estabelecidas a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo IGAM (2005) para o IQA. Porém, ao observar os valores finais do ISAS é possível perceber que todos os valores finais do ISAS para as Sub-Bacias Hidrográficas se enquadram na classe regular.

Nenhuma Sub-Bacia Hidrográfica apresentou valor médio inferior a 0,5, diferentemente de quando se estuda pontualmente as áreas, como mostrado na Figura 3.9, onde há áreas em que o valor de ISAS é inferior a 0,5. Ressalta-se que as Sub-Bacias Hidrográficas onde há presença pontual de valores de ISAS inferiores a 0,5, são, também, as que apresentam os menores valores médios de ISAS.

De acordo com os valores encontrados para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi possível através de uma média ponderada pelas áreas obter o valor geral do ISAS para a Bacia Hidrográfica do Rio Una que foi igual a 0,64, ou seja, o valor de ISAS encontrado para essa Bacia Hidrográfica pode ser classificada como regular, assim como os valores encontrados para cada Sub-Bacia Hidrográfica.

3.4. CONCLUSÃO

A utilização do ArcGIS 10.1 para a aplicação da USLE demonstrou-se bastante eficaz, e apresentou coerência com dados obtidos por outros autores que utilizaram outros *softwares* em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) e métodos diretos (SILVA, 2004; FARINASSO *et al.*, 2006; FREITAS *et al.*, 2007). O grande percentual de áreas cobertas por área florestal foi responsável por manter as taxas de erosão menores que 10 t/ha.ano em 93,4% da área de estudo.

Em relação à perda de nutrientes (fertilidade), pode-se afirmar que há uma carência de fósforo na Bacia Hidrográfica em estudo e que a perda desse nutriente por erosão hídrica apresenta um custo elevado para a Bacia Hidrográfica, primeiramente devido ao gasto em dinheiro para sua reposição e depois porque ao atingir os corpos de água pode ocasionar ou desencadear processos de eutrofização, que além de esteticamente desagradável, causa problemas de odor, sabor e floração de cianobactérias que produzem diferentes tipos de toxinas impactantes à saúde humana, fauna e flora silvestre (PEREIRA *et al.*, 2013).

Toda da área de estudo apresentou valores do ISAS classificados como regulares, indicando que a Bacia Hidrográfica está parcialmente degradada, fato comprovado pela taxa de ocupação por áreas florestais na área de estudo que corresponde a 41% de sua extensão territorial. Corroborando com este fato é possível observar no mapa de ISAS que 48,7% da Bacia Hidrográfica do Rio Una apresentam valores superiores ao valor médio de

ISAS que é de 0,624, ou seja, são áreas que apresentam valores iguais ou superiores a 62,4% do valor máximo de ISAS que é igual a 1.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, C. C.; MELLO, C. R.; MELLO, J. M.; SILVA, A. M.; CURTI, N. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQS_{RA}) na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Grande, MG. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, 2012.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Revista de Engenharia Agrícola**, v.30, n.6, p. 1046-1049, 2010.

ANACHE, J. A. A.; BACCHI, C. G.; ALVES-SOBRINHO, T. Modeling of (R) USLE C-factor for pasture as a function of Normalized Difference Vegetation Index. **European International Journal of Science and Technology**, v. 3, n. 9, 2014.

ANDREOTTI, M.; RODRIGUES, J. D.; CRUSCIOL, C. A. C.; DE SOUZA, E. C. A.; BÜLL, L. T. Crescimento do milho em função da saturação por bases e da adubação potássica. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 1, p. 145-150, 2001.

ARAÚJO, E.; KER, J.; NEVES, J.; LANI, J. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

AZIZ, S. A.; STEWARD, B. L.; KALEITA, A. L.; KARKEE, M. Assessing the effects of DEM uncertainty on erosion rate estimation in an agricultural field. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 3, p. 785, 2012.

BERNARDINO, D. C. S.; PAIVA, H. N.; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M.; MARQUES, V. B. Crescimento e qualidade de mudas de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan em resposta à saturação por bases do substrato. **Rev. Árvore**, v.29, n.6, p.863-870, 2005.

BERNARDINO, D. C. S.; PAIVA, H. N.; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M.; MARQUES, V. B. Influência da saturação por bases e da relação Ca:Mg do substrato sobre o crescimento inicial de jacarandá-da-bahia (*Dalbergia nigra* (Vell.) Fr. All. ex Benth.). **Rev. Árvore**, v. 31, n. 4, p. 567-573, 2007.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Aluminico. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 25, p. 451-461, 2001.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8ª. ed. São Paulo: Ícone, 2012.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVACK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO R. F.; KNOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society America Journal**, v.58, n.5, p.1501-1511, 1994.

CANELLAS, L. P. SANTOS, G. A. **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Campos dos Goytacazes, 2005. 309 p.

CARTER, M. R. Organic matter and sustainability. In: REES, B. C.; BALL, B. C.; CAMPBELL, C. D.; WATSON, C. A. **Sustainable management of soil organic**. Wallingford, CAB International, 2001. p.9-22.

CARVALHO, D. F.; DURIGON, V. F.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 49, n. 3, 2014.

CORÁ, J. E.; ARAÚJO, A. V.; PEREIRA, G. T.; BERALDO, J. M. G. Variabilidade espacial de atributos do solo para adoção do sistema de agricultura de precisão na cultura de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 1013-1021, 2004.

COSTA, A. C. S.; TORINO, C. A.; RAK, J. G. Capacidade de troca catiônica dos colóides orgânicos e inorgânicos de latossolos do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 21, p. 491-496, 2008.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3, n.4, p.44-52, 2002.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n.5, p. 427-433, 1996.

DORAN, J. W. PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, SSSA, (Special, 35), p.1-20. 1994.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **La erosión del suelo por el agua: Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo**. Cuadernos de fomento agropecuario de la Organización de Las Naciones Unidas, Roma: FAO, n.81, 1980, 207p.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. D.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação Qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em Grandes Áreas por Meio da EUPS Equação Universal de Perdas de Solos Utilizando Novas Metodologias em SIG para os Cálculos dos seus Fatores na Região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, 2006.

FELGUEIRAS, C. A. Modelagem numérica de terreno. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C. e MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2001.

FOSTER, G. R.; WISCHMEIER, W. H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Trans ASAE Gen Ed Am Soc Agric Eng**, v.17, p. 305-309, 1974.

FREITAS, L. F. D.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. D.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, É. D. S.; GOMES-LOEBMANN, D. Determinação do potencial de erosão a partir da utilização da EUPS na Bacia do Rio Preto. **Revista Espaço e Geografia**, v. 10, n. 2, p. 431-452, 2010.

GARDIMAN Jr, B. S.; MAGALHÃES, I. A. L.; FREITAS, C. A. A.; CECÍLIO, R. A. Análise de técnicas de interpolação para espacialização da precipitação pluvial na bacia do rio Itapemirim (ES). **Ambiência**, v. 8, n. 1, p. 61-71, 2012.

GEORGAKARAKOS, S.; KITSIOU, D. Mapping abundance distribution of small pelagic species applying hydroacoustics and Co-Kriging techniques. **Hydrobiologia**, v. 612, n. 1, p. 155-169, 2008.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. **Ozean journal of applied sciences**, v. 3, n. 1, p. 77-85, 2010.

LEE, S. Soil erosion assessment and its verification using the Universal Soil Loss Equation and Geographic Information System: a case study at Boun, Korea. **Environmental Geology**, v. 45, n. 4, p.457-465, 2004.

LIEBIG, M. A.; DORAN, J. W. Evaluation of point-scale assessments of soil quality. **J. Soil Water Conserv.**, v.54, p. 510-518, 1999.

MAIA, C. E. Qualidade ambiental em solos com diferentes ciclos de cultivo do meloeiro irrigado. **Ciência Rural**, v. 43, n. 4, p. 603-609, 2013.

MANNIGEL, A. R.; PASSOS, M.; MORETI, D.; ROSA MEDEIROS, L. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MARTELI, A. N.; PIROLI, E. L. Análise do desempenho de interpoladores para a elaboração de mapas de pH para a agricultura familiar. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 87-98, 2015.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.17, n.1, p.41- 59, 2000.

MEDEIROS, P. H. A.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. L.; ARAÚJO, J. C. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal**, v.55, n.4, p. 636-648, 2010.

MELLO, C. R.; LIMA, J. M.; SILVA, A. M.; MELLO, J. M.; SILVA, M. S. Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação dos parâmetros da equação de chuvas intensas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.5, p.925-933, 2003.

MOLLER, A. P. Environmental Indicators of Biological Urbanization. In: **Environmental Indicators**. Springer Netherlands, 2015. p. 421-432.

MONTEIRO, A. C. G.; PONCIANO, N. J. Índice da qualidade do solo com cana-de-açúcar colhida crua e queimada. **InterSciencePlace**, v. 1, n. 20, 2012.

MOTOMIYA, A. V. A.; EDUARDO, J. Uso da krigagem indicatriz na avaliação de indicadores de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 485-496, 2006.

PASINI, M. P. B.; LÚCIO, D. A.; CARGNELUTTI FILHO, A. Modelos de semivariogramas para estimar a densidade populacional da mosca-do-figo ao longo do ano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 7, p. 493-505, 2014.

PEREIRA, P. S.; VEIGA, B. V.; DZIEDZIC, M. Avaliação da influência do fósforo e do nitrogênio no processo de eutrofização de grandes reservatórios. Estudo de caso: Usina Hidrelétrica Foz do Areia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 43-52, 2013.

PULLEMAN, M.; CREAMER, R.; HAMER, U.; HELDER, J.; PELOSI, C.; PERES, G.; RUTGERS, M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services - an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529-538, 2012.

RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas, Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim Técnico,100)

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEEIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). **Agriculture Handbook (Washington)**, n.703, 1997.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. (Eds.) **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG/UFV, 1999. 359p.

SEYBOLD, C. A.; MAUSBACH, M. J.; KARLEN, D. L.; ROGERS, H. H. Quantification of soil quality. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; STEWART, B. A. **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton, CRC Press, 1998. p.387-404.

SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Características morfológicas e suas implicações no acúmulo de sedimentos em reservatórios: o caso da represa Hedberg, Iperó/SP. **RA'E GA**, v. 36, p. 225-247, 2016.

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Eng Sanit Ambient**, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, S. D. A.; SOUZA LIMA, J. S. D.; SOUZA, G. S. D.; OLIVEIRA, R. B. D. Avaliação de interpoladores estatísticos e determinísticos na estimativa de atributos do solo em agricultura de precisão. **Idesia (Arica)**, v. 26, n. 2, p. 75-81, 2008.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 147-159, 2004.

SOUZA, G. D.; LIMA, J. D. S.; XAVIER, A. C.; ROCHA, W. D. Krigagem ordinária e inverso do quadrado da distância aplicados na espacialização de atributos químicos de um argissolo. **Scientia Agraria**, v. 11, n. 1, p. 073-081, 2010.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F.; PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. **Simpósio Nacional de Controle de Erosão**, v. 4, p. 105-135, 1987.

TATALOVICH, Z.; WILSON, J. P.; COCKBURN, M. A comparison of thiessen polygon, kriging, and spline models of potential UV exposure. **Cartography and Geographic Information Science**, v. 33, n. 3, p. 217-231, 2006.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 33, n. 4, 2009.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning**. Washington, USDA, 1978. 58p. (USDA AH-537)

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 215p.

CAPÍTULO IV

ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE SOCIOAMBIENTAL

RESUMO

Índices e indicadores socioambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre a qualidade de vida dos seres humanos. Portanto, nesse estudo construiu-se um Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) que integrou informações socioambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Una, utilizando, em seu cálculo, bases científicas, sistema de inferência *fuzzy* e técnicas de geoprocessamento. A partir dos resultados obtidos foi possível verificar que somente uma Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Una apresentou valor acima de 0,50 e está inserida na zona urbana e ao norte da Bacia Hidrográfica do Rio Una. Aproximadamente 87% da área de estudo apresentou valores de ISSA classificados como ruins e inferiores a 0,50. Estes valores abaixo do esperado são justificados pela baixa renda e a alta taxa de analfabetismo presentes na área de estudo que apresentaram péssimos valores. A área urbana em comparação a área rural apresentaram os melhores valores socioambientais, em parte, justificável pelo acesso da população dessas áreas à educação e melhores oportunidades de emprego.

4.1. INTRODUÇÃO

Índice e indicador são, na maioria das vezes, interpretados como sinônimos, porém apresentam conceituações distintas. Indicador, para Van Bellen (2006) e Siche *et al.* (2007), é um instrumento que possibilita obter informações quantificadas sobre o estado de um fenômeno observado. Enquanto, Diamantopoulos *et al.* (2000), Khanna (2000) e Shields *et al.* (2002) argumentam que índice é a junção de informações diversificadas que revelam o estado de um fenômeno observado, ou seja, índices correspondem a um nível superior de agregação de indicadores ou simplesmente um indicador de alta categoria.

Independente da definição conceitual, índices ou indicadores sinalizam a situação de um fenômeno, pois são valores estáticos, isto é, dimensionam o momento atual, entretanto, o meio ambiente é um sistema dinâmico, assim, os índices têm uma potencialidade de previsão para um curto período tempo para esses sistemas, especialmente os índices e indicadores de sustentabilidade que auxiliam na avaliação momentânea de um sistema e são uma alternativa na construção de cenários futuros para a sustentabilidade (SICHE *et al.*, 2007).

A palavra sustentabilidade pode ser definida como tudo aquilo que é capaz de ser suportado, mantido. Enquanto que na óptica ambiental, a palavra sustentabilidade implica na capacidade sistêmica do meio ambiente em lidar com o estresse e os choques, possuindo a habilidade de continuar e melhorar (HAWKEN, 2010).

A proposta de desenvolver índices ou indicadores para avaliar a sustentabilidade surgiu na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), realizada em junho de 1992 no Rio de Janeiro (PHILIPPI Jr *et al.*, 2004). A ideia era definir padrões sustentáveis de desenvolvimento que considerassem aspectos ambientais, econômicos, sociais, éticos e culturais.

A modelagem de índices e indicadores sustentáveis deve estar diretamente relacionada com a avaliação e monitoramento do sistema estudado, podendo ser utilizados descritores não passíveis de mensuração, pelo fato de serem genéricos e qualitativos. Porém, esses descritores necessitam, posteriormente, serem traduzidos em itens mensuráveis, quantificáveis, ou seja, em indicadores (DEPONTI *et al.*, 2002).

Os índices de sustentabilidade devem ser simples de usar e fáceis de serem entendidos, além de apresentarem custo e coleta de dados viáveis, para que assim, possam ser úteis como ferramentas de gestão. A utilização desses índices para fundamentar as tomadas de decisão tem se mostrado muito útil, pois direciona de forma eficiente as ações dos gestores em direção à sustentabilidade (GUIMARÃES; MAGRINI, 2008).

Vários estudos utilizaram índices e indicadores ambientais para avaliarem a sustentabilidade de compartimentos ambientais, como Chaves e Alipaz (2007) que geraram um índice de sustentabilidade para bacias hidrográficas em função do modelo pressão, estado e resposta, integrando questões hidrológicas, ambientais, sociais e políticas ao índice gerado, Guimarães e Magrini (2008) que formularam um sistema de indicadores sustentáveis apoiado em metodologias consagradas internacionalmente para servir de instrumento para gestão de bacias hidrográficas ou Bragatto *et al.* (2012) que avaliaram a sustentabilidade ambiental de uma microbacia por meio de indicadores de sustentabilidade atrelados ao modelo pressão, estado e resposta (PER).

No presente estudo foi gerado um Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) representado por um valor numérico que possibilite reconhecer as desigualdades sociais e ambientais presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una a partir de informações socioambientais, utilizando, em seu cálculo, bases científicas, sistema de inferência fuzzy e técnicas de geoprocessamento.

4.2. METODOLOGIA

O Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) proposto neste estudo foi gerado a partir de informações socioambientais classificadas em termos de variáveis que buscam refletir as condições materiais, sociais e ambientais da Bacia Hidrográfica do Rio

Una com a finalidade de reconhecer as desigualdades sociais e ambientais presentes na área de estudo (BARSANELLI *et al.*, 2007).

Para a construção do ISSA, foram selecionadas diferentes variáveis separadas em dois grupos de indicadores adaptados dos estudos de Vedovato *et al.* (2011), sendo um que refletisse a qualidade das moradias (IQM) e outro que refletisse a inserção social (IIS), os quais foram associados, posteriormente, para gerar o ISSA. As variáveis do IQM e do IIS foram extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários, que neste caso são para os 42 setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una, e do mapa de uso e ocupação do solo da referida Bacia Hidrográfica, sendo que as tabelas empregadas no desenvolvimento do IQM e IIS foram tratadas e manipuladas com o auxílio do software Microsoft Office Excel 2010.

Os setores censitários que extrapolassem o limite da Bacia Hidrográfica do Rio Una foram recortados acompanhando os limites da área de estudo e seus dados ponderados por uma razão entre a área do setor censitário recortado e inserido na Bacia Hidrográfica pela área total desse setor censitário sem recortes.

Para a construção do IQM foram utilizados como variáveis dados sobre abastecimento de água, condição sanitária, destino do lixo e energia elétrica dos domicílios particulares permanentes, além do índice de cobertura vegetal por setor censitário, enquanto que, para a construção do IIS foram utilizadas as variáveis condições de ocupação dos domicílios, renda, taxa de alfabetização (maiores de 15 anos) e taxa dos responsáveis pelos domicílios particulares permanentes com mais de 18 anos.

4.2.1. Indicador de Qualidade das Moradias (IQM)

Os pesos de cada uma das variáveis que compõem IQM foram obtidos pelo particionamento do intervalo de 0 a 1 em 3 valores compreendendo todo esse intervalo e espaçados igualmente entre si.

A Tabela 4.1 apresenta a atribuição dos pesos de cada um dos componentes do IQM, os quais foram classificados, ainda, segundo a condição do domicílio, em boa, regular e ruim. Enquanto que, para o ICV foi adotado como referência os parâmetros determinados pela ONU (Organização das Nações Unidas) que sugere um índice acima de 30% de cobertura vegetal em áreas urbanas como de alta qualidade ambiental e, caso seja inferior a 5%, como de baixa qualidade ambiental e semelhante a regiões desérticas (ARAÚJO *et al.*, 2012; BORGES *et al.*, 2012). Ressalta-se que, não se diferenciou as áreas urbanas e rurais da Bacia Hidrográfica para a adoção dos parâmetros propostos pela ONU por se tratar de uma necessidade mínima de contato do ser humano com áreas verdes, tanto para a área rural, quanto para a urbana.

Tabela 4.1. Atribuição de pesos para cada uma das variáveis do IQM

VARIÁVEIS	CONDIÇÕES	PESOS
Abastecimento de água*	Condição boa: domicílios particulares permanentes abastecidos pela rede geral (pública).	1
	Condição regular: domicílios particulares permanentes abastecidos por poço ou nascente localizado no terreno, ou ainda, por água de chuva armazenada em cisterna, caixa de cimento, etc.	0,5
	Condição ruim: domicílios particulares permanentes abastecidos por poço ou nascente fora da propriedade, carro-pipa, água da chuva armazenada de outra forma, rio açude, lago ou igarapé ou com outras formas de abastecimento de água não descritas anteriormente.	0
Condição sanitária*	Condição boa: domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário ligados à rede geral de esgoto ou pluvial, mesmo que o sistema não disponha de estação de tratamento esgoto.	1
	Condição regular: domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário ligados à fossa séptica.	0,5
	Condição ruim: domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário ligados a outros escoadouros (fossa rudimentar, vala, rio, lago, mar entre outros) ou sem banheiro ou sanitário.	0
Destino do lixo*	Condição boa: domicílios particulares permanentes com coleta direta de lixo por serviço de limpeza.	1
	Condição regular: domicílios particulares permanentes com coleta indireta de lixo (coletado em caçambas de serviço de limpeza).	0,5
	Condição ruim: domicílios particulares permanentes sem coleta de lixo (lixo queimado ou enterrado na propriedade, jogado em terreno baldio, logradouro, rio, lago, mar ou outro destino).	0
Energia Elétrica*	Condição boa: domicílios particulares permanentes com presença de energia elétrica proveniente de companhia distribuidora ou de outra fonte (eólica, solar, gerador, etc.), de uso exclusivo do domicílio.	1
	Condição regular: domicílios particulares permanentes com presença de energia elétrica proveniente de companhia distribuidora ou de outra fonte, comum a mais de um domicílio e em casos sem medidor.	0,5
	Condição ruim: domicílios particulares permanentes com ausência de energia elétrica	0
Índice de cobertura vegetal (ICV)	Condição boa: Residentes em áreas com cobertura vegetal suficiente para garantir uma qualidade de vida alta (ICV>30%).	1
	Condição regular: Residentes em áreas com cobertura vegetal suficiente para garantir uma qualidade de vida razoável (5%<ICV<30%).	0,5
	Condição ruim: Residentes em áreas com cobertura vegetal insuficiente para garantir uma qualidade de vida razoável (ICV<5%).	0

* Esses dados foram disponibilizados pelo IBGE apenas para domicílios particulares permanentes, excluindo-se a condição dos domicílios improvisados e coletivos.

As variáveis do IQM estudadas (Tabela 4.1) foram extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários, enquanto que, as informações necessárias para o cálculo do ICV foram extraídas do mapa de uso do solo e cobertura vegetal e do banco de dados do Censo Demográfico de 2010.

O ICV foi inserido no IQM devido a sua importância na proteção da qualidade da água, purificação do ar, equilíbrio do índice de umidade, redução da amplitude térmica, diminuição da poeira em suspensão, redução dos ruídos, interação entre as atividades humanas e o meio ambiente, proteção das nascentes e mananciais, valorização visual e ornamental, interação entre as atividades humanas e o meio ambiente (NUCCI; CAVALHEIRO, 1999; HARDER *et al.*, 2006; FARYADI; TAHERI, 2009; ROSU; ANA-MARIA, 2013).

O mapa de uso do solo e cobertura vegetal utilizado no cálculo do ICV foi gerado a partir da imagem do satélite SPOT5 pelo método da classificação supervisionada multivariada de Máxima Verossimilhança do *software* ArcGIS 10.1, o que possibilitou identificar e segregar os usos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Posteriormente, foram identificadas as áreas com presença de cobertura vegetal e quantificadas por setores censitários para que pudesse encontrar o valor do ICV através da Equação (1):

$$ICV = \frac{CVSC}{ASC} \quad (1)$$

Sendo:

ICV é o valor do índice de cobertura vegetal para cada setor censitário;

CVSC é a área, em m², de cobertura vegetal presente em cada setor censitário;

ASC é a área, em m², de cada setor censitário.

O valor final por setor censitário para as variáveis de Abastecimento de água – ABA, Condição sanitária – SAN, Destino do lixo – LIX e Energia elétrica - EEL foi obtido por meio de uma média ponderada em função do número de domicílios em cada condição de acordo com a Equação (2):

$$Var = \frac{Cb \times Nb + Crg \times Nrg + Crm \times Nrm}{Nb + Nrg + Nrm} \quad (2)$$

Sendo:

Var é a variável estudada que pode ser a ABA, SAN, LIX ou EEL;

Cb é o peso da condição boa;

Crg é o peso da condição regular;

Crm é o peso da condição ruim;

Nb é o número de domicílios classificados como condição boa;

Nrg é o número de domicílios classificados como condição regular;

Nrm é o número de domicílios classificados como condição ruim.

Para quantificar o peso de cada variável do IQM foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Esse método permite estabelecer uma estrutura de valores entre as variáveis a partir de sua comparação par a par, pois possibilita dividir o indicador em variáveis de menor importância, enquanto mantém, ao mesmo tempo, a participação dessas variáveis menores na decisão global, auxiliando assim no processo de tomada de decisão (SAATY, 1991).

O emprego deste método nesse estudo deve-se à sua simplicidade, à minimização dos critérios subjetivos para a ponderação entre as variáveis e ao fato de ser consagrado em vários estudos científicos, como os realizados por Grandzol (2005) que aplicou o método AHP para seleção do corpo docente no ensino superior, por Moretti *et al.* (2008) que utilizou o método AHP para facilitar a decisão das organizações empresariais em adotar ou não a ISO 14000, por Oliveira *et al.* (2009) que utilizou o método AHP para ponderação de fatores aplicados na identificação de áreas com vulnerabilidade natural a erosão em bacias hidrográficas e por Paula e Cerri (2012) que verificou se a utilização do método AHP contribui satisfatoriamente na indicação das áreas de riscos geológicos e setores prioritários para implantação de intervenções antrópicas.

As comparações pareadas das variáveis do IQM foram realizadas com base em uma escala de prioridades padrão, própria da Análise Hierárquica de Processos (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Elemento ligeiramente mais importante	O julgamento favorece levemente uma atividade em relação à outra
5	Elemento medianamente mais importante	O julgamento favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Elemento fortemente mais importante	O julgamento favorece muito fortemente uma atividade em relação à outra
9	Elemento absolutamente mais importante	Maior grau de certeza de favorecimento de uma atividade sobre a outra
2,4,6,8	Valores intermediários entre julgamentos	Condição intermediária entre duas definições

Fonte: Adaptado de Saaty (1991) e Paula e Cerri (2012).

Foi gerada uma matriz de comparação expressa por meio da relação de importância de uma determinada variável (linha) frente à outra variável (coluna). Caso a variável linha fosse mais importante que a variável coluna na matriz, atribuiu-se um peso com valores acima de 1 até 9 (Tabela 4.2). Caso contrário, atribui-se um peso com valores abaixo de 1 até 1/9.

Após os julgamentos de importância, as variáveis do IQM foram expressas numa matriz quadrada 5 x 5 denominada de matriz de comparação.

Para achar o peso normalizado (p) de cada variável foi necessário calcular antes, a matriz ponderada, que consiste na divisão de cada elemento da coluna pela soma dos valores da própria coluna da matriz de comparação. Os valores obtidos a partir deste procedimento fazem com que a soma de cada coluna da matriz ponderada seja igual a um (1).

Após a elaboração da matriz ponderada obteve-se os pesos normalizados para cada variável do IQM através do cálculo da média dos valores de cada linha da matriz ponderada. Esses pesos normalizados indicam quais variáveis do IQM devem ter maior importância (hierarquia).

Em seguida foi calculado o índice de consistência (IC), a partir do autovalor máximo (λ_{max}) e do número de variáveis analisadas (neste caso n = 5) pela Equação (3).

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (3)$$

De acordo com Saaty (1991), o autovalor máximo (λ_{max}) é calculado pela multiplicação da matriz de comparação (A) pela matriz de pesos normalizados (p), dividindo-se o resultado obtido (Ap), pelo vetor de pesos normalizados (p) como é mostrado na Equação (4).

$$\lambda_{max} = \text{média dos valores da matriz resultante de } \frac{Ap}{p} \quad (4)$$

Se o índice de consistência for menor do que 0,1, então há consistência para prosseguir com os cálculos do AHP, caso contrário, recomenda-se que os julgamentos sejam refeitos até que haja consistência.

Saaty (1991) ainda sugere o uso da Razão de Consistência (RC), que é calculada dividindo-se o IC pelo Índice Randômico (IR) tabulado (Tabela 4.3), o qual varia de acordo com o tamanho n da amostra. Segundo Saaty (1991), são considerados consistentes os julgamentos que apresentarem uma RC menor que 10%. Portanto, foram avaliados o IC e o RC dos pesos calculados para avaliar a consistência dos cálculos realizados e assim obter os valores dos pesos das variáveis do IQM.

Tabela 4.3. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados (n)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IC	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de Saaty (1991).

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP e dos valores das variáveis integrantes do IQM, foi calculado o valor final do IQM para cada setor censitário através da Equação (5):

$$IQM = \sum_{i=1}^5 Var(i) \times p(i) \quad (5)$$

Sendo:

Var(1) é o valor da variável ABA para um determinado setor censitário;

p(1) é o valor do peso normalizado da variável ABA calculado pelo método AHP;

Var(2) é o valor da variável SAN para um determinado setor censitário;

p(2) é o valor do peso normalizado da variável SAN calculado pelo método AHP;

Var(3) é o valor da variável LIX para um determinado setor censitário;

p(3) é o valor do peso normalizado da variável LIX calculado pelo método AHP;

Var(4) é o valor da variável EEL para um determinado setor censitário;

p(4) é o valor do peso normalizado da variável EEL calculado pelo método AHP;

Var(5) é o valor da variável ICV para um determinado setor censitário;

P(5) é o valor do peso normalizado da variável ICV calculado pelo método AHP.

O valores finais do IQM para cada setor censitário foram geocodificados no ArcGIS 10.1 para alimentar o banco de dados dos setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una e, ainda, ser utilizado para cálculo final do ISSA.

4.2.2. Indicador de Inserção Social (IIS)

Os pesos de cada uma das variáveis que compõem IIS foi obtido pelo particionamento do intervalo de 0 a 1 em 4 valores compreendendo os extremos desse intervalo e o primeiro e terceiro quartil do referido intervalo. A Tabela 4.4 apresenta a atribuição dos pesos de cada um dos componentes do IIS, sendo que as variáveis foram classificadas ainda, segundo o estado da condição dos ocupantes do domicílio, em ótima, boa, regular e ruim.

Tabela 4.4. Atribuição de pesos para cada uma das variáveis do IIS

VARIÁVEIS	CONDIÇÕES	PESOS
Condição de ocupação do domicílio (COD)¹	Condição ótima: domicílios particulares permanentes próprios (quitados ou em aquisição).	1
	Condição boa: domicílios particulares permanentes alugados.	0,75
	Condição regular: domicílios particulares permanentes cedidos (por empregador ou outra forma).	0,25
	Condição ruim: domicílios particulares improvisados, domicílios coletivos e outras condições de ocupação.	0
Renda (REN)¹	Condição ótima: 3 ou mais salários mínimos per capita.	1
	Condição boa: entre 2 e < 3 salários mínimos per capita.	0,75
	Condição regular: entre 1 e < 2 salários mínimos per capita.	0,25
	Condição ruim: entre 0 e < 1 salário mínimo per capita.	0
Taxa de alfabetização (ALF)^{1,2}	Condição ótima: Taxa de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais igual a 100%.	1
	Condição boa: Taxa de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais, maior ou igual a 90% e menor 100%. Ressalta-se que a taxa média do Brasil é 90,4% (PNUD, 2014).	0,75
	Condição regular: Taxa de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais, maior ou igual a 70% e menor 90%.	0,25
	Condição ruim: Taxa de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais, menor que 70%.	0
Taxa de Responsáveis pelo domicílio (RESP)¹	Condição ótima: Taxa de pessoas responsáveis pelo domicílio com 18 anos ou mais igual a 100%.	1
	Condição boa: Taxa de pessoas responsáveis com 18 anos ou mais, maior ou igual a 90% e menor 100%.	0,75
	Condição regular: Taxa de pessoas responsáveis com 18 anos ou mais, maior ou igual a 70% e menor 90%.	0,25
	Condição ruim: Taxa de pessoas responsáveis com 18 anos ou mais, menor 70%.	0

¹ Esses dados foram disponibilizados pelo IBGE apenas para domicílios particulares permanentes, excluindo-se a condição dos domicílios improvisados e coletivos.

² IBGE considerou como alfabetizada a pessoa capaz de ler e escrever um bilhete simples no idioma que conhecesse e analfabeta a pessoa que não sabe ler ou escrever e a que apenas assina o próprio nome.

As variáveis do IIS estudadas (Tabela 4.4) foram extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários. O valor final por setor censitário para as variáveis de Condição de ocupação do domicílio – COD e Renda – REN foi obtido por meio de uma média ponderada em função do número de domicílios em cada condição de acordo com a Equação (6):

$$Var = \frac{Co \times No + Cb \times Nb + Crg \times Nrg + Crm \times Nrm}{No + Nb + Nrg + Nrm} \quad (6)$$

Sendo:

Var é a variável estudada que pode ser a COD ou REN;

Co é o peso da condição ótima;
 Cb é o peso da condição boa;
 Crg é o peso da condição regular;
 Crm é o peso da condição ruim;
 No é o número de domicílios classificados como condição ótima;
 Nb é o número de domicílios classificados como condição boa;
 Nrg é o número de domicílios classificados como condição regular;
 Nrm é o número de domicílios classificados como condição ruim.

Para o cálculo da taxa de alfabetização foi considerado o critério estabelecido no Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) que fixou a idade máxima de 15 anos para que uma pessoa já esteja alfabetizada, isto é, seja capaz de ler e escrever um bilhete simples (PNUD, 2014). Daí a opção por se medir essa capacidade na população com 15 anos ou mais de idade. A taxa de alfabetização (ALF) foi calculada por setor censitário de acordo com a Equação (7):

$$ALF = \frac{PALF}{NMSC} \times 100\% \quad (7)$$

Sendo:

ALF é a taxa de alfabetização em porcentagem;
 PALF é o número de pessoas com 15 anos ou mais alfabetizadas no setor censitário;
 NMSC é o número de pessoas com 15 anos ou mais residentes no setor censitário.

Para o cálculo da taxa de responsáveis pelo domicílio foi considerado como idade mínima 18 anos para exercer essa função, uma vez que, com 18 anos a pessoa adquire a maioridade de acordo com a legislação brasileira e espera-se que tenha maturidade suficiente para gerir uma família conforme é previsto na Lei nº. 10.406 (BRASIL, 2002). A taxa de responsáveis pelo domicílio (RESP) foi calculada de acordo com a Equação (8):

$$RESP = \frac{PRD}{NPRDSC} \times 100\% \quad (8)$$

Sendo:

RESP é a taxa de pessoas responsáveis por domicílio em porcentagem;
 PRD é o número de pessoas com 18 anos ou mais responsáveis pelo domicílio no setor censitário;
 NPRDSC é o número total de pessoas responsáveis pelo domicílio no setor censitário.

Para quantificar o peso de cada variável do IIS foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP), descrito anteriormente para avaliar os pesos do IQM.

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP e dos valores das variáveis integrantes do IIS, foi calculado o valor final do IIS para cada setor censitário através da Equação (9):

$$IIS = \sum_{i=1}^4 Var(i) \times p(i) \quad (9)$$

Sendo:

Var(1) é o valor da variável COD para um determinado setor censitário;

p(1) é o valor do peso normalizado da variável COD calculado pelo método AHP;

Var(2) é o valor da variável REN para um determinado setor censitário;

p(2) é o valor do peso normalizado da variável REN calculado pelo método AHP;

Var(3) é o valor da variável ALF para um determinado setor censitário;

p(3) é o valor do peso normalizado da variável ALF calculado pelo método AHP;

Var(4) é o valor da variável RESP para um determinado setor censitário;

p(4) é o valor do peso normalizado da variável RESP calculado pelo método AHP;

O valores finais do IIS para cada setor censitário foram geocodificados no ArcGIS 10.1 para alimentar o banco de dados dos setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una e, ainda, ser utilizado para cálculo final do ISSA.

4.2.3. Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA)

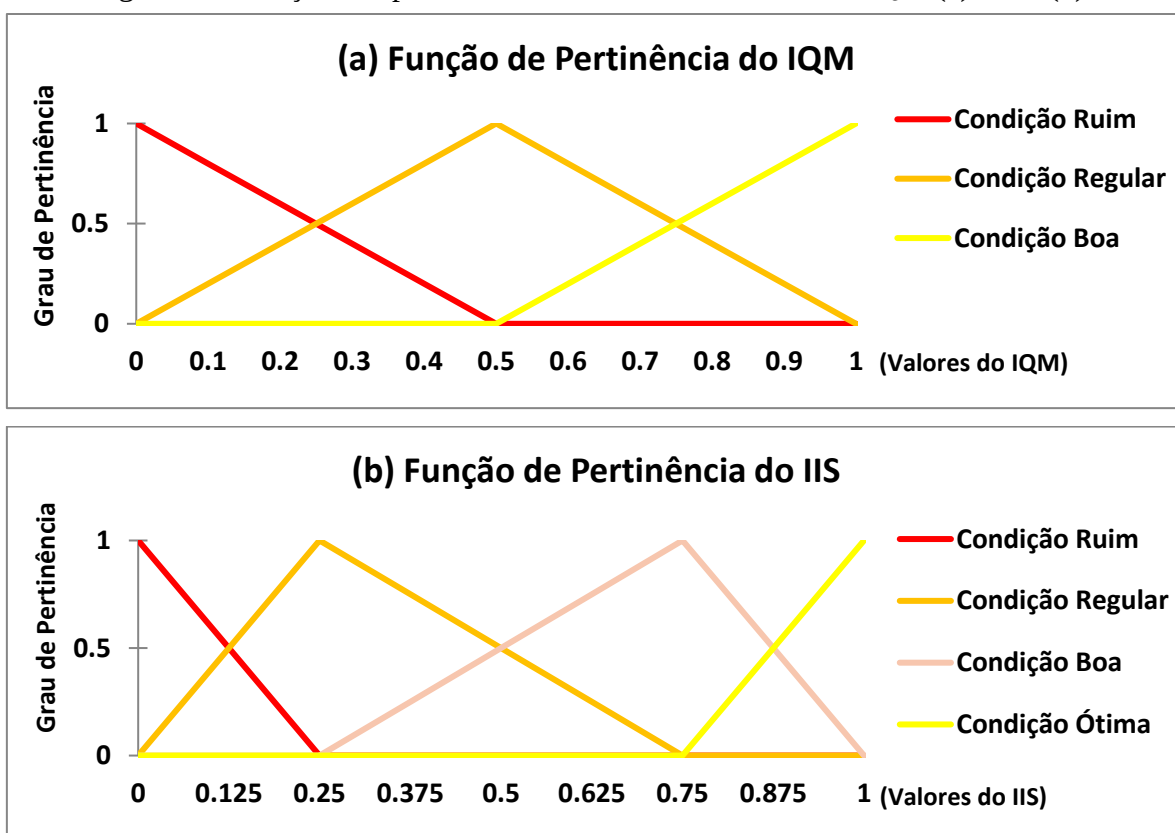
Para melhor fundamentar o Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA), foi proposto quantificá-lo a partir de um sistema de inferência *fuzzy*, pois esse sistema adota o uso simultâneo de variáveis quantitativas e qualitativas. Além disso, vários estudos científicos apresentaram resultados satisfatórios, como os de Afshar *et al.* (2007), que utilizaram um sistema de inferência *fuzzy* na proposição de um indicador de vulnerabilidade para águas subterrâneas e de Lourenço *et al.* (2015) que desenvolveram um indicador a partir de um sistema de inferência *fuzzy* com o uso de técnicas de geoprocessamento para avaliar a exposição de fragmentos de remanescentes florestais a ação antrópica.

Os indicadores utilizados para o cálculo do ISSA foram o IQM e o IIS. Esses indicadores foram interpretados por meio das variáveis linguísticas estabelecidas na Tabela 4.1 (Condição boa, regular e ruim) e Tabela 4.4 (Condição ótima, boa, regular e ruim), uma vez que, ao utilizar essas expressões linguísticas em um sistema de inferência *fuzzy* é possível definir conjuntos nos quais os valores são alocados com diferentes graus de pertinência, rompendo com os limites rígidos da lógica booleana. Esse processo de transformar as variáveis de entrada em variáveis linguísticas é denominado de *fuzzificação* (BONISH *et al.*, 2004; GANGA *et al.*, 2011).

A principal função das variáveis linguísticas é fornecer uma maneira aproximada para a caracterização de fenômenos complexos. Pois, a utilização de uma descrição linguística, e não de variáveis quantificadas, permite o tratamento de sistemas que são muito complexos para serem analisados através de termos matemáticos convencionais (SIMÕES; SHAW, 2007).

Posteriormente, essas variáveis linguísticas foram expressas a partir dos pesos atribuídos nas Tabelas 4.1 e 4.4 em funções de pertinência do tipo triangular, como mostrado na Figura 4.1.

Figura 4.1. Funções de pertinência das variáveis de entrada, IQM (a) e IIS (b)



Os conjuntos de valores possíveis do IQM e IIS cobriram inteiramente o eixo horizontal com valores entre 0 e 1. O eixo vertical para ambos indicadores variou de 0 a 1 e representa o grau com que um valor de entrada do IQM ou IIS pertence ao seu conjunto de variáveis linguísticas. Essa sobreposição dos limites é desejável e também fundamental para o funcionamento harmonioso do sistema de inferência *fuzzy*, pois permite a pertinência em múltiplos conjuntos de variáveis linguísticas (SIMÕES; SHAW, 2007; GANGA *et al.* 2011).

A partir disso, e baseado no modelo proposto por Mamdani (1974) estabeleceu-se um conjunto de regras para esses indicadores (Tabela 4.5) que formam a base de

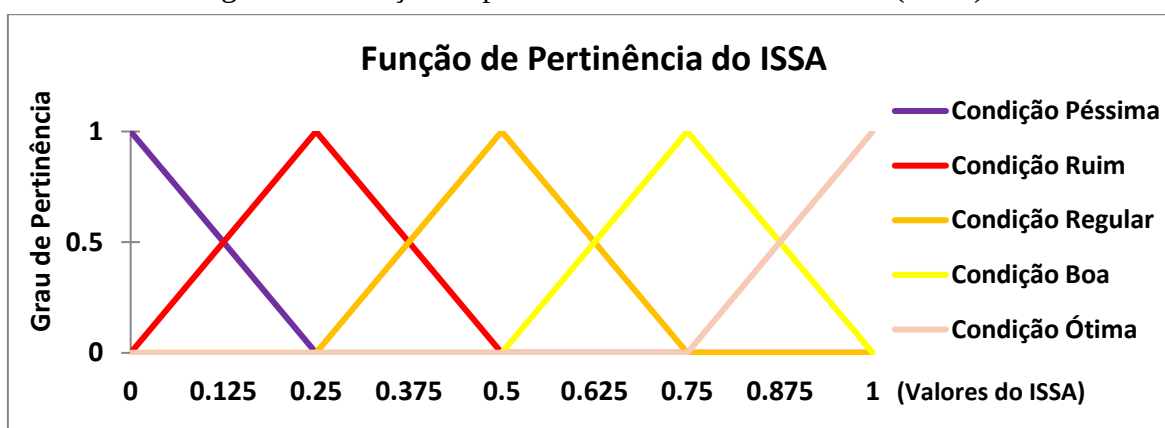
conhecimentos do sistema de inferência *fuzzy*, resultando em um conjunto de variáveis linguísticas (saída) que representam o ISSA.

Tabela 4.5. Base de regras do modelo

Regras	Entrada		Saída
	IQM	IIS	ISSA
1	Condição Boa	Condição Ótima	Condição Ótima
2		Condição Boa	Condição Boa
3		Condição Regular	Condição Regular
4		Condição Ruim	Condição Ruim
5	Condição Regular	Condição Ótima	Condição Boa
6		Condição Boa	Condição Boa
7		Condição Regular	Condição Regular
8		Condição Ruim	Condição Ruim
9	Condição Ruim	Condição Ótima	Condição Regular
10		Condição Boa	Condição Regular
11		Condição Regular	Condição Ruim
12		Condição Ruim	Condição Péssima

Para a variável de saída foi utilizado cinco variáveis linguísticas, sendo elas: Condição Ótima, Boa, Regular, Ruim e Péssima. Desse modo, definiu-se função de pertinência para o ISSA, como mostrado na Figura 4.2. Para a divisão das faixas de valores do ISSA foram consideradas as faixas de valores apresentados pelo IQM e IIS, o que possibilitou construir as cinco classes de saída da base de regras do sistema de inferência *fuzzy*.

Figura 4.2. Função de pertinência da variável de saída (ISSA)



Para quantificar numericamente o ISSA, após estabelecer o conjunto de regras e a função de pertinência de saída, aplicou-se um método de conversão denominado *defuzzificação*. Para a *defuzzificação* empregou-se o método do centro de gravidade (SIMÕES; SHAW, 2007; GANGA *et al.* 2011).

Para o modelamento do sistema de inferência *fuzzy* foi utilizado o módulo *Fuzzy Logic Toolbox* do Matlab R2010a, sendo que os valores de saída correspondente aos valores numéricos finais do ISSA foram exportados para o editor de planilhas do Excel 2010 e, posteriormente, geocodificados e armazenados no banco de dados do arquivo vetorial que contém os setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una com o auxílio do ArcGIS 10.1.

4.2.4. ISSA por Sub-Bacias Hidrográficas

Para quantificar o Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) por Sub-Bacias Hidrográficas, foi proposto quantificá-lo a partir de uma média ponderada levando em consideração as áreas e os valores do ISSA de cada setor censitário presentes nos limites das Sub-Bacias Hidrográficas, de acordo com a Equação (10):

$$ISSA_{sub} = \sum_{i=1}^n A_i \times ISSA_i / A_{sub} \quad (10)$$

Sendo:

$ISSA_{sub}$ é o valor do ISSA por Sub-Bacia Hidrográfica;

A_i é área que cada setor censitário apresenta dentro dos limites da Sub-Bacia Hidrográfica;

$ISSA_i$ é o valor do ISSA de cada setor censitário presente na Sub-Bacia Hidrográfica;

A_{sub} é a área de cada Sub-Bacia Hidrográfica estudada.

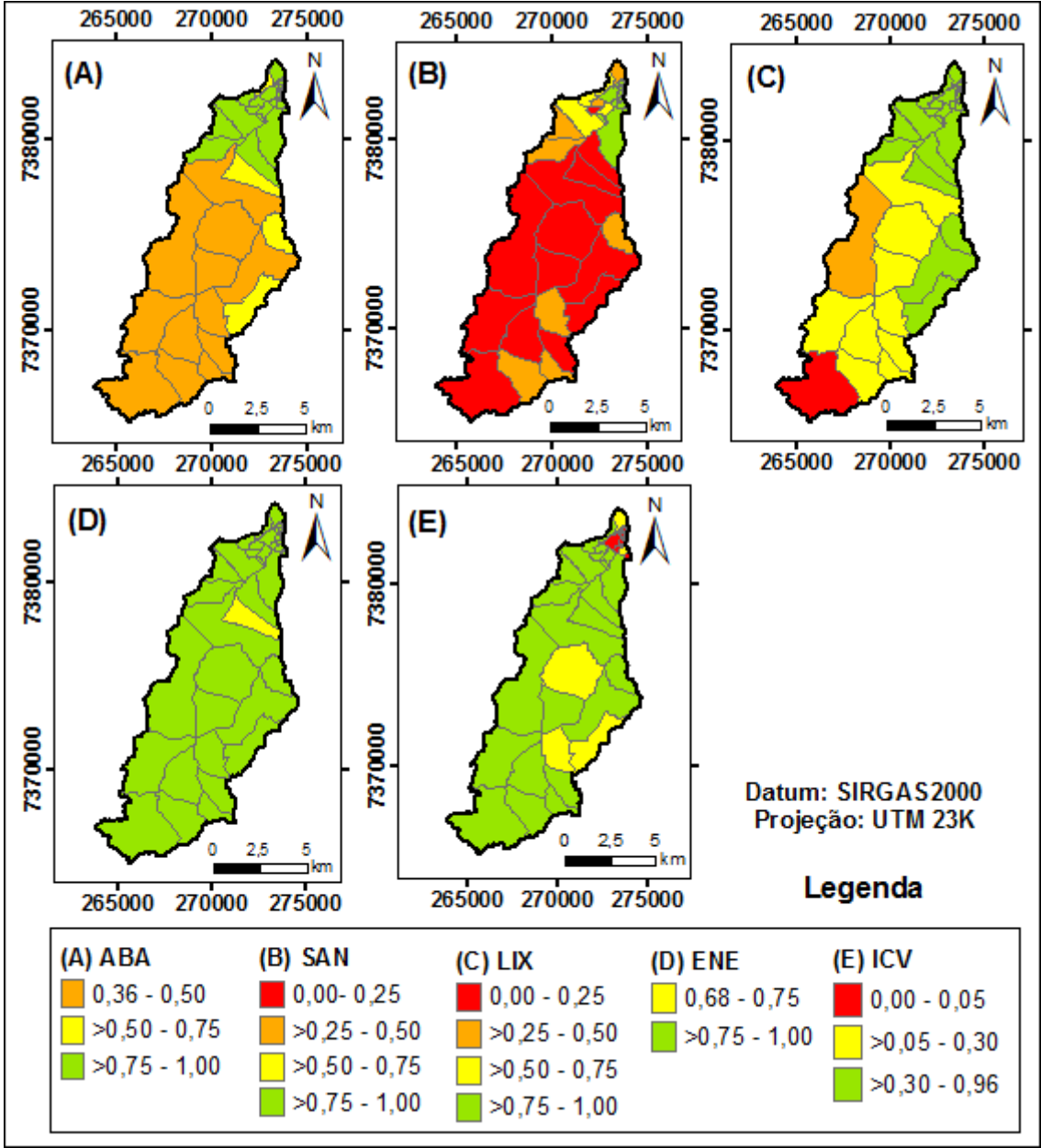
A partir disso, foi possível calcular o valor final do ISSA para cada Sub-Bacia Hidrográfica presente na área de estudo. Os valores médios do ISSA para cada uma das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram classificados em ótimo (0,91 a 1,0), bom (0,71 a 0,90), regular (0,51 a 0,70), ruim (0,26 a 0,50) ou péssimo (0,0 a 0,25), a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo IGAM (2005) para o IQA. Posteriormente, foi calculado o valor geral do ISSA para a Bacia Hidrográfica do Rio Una através de uma média ponderada pelas áreas de cada Sub-Bacia Hidrográfica com a área total da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

4.3. RESULTADOS

A Figura 4.3 mostra os mapas das variáveis utilizadas na construção do IQM com seus valores finais por setor censitário divididos em quartis ou quatro partes iguais (0 a

0,25; 0,25 a 0,50; 050 a 0,75 e 0,75 a 1) para as variáveis ABA, SAN, LIX e ENE, sendo que para a variável ICV seguiu-se a recomendação da ONU descrita na Tabela 4.1 (0 a 0,05; 0,05 a 0,30 e maior que 0,30).

Figura 4.3. Mapas das variáveis utilizadas na construção do IQM



A Tabela 4.6 apresenta a distribuição, em porcentagem, das variáveis ABA, SAN, LIX e ENE. Essas variáveis estão discriminadas na Tabela 4.6 pelos intervalos de valores estabelecidos anteriormente e apresentados na Figura 4.3.

Tabela 4.6. Distribuição (em %) das variáveis do IQM por intervalos de valores

Intervalo	ABA	SAN	LIX	ENE
0 a 0,25	0,0%	35,7%	2,4%	0,0%
0,25 a 0,5	31,0%	21,4%	4,8%	0,0%
0,5 a 0,75	11,9%	9,5%	21,4%	2,4%
0,75 a 1	57,1%	33,3%	71,4%	97,6%

Para a variável ABA não houve setores censitários que apresentassem valores inferiores a 0,36 (Figura 4.3). Na porção norte da Bacia Hidrográfica é onde se encontra os setores censitários que apresentaram os melhores valores quanto ao abastecimento de água, o que está relacionado à inserção desses setores censitários na área urbana do município, região mais desenvolvida economicamente e, por conseguinte, com uma infraestrutura maior em relação às outras áreas do município, enquanto que, as áreas rurais foram as que apresentaram os valores mais baixos da Bacia Hidrográfica.

A variável SAN foi, dentre as variáveis do IQM, a que apresentou os menores valores por setores censitários, sendo que 57,1% dos setores censitários, os quais representam 91% da área de estudo, apresentaram valores menores que 0,50, indicando a precariedade das condições sanitárias no município, mesmo em áreas urbanas. Esse é um tópico muito relevante a ser explorado pelos gestores do município nos próximos anos, uma vez que, apenas 18,2% da população total do município é atendida com esgotamento sanitário (SNIS, 2015).

A variável LIX também apresentou setores censitários com valores inferiores a 0,50, representando 7,2% dos setores censitários da Bacia Hidrográfica. Igualmente a variável SAN, os setores censitários inseridos na área urbana do município (região norte) apresentaram os melhores valores (Figura 4.3). O município possui um aterro sanitário, entretanto, a coleta de lixo é deficitária, com muitas regiões sem cobertura, principalmente as localizadas ao sul da Bacia Hidrográfica, que não está tão distante do aterro sanitário que se localiza nessa Bacia Hidrográfica.

ENE é a variável que apresentou os melhores valores para a Bacia Hidrográfica, quase 100% dos valores encontram-se acima de 0,75. Quase toda a população residente na Bacia Hidrográfica do Rio Una tem acesso à energia elétrica.

Quanto ao ICV, 31% dos setores censitários apresentaram valores abaixo de 0,05%, entretanto, esses setores são os menores entre os analisados, o que pode estar relacionado com a ausência de cobertura vegetal nesse setor e, ainda, por estar situado na zona urbana do município. A maior parte da Bacia Hidrográfica apresentou valores acima do preconizado pela ONU, com exceção de uma pequena parte da região centro-leste que tem alta incidência de culturas agrícolas e ao norte da Bacia Hidrográfica que apresenta alta

taxa de urbanização e onde se encontra a estação de tratamento de esgoto do município, entretanto, a presença de cobertura vegetal nesses setores censitários é razoável.

Para quantificar o peso de cada variável do IQM foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre as cinco variáveis componentes do IQM por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável (Tabela 4.2), conforme apresentado na Tabela 4.7.

Tabela 4.7. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IQM

Variáveis do IQM	ABA	SAN	LIX	ENE	ICV
ABA	1	1	3	5	7
SAN	1	1	3	5	7
LIX	1/3	1/3	1	5	7
ENE	1/5	1/5	1/5	1	3
ICV	1/7	1/7	1/7	1/3	1

Em uma matriz de comparação pareada, as posições da diagonal sempre recebem o valor 1, dado que um elemento é igualmente importante a ele mesmo, enquanto que, para as comparações inversas, ou seja, na parte inferior esquerda da matriz, colocam-se os valores recíprocos daqueles da parte superior direita da matriz (PAULA; CERRI, 2012).

A Tabela 4.8 apresenta os pesos normalizados para cada uma das variáveis componentes do IQM, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado para a obtenção do índice de consistência (IC).

Tabela 4.8. Pesos normalizados das variáveis componentes do IQM

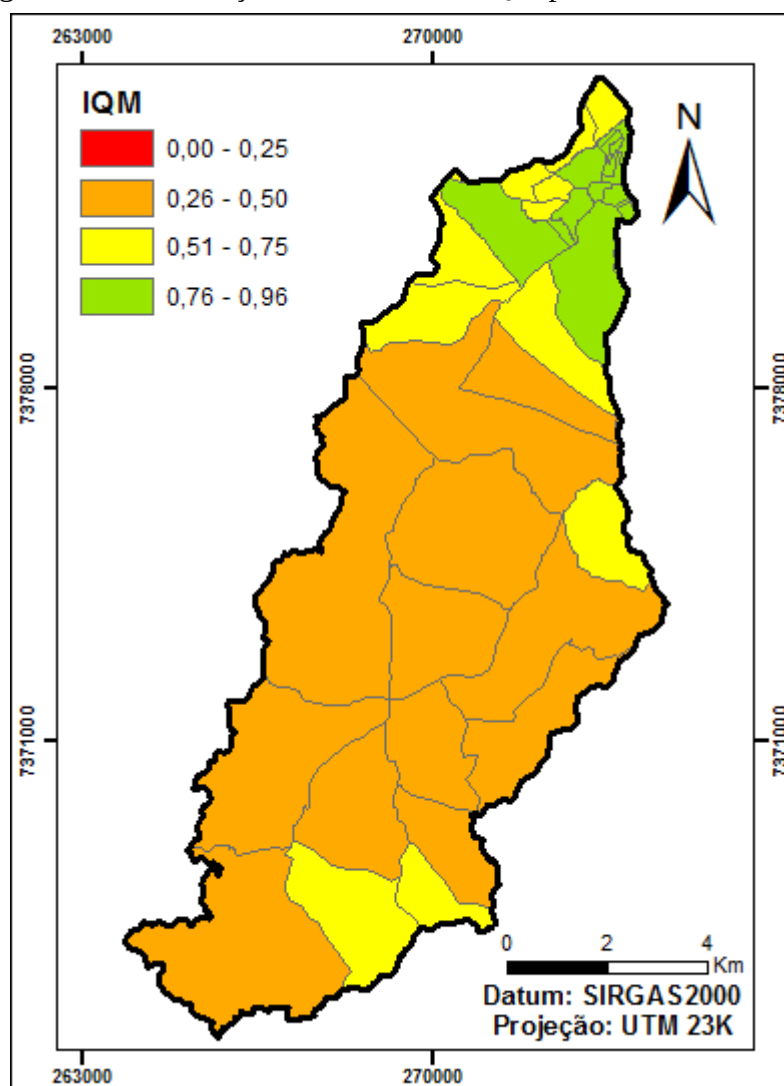
Variáveis do IQM	Pesos normalizados(p)	Ap	Ap/p
ABA	0,35	1,90	5,45
SAN	0,35	1,90	5,45
LIX	0,19	1,05	5,38
ENE	0,07	0,36	5,05
ICV	0,04	0,19	5,05
Média (λ Max)			5,28

O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos às variáveis componentes do IQM pelo método da AHP foi de 0,069, isto é, abaixo de 0,1 e,

portanto, há consistência nos valores obtidos. Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculado a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,062, ou seja, abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados apresentam consistência. As variáveis que apresentaram os maiores pesos foram ABA e a SAN com pesos iguais a 0,35, enquanto que, a variável ICV apresentou o menor peso e igual a 0,04.

A partir disso, foi calculado o valor do IQM para cada setor censitário e dividido em quartis para ser geoespacializado como mostrado no mapa da Figura 4.4.

Figura 4.4. Distribuição dos valores do IQM por setores censitários



Os piores valores para o IQM encontram-se na região centro-sul da Bacia Hidrográfica, onde há a maior concentração de atividades agrícolas. Talvez, por se tratar de atividades agrícolas de pequeno porte, as pessoas residentes tenham menos acesso a infraestrutura devido à impossibilidade dos órgãos públicos de oferecerem esse serviço e, também, por sua condição financeira não permitir que tenham acesso a uma melhor

infraestrutura básica. O IIS irá adicionar ao indicador ISSA a variável renda e, assim, pode-se verificar a influência da renda nos valores apresentados pelo IQM.

A Figura 4.5 mostra os mapas das variáveis utilizadas na construção do IIS com seus valores finais por setor censitário divididos em quartis ou quatro partes iguais (0 a 0,25; 0,25 a 0,50; 0,50 a 0,75 e 0,75 a 1) para todas as variáveis componentes deste índice. Enquanto que, a Tabela 4.9 apresenta a distribuição em porcentagem das variáveis componentes do IIS pelos intervalos de valores apresentados na Figura 4.5.

Figura 4.5. Mapas das variáveis utilizadas na construção do IIS

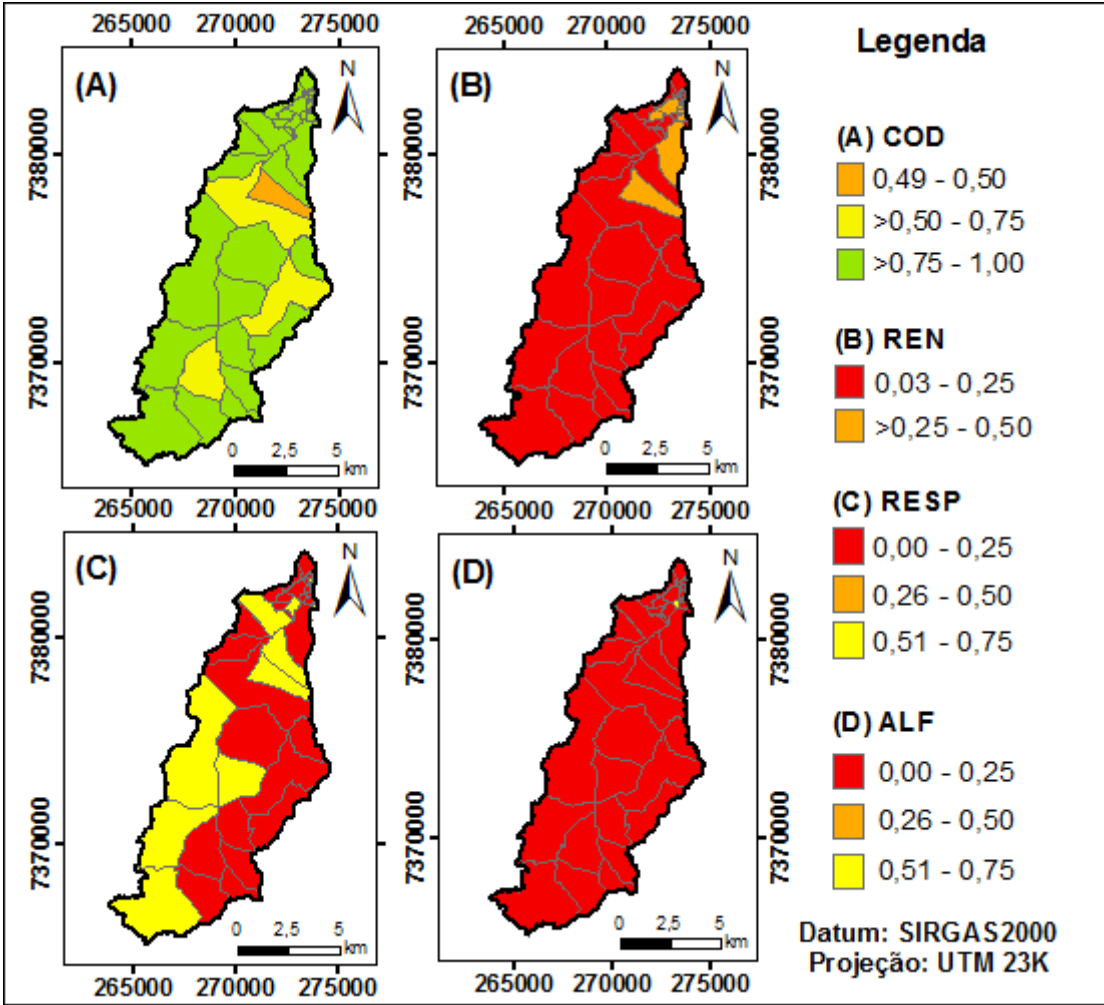


Tabela 4.9. Distribuição (em %) das variáveis do IIS por intervalos de valores

Intervalo	REN	RESP	ALF	COD
0 a 0,25	78,6%	76,2%	97,6%	0,0%
0,25 a 0,5	21,4%	0,0%	0,0%	2,4%
0,5 a 0,75	0,0%	23,8%	2,4%	14,3%
0,75 a 1	0,0%	0,0%	0,0%	83,3%

Para a variável COD, somente um setor censitário apresentou valor inferior a 0,5, e aproximadamente 83,3% dos domicílios apresentam valores superiores a 0,75, isto indica que a maior parte dos domicílios presentes na área de estudo estão quitados ou em processo de aquisição.

Isto é importante, uma vez que, as pessoas com domicílios quitados possuem, em sua maioria, uma oportunidade maior de investir seus recursos financeiros no crescimento pessoal e profissional da família do que àqueles que não se encontram nessa situação.

Em relação a variável REN, verifica-se que quase 79% da população residente nesta área de estudo, sobrevivem com menos de um salário mínimo per capita, indicando a vulnerabilidade social dos residentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Ainda, corroborando com esta afirmação, é possível verificar no mapa da Figura 4.5 que não há nenhum setor censitário que apresente uma condição classificada como ótima.

A variável RESP, correspondente a taxa de pessoas responsáveis pelo domicílio com 18 anos ou mais, está bem distribuída ao longo da Bacia Hidrográfica, com valores inferiores a 0,75, o que indica que não há nenhum setor censitário que apresente todos os responsáveis pelo domicílio com idade superior a 18 anos. Os setores censitários que apresentam menos de 70% dos responsáveis com mais de 18 anos correspondem a 76% aproximadamente do total estudado.

Esse valor é o ideal, pois se espera que todos os responsáveis pelo domicílio tenham obtido uma oportunidade de concluir o ensino médio antes de se tornar o responsável pelo sustento de sua família, diminuindo assim a desigualdade social e possibilitando que este trabalhador possa ter um emprego melhor remunerado.

ALF é a única variável que apresentou quase 100% dos seus dados em uma única classe de valores e, também, é a única que tem quase todos os valores presentes no primeiro quartil, isto é, pior classe de valores. Ou seja, o nível de analfabetismo presente nos setores censitários apresenta uma taxa de pessoas alfabetizadas com 15 anos ou mais, menor que 70%, bem inferior à média brasileira que é de 90,4% (PNUD, 2014). Portanto, é a variável mais preocupante da Bacia Hidrográfica e que necessita de atenção especial por parte dos gestores públicos.

Para quantificar o peso de cada variável do IIS foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre as cinco variáveis componentes do IIS por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável (Tabela 4.2), conforme é apresentado na Tabela 4.10.

Tabela 4.10. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IIS

Variáveis do IIS	REN	ALF	RESP	COD
REN	1	1	3	5
ALF	1	1	3	5
RESP	1/3	1/3	1	3
COD	1/5	1/5	1/3	1

A Tabela 4.11 apresenta os pesos normalizados para cada uma das variáveis componentes do IIS, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado na obtenção do índice de consistência (IC).

Tabela 4.11. Pesos normalizados das variáveis componentes do IIS

Variáveis do IIS	Pesos normalizados(p)	Ap	Ap/p
REN	0,39	1,58	4,07
ALF	0,39	1,58	4,07
RESP	0,15	0,62	4,03
COD	0,07	0,28	4,01
Média (λ Max)			4,04

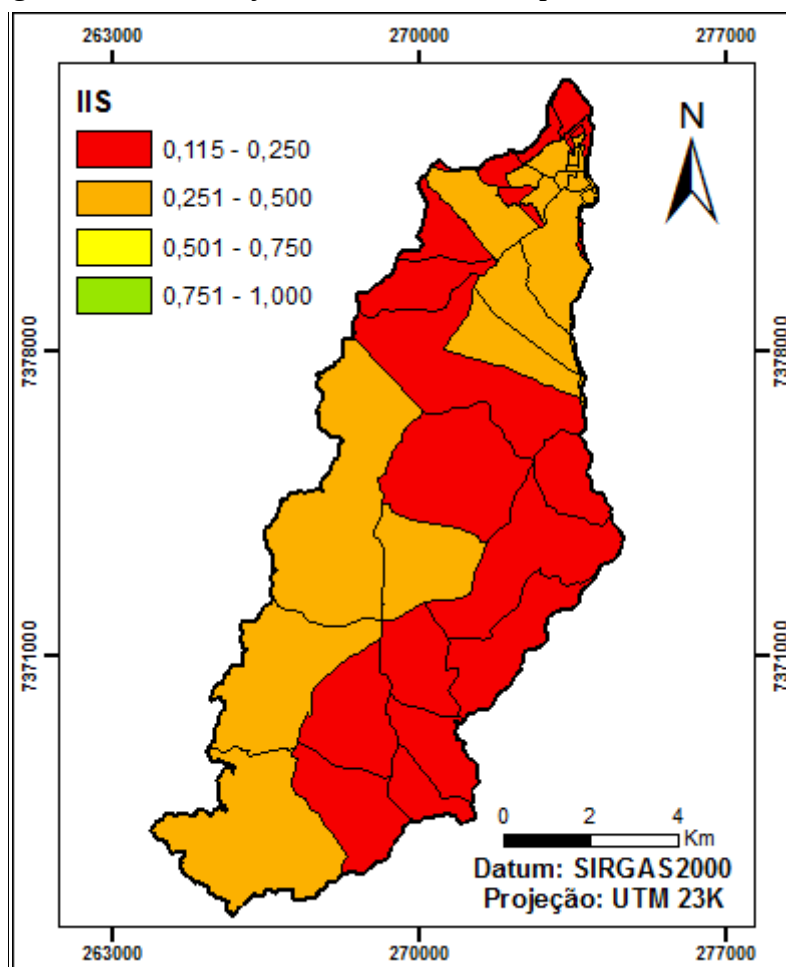
O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos às variáveis componentes do IIS pelo método da AHP foi de 0,015, isto é, abaixo de 0,1 e, portanto, há consistência nos valores obtidos.

Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculado a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,016, ou seja, abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados apresentam consistência.

As variáveis que apresentaram os maiores pesos foram REN e a ALF com pesos iguais a 0,39, enquanto que, a variável COD apresentou o menor peso e igual a 0,07 como pode ser visto na Tabela 4.11.

A partir disso, foi calculado o valor do Indicador de Inserção Social (IIS) para cada setor censitário e dividido em quartis para ser geoespacializado como é mostrado no mapa da Figura 4.6.

Figura 4.6. Distribuição dos valores do IIS por setores censitários

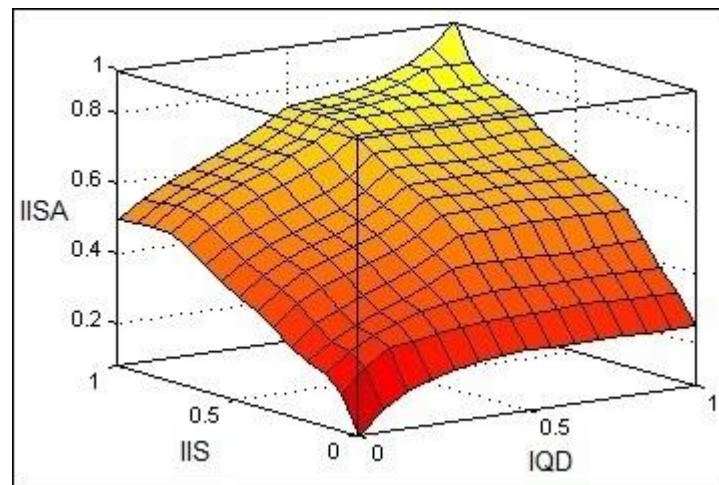


Os piores valores para o IIS encontram-se distribuídos ao longo da Bacia Hidrográfica, porém com maior presença para a região central e sul, isto é, onde há a maior concentração de atividades agrícolas. Não houve bons resultados para os valores calculados do IIS, possivelmente, devido aos péssimos valores encontrados para a taxa de alfabetização e renda, variáveis importantes e de maior peso no cálculo do IIS, ou seja, a população residente nessa área carece de maior acesso a educação e fonte de renda. Para a maior parte dos setores censitários estudados, a principal fonte de renda da população provém da agricultura de subsistência, isto é, de pequenas propriedades agrícolas.

Mesmo ao norte da Bacia Hidrográfica, onde reside maior parte da população e está localizada a área urbana do município, os valores de IIS foram baixos como podem ser vistos na Figura 4.6. Este fato pode estar associado à vocação do município na produção agrícola e na ausência de serviços mais especializados que oferecem uma possibilidade de renda maior, porém exigem um grau de estudo mais elevado, podendo ser uma explicação para os baixos valores encontrados para as variáveis ALF e REN na área de estudo.

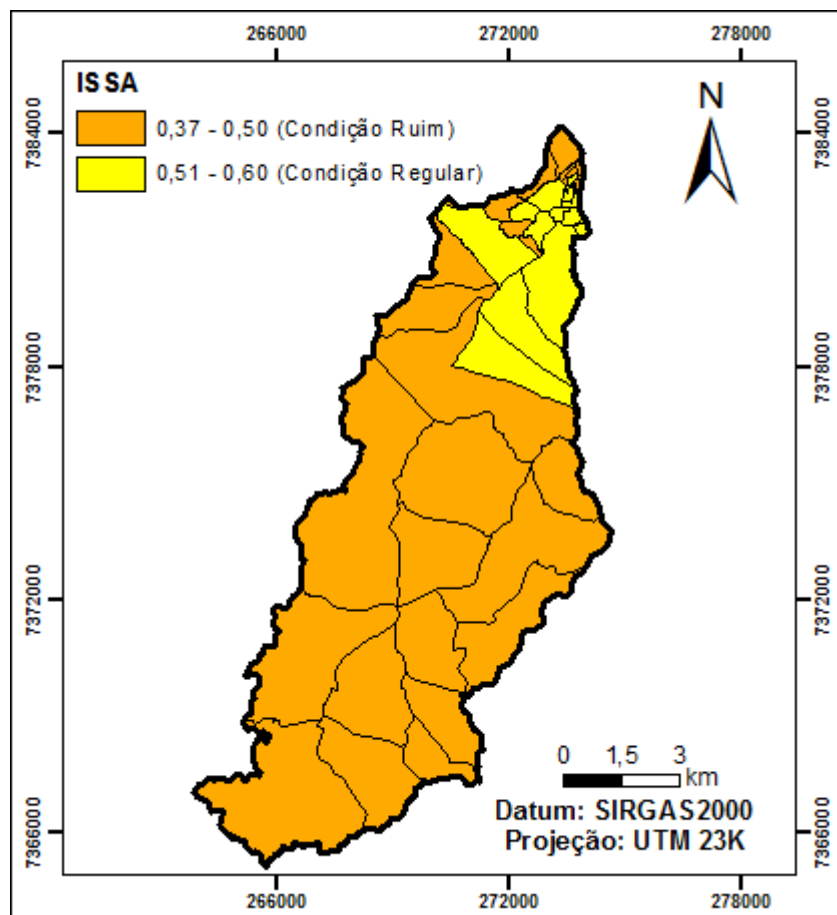
A Figura 4.7 mostra a superfície 3D formada pelas variáveis de entrada e de saída do ISSA gerada pelo módulo *Fuzzy Logical Toolbox* do software Matlab 7.1 (R2010a), o qual foi usado para gerar o sistema de inferência fuzzy.

Figura 4.7. Superfície 3D gerada pelas variáveis de entrada e de saída do ISSA



A Figura 4.8 mostra o mapa com a distribuição dos valores do ISSA obtidos e classificados em variáveis linguísticas adaptadas do IQA (IGAM, 2005) para cada um dos setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una.

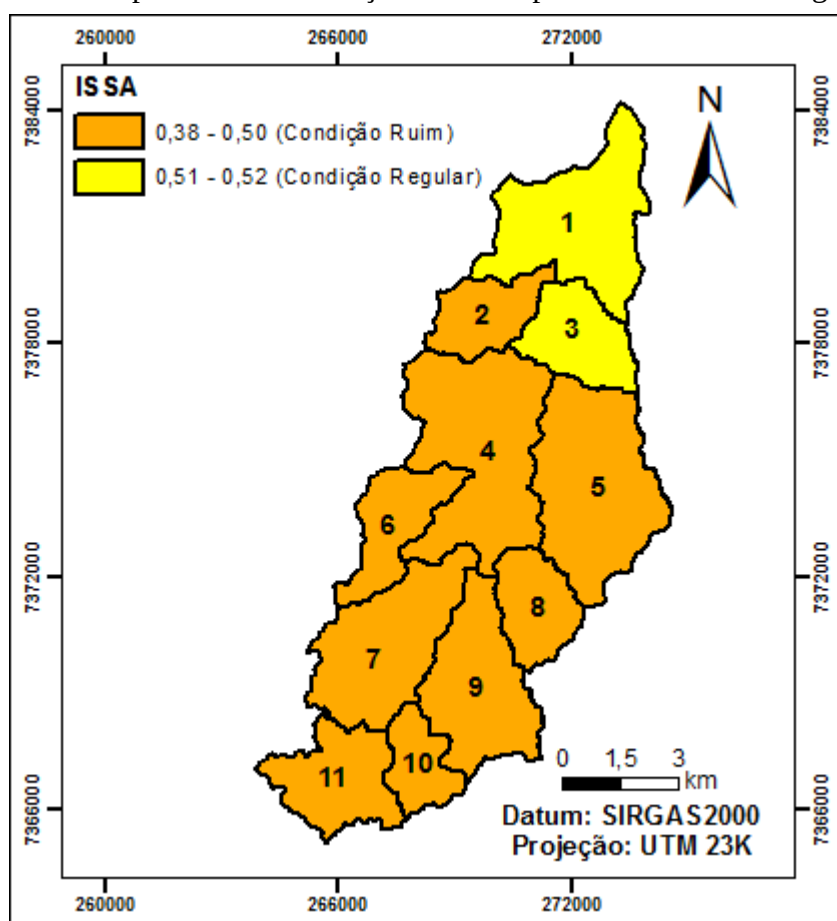
Figura 4.8. Distribuição dos valores do ISSA por setores censitários



Ao verificar o mapa da Figura 4.8 é possível perceber que a maioria dos setores censitários presentes em área rural apresentaram os valores mais baixos de ISSA e são classificados como ruins, enquanto que, a maioria dos setores censitários presentes em áreas urbanas apresentaram valores menores que 0,6 e estão classificados como regulares, porém não há na Bacia Hidrográfica em estudo valores bons ou ótimos de ISSA. As áreas classificadas como ruins representam 64,3% da área de estudo, sendo que o restante, isto é, 35,7% da área de estudo foi classificada como regular.

A Figura 4.9 mostra o mapa dos valores do ISSA distribuídos por Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una através da aplicação da Equação (10).

Figura 4.9. Mapa com a distribuição do ISSA por Sub-Bacias Hidrográficas



Os valores do ISSA distribuídos por Sub-Bacias Hidrográficas mostram que somente duas Sub-Bacias apresentaram valor acima de 0,50 e estão inseridas na zona urbana do município de Ibiúna-SP. Aproximadamente 81% da área de estudo apresentam valores de ISSA classificados como ruins e inferiores a 0,50. Estes valores abaixo do esperado são justificados pela baixa renda e a alta taxa de analfabetismo presentes na área de estudo que apresentaram péssimos valores. A área urbana em comparação a área rural

apresentou os melhores valores socioambientais, em parte, justificável pelo acesso da população dessas áreas à educação e melhores oportunidades de emprego.

De acordo com os valores encontrados para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi possível através de uma média ponderada pelas áreas obter o valor geral do ISSA para a Bacia Hidrográfica do Rio Una que foi igual a 0,43, isto é, o valor de ISSA encontrado para essa Bacia Hidrográfica pode ser classificada como ruim, assim como os valores encontrados para 9 Sub-Bacias Hidrográficas presentes na área de estudo.

4.4. CONCLUSÃO

A partir dos resultados foi possível concluir que as desigualdades socioambientais estão mais presentes na área rural da área de estudo, entretanto, a vocação agrícola do município reflete nos dados coletados também na área urbana, que apresentou valores de ISSA ruins, devido principalmente à baixa renda da população e à alta taxa de analfabetismo presente na área de estudo. Conclui-se que o ISSA é sensível o suficiente para apontar os indicadores que mais influenciam no seu valor e aqueles que necessitam de uma gestão prioritária.

Através das informações levantadas neste estudo, pode-se concluir que o Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) é uma importante ferramenta que provém da agregação de dois indicadores (IQM e IIS) que permitem interpretar numericamente a realidade da Bacia Hidrográfica do Rio Una, a partir de uma óptica socioambiental, enfocando os residentes dessa área e, portanto, é uma alternativa válida e pode servir como um instrumento de tomada de decisão para gestores públicos e interessados nessa questão.

O estudo demonstra que as imagens de sensoriamento remoto em conjunto com os Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) são importantes ferramentas para avaliar a cobertura vegetal em bacias hidrográficas e, nesse estudo, possibilitou verificar as condições das áreas verdes presentes nos setores censitários da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFSHAR, A.; MARINO, M. A.; EBTEHAJ, M.; MOOSAVI, J. Rule-based fuzzy system for assessing groundwater vulnerability. **Journal of Environmental Engineering**, ASCE, v. 133, n. 5, p. 532-540, 2007.

ARAÚJO, M. L.; LUZ, L. M.; RODRIGUES, J. E. C. TEMPORAL AND SPATIAL ANALYSIS OF VEGETATION OF TENONÉ-BELÉM/PA. **REVSBAU**, Piracicaba – SP, v.7, n.1, p. 52-75, 2012.

BARSANELLI, S.; LOURENÇO, R. W.; ASSIS, T. Metodologia para construção de indicadores de qualidade sanitária. **Boletim Técnico da Faculdade de Tecnologia de São Paulo**, v. 23, p. 43--, 2007.

BÖNISCH, S. LOPES ASSAD, M. L.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. Representação e propagação de incertezas em dados de solos, II - Atributos numéricos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 01, p. 21-32, 2004.

BRAGATTO, R. D. ; AUGUSTO, C. M. ; STEFFANI, M. A. ; ZOREL JUNIOR, H.; BARRETO-RODRIGUES, M. Indicadores ambientais de sustentabilidade sistematizados pelo modelo pressão-estado-resposta (PER): análise de águas superficiais na microbacia hidrográfica Passo da Pedra, em Pato Branco PR. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 87-103, 2012.

BRASIL. Lei n. 10.406, 10 de janeiro de 2002. **Código Civil**. Diário Oficial da União, Rio de Janeiro, 11 jan. 2002.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. **Water Resources Management**, v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 4, p. 44-52, 2002.

DIAMANTOPOULOS, A.; WINKLHOFER, H. M. Index construction with formative indicators: An alternative to scale development. **Journal of marketing research**, v. 38, n. 2, p. 269-277, 2001.

FARYADI, Sh; TAHERI, Sh. Interconnections of urban green spaces and environmental quality of Tehran. **International Journal of Environmental Research**, v. 3, n. 2, p. 199-208, 2009.

BORGES, C. A. R. F.; MARIM, G. C.; RODRIGUES, J. E C. Mapeamento da cobertura vegetal do bairro da Marambaia–Belém/PA. **REVSBAU**, Piracicaba – SP, v.7, n.4, p.16-26, 2012.

GANGA, G. M. D.; CARPINETTI, L. C. R.; POLITANO, P. R. Gestão do desempenho em cadeias de suprimentos usando lógica fuzzy. **Gest. Prod.**, v. 18, n. 4, p. 755-774, 2011.

GRANDZOL, J. R. Improving the faculty selection process in higher education: a case for the analytic hierarchy process. **IR applications**, v. 6, n. 24, p. 1-13, 2005.

GUIMARÃES, L. T.; MAGRINI, A. A proposal of indicators for sustainable development in the management of river basins. **Water resources management**, v. 22, n. 9, p. 1191-1202, 2008.

HARDER, I. C. F.; RIBEIRO, R. C. S.; TAVARES, A. R. Índices de área verde e cobertura vegetal para as praças do município de Vinhedo, SP. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 277-282, 2006.

HAWKEN, P. **The ecology of commerce: A declaration of sustainability**. Harper Business, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base Estatcart de Informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por Setor Censitário**. Rio de Janeiro, IBGE, 2012. CD-ROM.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

KHANNA, N. Measuring environmental quality: an index of pollution. **Ecological Economics**, v. 35, n. 2, p. 191-202, 2000.

LOURENÇO, R. W; SILVA, D. C. C.; MARTINS, A. C. G.; SALES, J. C. A.; ROVEDA, S. R. M. M.; ROVEDA, J. A. F. Use of fuzzy systems in the elaboration of an anthropic pressure indicator to evaluate the remaining forest fragments. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, p. 1-8, 2015.

MAMDANI, E.H. Application of Fuzzy Algorithms for Control of Simple Dynamic Plant. **Proceedings of the IEE Control and Science**, v. 121, p. 298-316, 1974.

MORETTI, G. N.; SAUTTER, K. D.; AZEVEDO, J. A. ISO 14001: implementar ou não? Uma proposta para a tomada de decisão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 416-425, 2008.

NUCCI, J. C.; CAVALHEIRO, F. Cobertura Vegetal em Áreas Urbanas: Conceitos e Métodos. **Revista Geosp**, São Paulo, v. 6. p. 29-36, 1999.

OLIVEIRA, P. T. S. D.; RODRIGUES, D. B. B.; ALVES SOBRINHO, T.; PANACHUKI, E. Processo analítico hierárquico aplicado à vulnerabilidade natural a erosão. **Geociências (São Paulo)**, v. 28, n. 4, p. 417-424, 2009.

PAULA, B. L. D.; CERRI, L. E. D. S. Aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) Para Priorização de Obras de Intervenção em Áreas e Setores de Risco Geológico nos Municípios de Itapeperica da Serra e Suzano (SP). **Geociências (São Paulo)**, v. 31, n. 2, p. 247-257, 2012.

PHILIPPI JR, A.; ROMERO, M. A.; BRUNA, G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Editora Manole, 2004.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Relatório de Desenvolvimento Humano 2014**. Sustentar o Progresso Humano: Reduzir as Vulnerabilidades e Reforçar a Resiliência. Nova Iorque: PNUD, 2014.

ROSU, L. I.; ANA-MARIA, O. Defining critical areas through dispersion and density of vegetation index in relation to population. study case: Iași City. **Present Environment and Sustainable Development**, v. 7, n. 2, p. 193-204, 2013.

SAATY, T. L. **Método de Análise Hierárquica**. São Paulo: McGraw-Hill Publisher, 1991. 367 p.

SHIELDS, D.; SOLAR, S.; MARTIN, W. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. **Ecological Indicator**, v. 2, n. 1-2, p. 149-160, nov. 2002.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

SIMÕES, M. G; SHAW, I. S. **Controle e modelagem Fuzzy**. 2. ed. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda., 2007.

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Série Histórica**. 2013. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em 26 de Setembro de 2015.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de Sustentabilidade: Uma Análise Comparativa**. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006.

VEDOVATO, M. A.; LOURENÇO, R. W.; DONALISIO, M. R. Análise espacial da mortalidade infantil e suas relações sócio-ambientais na área urbana de Rio Claro, SP, BR. **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 3, p.435-452, 2011.

CAPÍTULO V

ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL DA ÁGUA

RESUMO

Indicadores ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre o estado da água que é um dos recursos naturais de maior importância cuja qualidade, decorrente do processo de uso e manejo antrópico, reflete na variabilidade de seus atributos físicos e químicos influenciando no bem estar dos seres vivos. Portanto, nesse estudo construiu-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) que integrou informações do estado da água na Bacia Hidrográfica do Rio Una, utilizando, em seu cálculo, bases científicas, índices de vegetação, parâmetros de qualidade da água e técnicas de geoprocessamento. A partir dos resultados obtidos, foi possível verificar que os baixos valores do ISAA concentram-se ao sul da Bacia Hidrográfica e estão inseridos na zona rural do município de Ibiúna/SP sob influência de atividades agrícolas e péssimas condições de saneamento básico. Apenas 24% aproximadamente da área de estudo apresentaram valores de ISAA classificados acima de 0,60, indicando uma classificação regular, longe da desejável, isto é, superior a 0,9. Estes valores abaixo do esperado são justificados pelas péssimas condições de saneamento básico presentes na área de estudo e pelas atividades agrícolas que utilizam fertilizantes e não são orientadas ou supervisionadas por nenhum órgão público. A área urbana em comparação a área rural apresentou valores de ISAA maiores, justificável pelo acesso da população às melhores condições de saneamento básico e a baixa exposição às possíveis contaminações da água.

5.1. INTRODUÇÃO

As reflexões sobre a sustentabilidade tiveram início dos anos de 1970 a partir dos impactos ambientais sobre os recursos naturais causados pelas atividades antrópicas, resultando em diversos debates no âmbito global. A partir desses debates, o conceito de sustentabilidade foi discutido amplamente em várias dimensões que envolvem o ser humano, sua conduta e necessidades (MIRANDA; TEIXEIRA, 2004).

Para tanto, a avaliação da sustentabilidade em um determinado local necessita do agrupamento de diferentes informações que possam refletir o grau de sustentabilidade em que se encontra o local. Portanto, a elaboração de ferramentas que possam apoiar essa avaliação se faz necessária como a geração de indicadores e índices ambientais capazes de avaliar e monitorar as tendências de desenvolvimento sustentável, o que possibilita a

construção de metas para a melhoria dos sistemas ambientais estudados (MIRANDA; TEIXEIRA, 2004; VAN BELLEN, 2005).

Além disso, os indicadores e índices ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre o estado da água aos responsáveis por sua gestão, contribuindo para uma relação sustentável entre os compartimentos social, econômico e ambiental (DEPONTI *et al.*, 2002; VAN BELLEN, 2005; MOLLER, 2015). Ainda, deve permitir avaliar uma situação na atualidade e sua tendência temporal de comportamento, passível de comparação em escala temporal e espacial (MARZALL; ALMEIDA, 2000). Portanto, os indicadores de qualidade da água podem ser considerados importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões envolvendo questões ambientais.

Segundo Carvalho e Curi (2013) a formulação de uma metodologia baseada em índices e indicadores focados na caracterização de sistemas hídricos, baseados na Teoria de Apoio à Decisão, pode contribuir para a melhoria da gestão desses recursos.

Esse interesse por geração de índices de sustentabilidade aplicados aos sistemas hídricos tem sido fortemente influenciado pela Comissão de Desenvolvimento Sustentável (CDS) das Nações Unidas, bem como pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), associado ao contexto global da degradação dos recursos hídricos (CALLADO, 2010; CARVALHO; CURI, 2013).

Vários estudos foram realizados em busca de um índice ou indicador de qualidade da água que pudesse refletir o quanto sustentável é o sistema hídrico de uma determinada região, como os de Pompermayer *et al.* (2007) que propuseram o uso de indicadores de sustentabilidade ambiental, associado às técnicas de análise multicritério, como instrumento de auxílio à gestão de recursos hídricos, enquanto que, Guimarães e Magrini (2008) propuseram um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável aplicado à bacias hidrográficas do Brasil. Já Vieira e Studart (2009) propuseram um Modelo de Índice de Sustentabilidade Hidroambiental (ISHA) para Ambientes Serranos no Semiárido do Estado do Ceará do Maciço Baturité, enquanto que, Carvalho e Curi (2013) propuseram uma metodologia baseada no uso da análise multicritério capaz de identificar a situação hidroambiental de municípios paraibanos.

Visto os estudos anteriores e a necessidade de gerar um índice de sustentabilidade da água aplicado às bacias hidrográficas foi proposto nesse estudo a geração de um Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) enfocando alguns parâmetros físicos e químicos da água que possam refletir o grau de qualidade das águas, bem como sua capacidade de se manter sustentável frente aos processos potencialmente degradantes da qualidade e oferta da água imposto pelas atividades antrópicas. A partir disso, objetivou-se gerar um índice de fácil aplicação e baixo custo aplicado à Bacia Hidrográfica do Rio Una para avaliação da sustentabilidade ambiental dos recursos hídricos.

5.2. METODOLOGIA

Para a geração do mapa de sustentabilidade ambiental da água para a Bacia Hidrográfica do Rio Una foi gerado o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA). O ISAA é um indicador de estado que busca identificar a sustentabilidade do sistema ambiental local, através da qualidade da água e dos processos potencialmente degradantes da qualidade e oferta da água. Nesse contexto, o ISAA é visto como “testemunho-síntese” da sustentabilidade do sistema ambiental como um todo, uma vez que registra as alterações e agressões ambientais ocorridas na Bacia Hidrográfica.

Para a construção do ISAA foram utilizados os seguintes índices: Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN), o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e o Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH). As variáveis físico-químicas da água que compõem o IQAN fornecem uma visão estática, um retrato momentâneo da Bacia Hidrográfica, enquanto que, os índices NDWI e IPDRH permitem identificar processos potencialmente degradantes da sustentabilidade da água, na medida em que a qualidade e oferta da água dependem do estado em que se encontram as matas ciliares e a preservação da vegetação nativa, além da destinação dos esgotos e captação de água para o consumo humano na Bacia Hidrográfica.

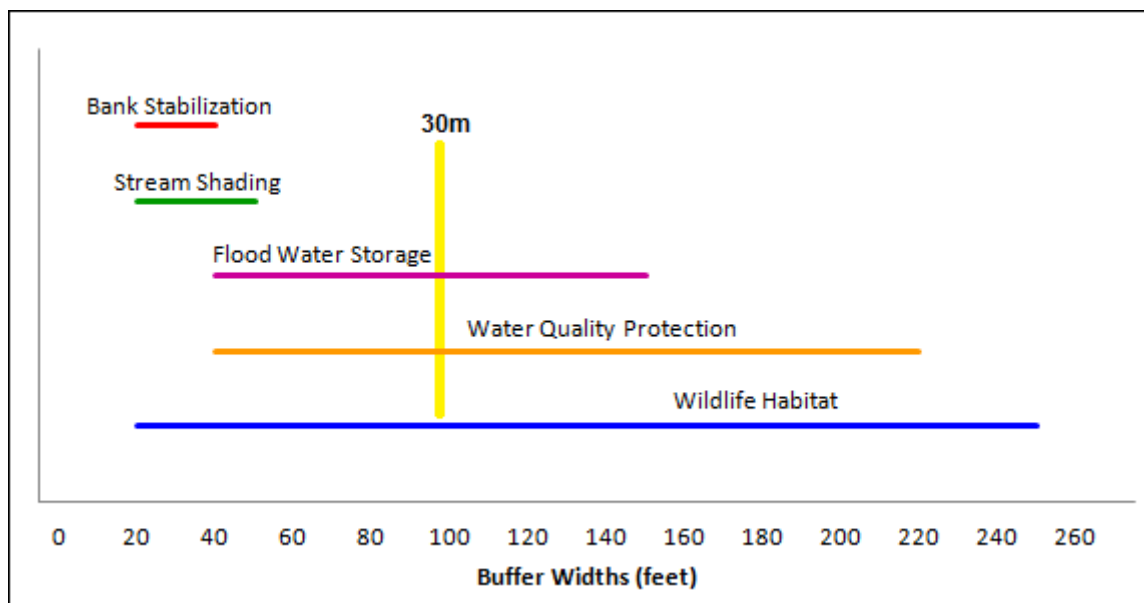
A construção do ISAA e dos índices que o compõem são explicados detalhadamente nos próximos itens da metodologia, bem como, a seleção dos pontos de amostragens para avaliar a qualidade da água nas Sub-Bacias Hidrográficas presentes na área de estudo.

5.2.1. Distribuição dos pontos de amostragens

Os pontos de amostragens de água foram distribuídos na Bacia Hidrográfica do Rio Una de forma a atender algumas condições que são importantes para identificar se o uso do solo e a supressão das matas no entorno dos rios interferem na qualidade da água e sucessivamente na sustentabilidade desse corpo hídrico ao longo dos anos.

Para isso, foi estudada qual a distância mínima necessária de matas ciliares para manutenção da qualidade da água a partir das margens dos corpos hídricos. O USDA (2003), Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, compilou várias pesquisas acerca da faixa de vegetação desejável para diferentes funções das matas ciliares, apresentando graficamente as faixas mínimas e máximas para cada função da mata ciliar verificada nas publicações analisadas (Figura 5.1). Segundo o USDA (2003), não há uma faixa ideal de mata ciliar para todas as funções, pois é necessário avaliar caso a caso em virtude das condições específicas de cada local e das funções de amortecimento desejadas, que neste estudo é a estabilização de taludes (*Bank Stabilization*) para evitar assoreamento dos cursos de água, sombreamento (*Stream Shading*) para diminuir a evaporação de água, proteção da qualidade da água (*Water Quality Protection*), controle de cheias (*Flood Water Storage*) e habitat de fauna silvestre (*Wildlife Habitat*).

Figura 5.1. Relação entre o tamanho da faixa de matas ciliares e suas funções ecológicas



Fonte: Adaptado de USDA (2003).

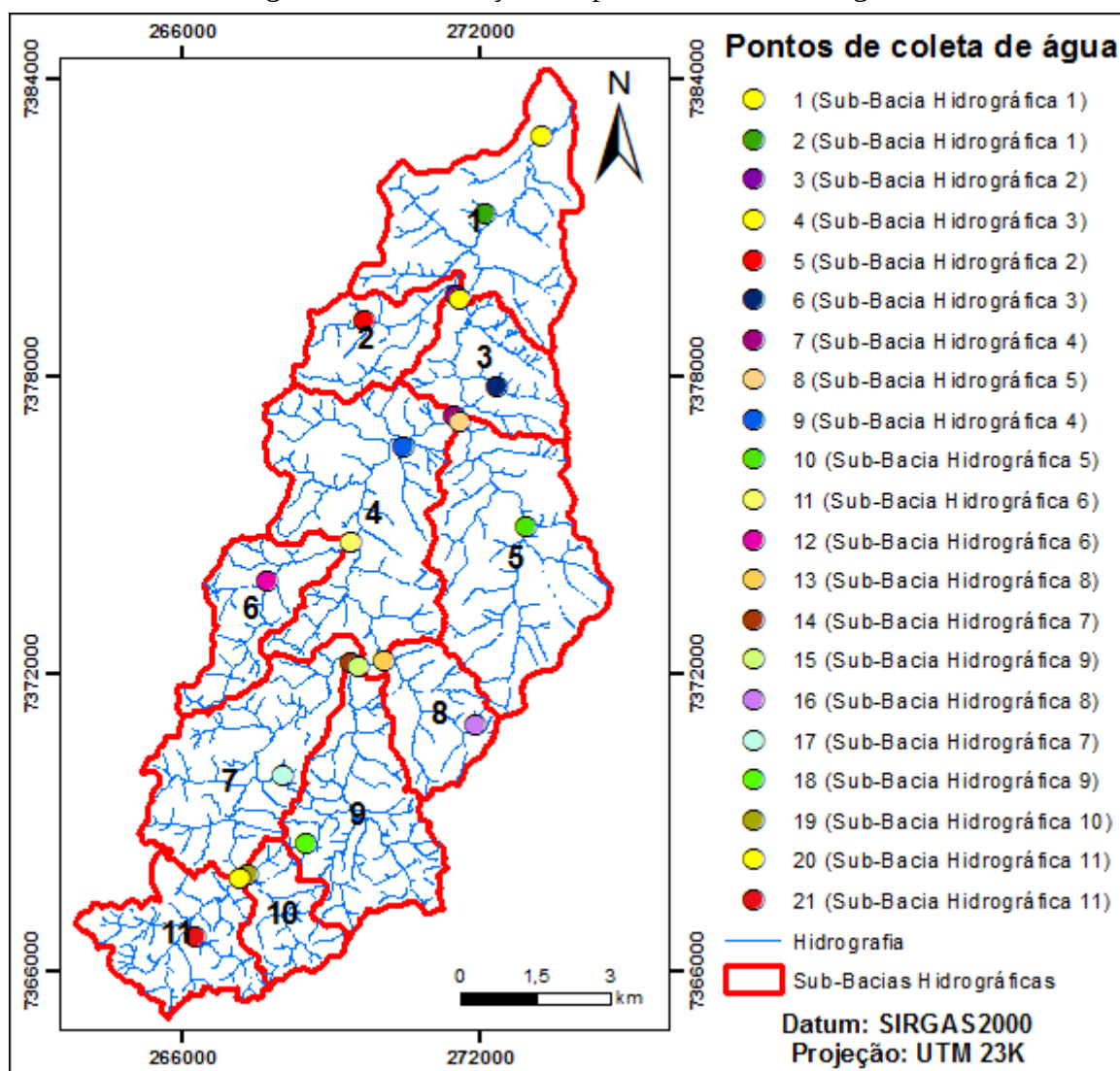
No Brasil há diversos trabalhos científicos que correlacionam a largura da faixa de mata ciliar com as suas principais funções hidrológicas, como o de Santos e Sparovek (2011) que estudaram a retenção de sedimentos de áreas agrícolas em vertentes com mata ciliar, cujas larguras médias das matas ciliares eram de 25m e 40m e, concluíram que a retenção é mais eficiente à medida que se aumenta a largura da mata e, portanto, recomendaram a manutenção desse tipo de vegetação como medida mitigadora dos impactos da agricultura. Já Metzger (2010) sustenta que o conhecimento científico obtido nos últimos anos permite aprimorar os valores indicados no Código Florestal de 1965 com relação à extensão das matas ciliares, sugerindo a expansão destes valores para limiares mínimos de pelos menos 100m (50m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia.

Entretanto, nesse estudo adotou-se como faixa mínima de mata ciliar para garantir a sustentabilidade da água, a largura de 30m conforme prescrito no Código Florestal de 1965 (Lei 4771/1965 revogada pela Lei nº 12.651/ 2012). Não se levou em consideração o desmatamento ocorrido antes da divulgação dessa lei, que torna essa faixa de proteção menor por entender que a adoção da faixa de 30 metros visa garantir a conservação dos recursos hídricos e biodiversidade da região.

Determinada a largura mínima de mata ciliar desejável no entorno dos cursos de água da Bacia Hidrográfica, foram selecionadas as áreas que apresentassem uma alta perda de solo, isto é, superior a 50t/ha.ano, não apresentasse matas ciliares e, ainda, que atravessassem propriedades agrícolas com presença de culturas de curto período e áreas urbanas devido à carga poluidora. Após essa seleção, foram alocados e distribuídos os pontos de amostragens de água nas áreas que satisfizessem todos esses critérios.

Foram identificadas 69 áreas ao longo da Bacia Hidrográfica que atendiam a esses critérios e, somente, 49 áreas apresentavam uma superfície superior a 1ha, isto é, 10.000m². Em cada Sub-Bacia Hidrográfica foi selecionado como ponto de amostragem a área com maior mata ciliar desmatada, levando em consideração a proximidade desses cursos de água às estradas, visando facilitar o acesso e a coleta de água. Além disso, em cada Sub-Bacia Hidrográfica foi escolhido um ponto de amostragem no exutório visando identificar a qualidade de água que é transporta para a Sub-Bacia Hidrográfica subsequente. Portanto, foram escolhidos 21 pontos amostrais que estão distribuídos ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Una como mostrado na Figura 5.2. Somente a Sub-Bacia Hidrográfica de número 10 (Figura 5.2) que teve um único ponto amostral, visto que sua área de mata ciliar desmatada encontra-se próximo ao seu exutório e não há nenhuma outra área com mata ciliar desmatada nessa Sub-Bacia Hidrográfica.

Figura 5.2. Localização dos pontos de coleta de água



5.2.2. A coleta e os parâmetros utilizados para avaliação da qualidade da água

A amostragem, tanto para o levantamento *in situ* dos parâmetros de suporte físico-químicos quanto para as análises químicas efetuadas em laboratório, foi realizada nos dias 22 de junho e 27 de julho de 2015, devido ao tempo gasto para coletá-las em campo e infraestrutura do laboratório. Nesse processo foi utilizado um GPS de navegação da marca *Garmim* modelo *Etrex Vista* de 12 canais com antena interna e exatidão nominal de 15m para localização e locomoção na Bacia Hidrográfica, bem como um mapa planialtimétrico impresso da área de estudo.

A coleta e análises dos parâmetros de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Tu) e nitrato (NO_3^-) não necessitaram de procedimentos para a preservação das amostras, pois as leituras efetuaram-se no campo por meio de um frasco coletor. As medidas de temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e nitrato foram obtidas pela Sonda Multiparâmetros Hanna HI 9829, o pH da água foi medido pelo potenciômetro digital PH-1900 da Instrutherm, enquanto que, o parâmetro turbidez foi obtido através do turbidímetro da Quimis Q 279P. Esses equipamentos foram disponibilizados pelos laboratórios de Química e Biologia da UNESP – Campus Sorocaba, enquanto que, a calibragem dos equipamentos foi realizada por meio de soluções-padrão adquiridas diretamente dos representantes das empresas de cada equipamento e disponibilizadas pela UNESP.

As amostras de água bruta para as análises químicas laboratoriais de Fosfato (PO_4^{3-}), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Resíduos Sólidos Totais foram coletadas aproximadamente a 10 cm da superfície com o auxílio de um balde com capacidade de 10L e armazenadas em frascos de polietileno novos, com capacidade volumétrica de 1L, sendo respeitados os procedimentos básicos de coleta, preservação e tempo de validação das amostras (BRANDÃO *et al.*, 2011).

5.2.3. Análises em laboratório

Para a análise da DBO dos pontos amostrados foram utilizados frascos âmbar esterilizados contendo amostra de água de cada ponto amostrado. Em cada amostra foi medido o OD inicial com o auxílio do Oxímetro Digimed DM-4P, a partir disso, as amostras de águas presentes nos frascos âmbar foram encubadas em estufa a uma temperatura de 20°C por 5 dias. Decorrido este tempo, foi feita a medição do OD final e determinado a $\text{DBO}_{5, 20^\circ\text{C}}$ a partir da diferença do valor de OD final e inicial obtido.

Para a análise de resíduos sólidos totais foram pesados béqueres vazios em uma balança analítica da marca Shimadzu AUY220. A partir disso, os béqueres foram identificados para cada ponto de amostragem e adicionado 100mL de água dessas amostras. Os béqueres foram transportados para uma estufa climatizada a uma temperatura de 100°C até evaporação completa da água e pesados novamente para a determinação da

massa de resíduos sólidos totais presentes nas amostras de águas coletadas. Em função da massa aferida e volume inicial utilizado, foi possível calcular a concentração de resíduos sólidos totais por volume de amostra coletada, resultando no valor de Sólidos Totais (ST).

Os valores de Fosfato (PO_4^{3-}) para cada ponto amostrado foram obtidos pelo espectrofotômetro Hach DR 3900 a partir do preparo do branco e das amostras de Fosfato (PO_4^{3-}). Os reagentes, vasilhames e equipamentos utilizados foram disponibilizados pelos laboratórios de Química e Biologia da UNESP – Campus Sorocaba. Para a preparação das amostras de Fosfato (PO_4^{3-}) utilizou-se o *Persulfate Method* – 4500 NC. Para isso, pegou-se 500mL de amostra previamente homogeneizada de cada um dos pontos amostrados em campo e as transferiu para béqueres devidamente lavados em banho ácido (ácido nítrico 1:1). Adicionou-se 5g de persulfato de potássio em pó e pérolas de vidro para cada amostra de 300mL e os béqueres foram colocados em chapas de aquecimento até evaporarem e obterem volume final inferior a 50mL. Após isto, esperou-se o esfriamento do béquer à temperatura ambiente e foi transferido 35mL das amostras concentradas para balões volumétricos de 50mL e adicionado 10mL do reagente molibdovanadato a cada balão volumétrico, completando-se o volume com água destilada até o menisco. Para o branco repetiu-se o procedimento acima, entretanto, substituiu-se a amostra por água destilada. Após 10 minutos fez-se a leitura da absorbância da amostra em comprimento de onda de 400nm.

5.2.4. Padronização dos parâmetros indicadores da qualidade da água do IQAN

Para a construção do Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) foi padronizado os valores encontrados dos parâmetros de qualidade da água para que variassem de 0 a 1, uma vez que, não seria possível compará-los entre si. Para isso, baseou-se nos indicadores de qualidade (q_i) estabelecidos no índice de qualidade de águas (IQA) desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) e no IQA adaptado da NSF pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB (BROWN *et al.*, 1970; CETESB, 2015).

Para estabelecer a correlação entre os valores amostrados com os indicadores de qualidade (q_i) estabelecidos pela NSF e CETESB adaptou-se o Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) proposto pelo IGAM (2005), pois os valores de q_i variam de 0 a 100 e neste estudo varia de 0 a 1.

Para o cálculo do indicador de qualidade do parâmetro oxigênio dissolvido (q_{OD}) foi utilizada a Equação (1) a partir dos dados de concentração de saturação do oxigênio em porcentagem (OD).

$$q_{OD} = \begin{cases} a - b + c & \text{para } OD \leq 100\% \\ d & \text{para } 100\% < OD \leq 140\% \\ 0,47 & \text{para } OD > 140\% \end{cases} \quad (1)$$

Sendo:

$$a = (\text{sen}(0,01396 \times OD + 0,0873))^2$$

$$b = \left[\left(2,5 \times \text{sen} \left(\frac{\pi}{56} \times (OD - 27) \right) - 0,018 \times OD + 6,86 \right) \times 0,01 \times \text{sen} \left(\frac{\pi}{85} - (OD - 15) \right) \right]$$

$$c = 0,12 \times (e^{0,1 \times OD - 6,5} + e^{6,5 - 0,1 \times OD})^{-1}$$

$$d = (-0,00777142857142832 \times (OD)^2 + 1,27854285714278 \times OD + 49,8817148572) \div 100$$

A Equação (2) foi utilizada para o cálculo do q_{pH} do parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) como é mostrado a seguir:

$$q_{pH} = \begin{cases} 0,02 & \text{para } pH \leq 2,0 \\ f \div 100 & \text{para } 2,0 < pH \leq 6,9 \\ g \div 100 & \text{para } 6,9 < pH \leq 7,1 \\ h \div 100 & \text{para } 7,1 < pH \leq 12,0 \\ 0,03 & \text{para } pH > 12,0 \end{cases} \quad (2)$$

Sendo:

$$f = -37,1085 + 41,91277 \times pH - 15,7043 \times pH^2 + 2,417486 \times pH^3 - 0,091252 \times pH^4$$

$$g = -4,69365 - 21,4593 \times pH - 68,4561 \times pH^2 + 21,638886 \times pH^3 - 1,59165 \times pH^4$$

$$h = -7,698,19 + 3,262,031 \times pH - 499,494 \times pH^2 + 33,1551 \times pH^3 - 0,810613 \times pH^4$$

Para cálculo do indicador de qualidade da DBO (q_{DBO}) foi utilizada a Equação (3).

$$q_{DBO} = \begin{cases} j \div 100 & \text{para } DBO \leq 30 \text{mg/L} \\ 0,02 & \text{para } DBO > 30 \text{mg/L} \end{cases} \quad (3)$$

Sendo:

$$j = 100,9571 - 10,7121 \times DBO + 0,49544 \times DBO^2 - 0,011167 \times DBO^3 + 0,0001 \times DBO^4$$

Para o parâmetro de Fosfato (PO_4^{3-}), o indicador de qualidade de fosfato (q_{PO_4}) foi calculado segundo a Equação (4):

$$q_{PO_4} = \begin{cases} 0,797 \times (PO_4^{3-} + 0,821)^{-1,15} & \text{para } PO_4^{3-} \leq 10 \text{mg/L} \\ 0,05 & \text{para } PO_4^{3-} > 10 \text{mg/L} \end{cases} \quad (4)$$

O indicador de qualidade do parâmetro turbidez (q_{Tu}) foi calculado a partir da Equação (5):

$$q_{Tu} = \begin{cases} k \div 100 & \text{para } Tu \leq 100 \text{NTU} \\ 0,05 & \text{para } Tu > 100 \text{NTU} \end{cases} \quad (5)$$

Sendo:

$$k = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$$

A Equação (6) foi utilizada para o cálculo do q_{ST} do parâmetro Sólidos Totais (ST) como é mostrado a seguir:

$$q_{ST} = \begin{cases} m \div 100 & \text{para } ST \leq 500 \text{ mg/L} \\ 0,30 & \text{para } ST > 500 \text{ mg/L} \end{cases} \quad (6)$$

Sendo:

$$m = \frac{133,17}{e^{(0,0027 \times ST)}} - \frac{53,17}{e^{(0,0141 \times ST)}} + \left[\frac{-6,2 \times \sin(0,0146 \times ST)}{e^{(0,00462 \times ST)}} \right]$$

O parâmetro nitrato (NO_3^-) presente nos corpos de água na forma de íon foi utilizado para calcular o indicador de qualidade do nitrato ($q_{\text{NO}_3^-}$) a partir dos valores máximos permitidos (VMP) para potabilidade da água para consumo humano estabelecido pela Portaria nº. 2.914/11 do Ministério da Saúde e pela Norma Técnica Especial (NTA) 60 do Decreto Estadual nº. 12.486/78 que aprova Normas Técnicas Especiais Relativas a Alimentos e Bebidas (SÃO PAULO, 1978; BRASIL, 2011). Este parâmetro será estudado devido ao uso de fertilizantes compostos por nitrogênio na agricultura local e porque o excesso de íon nitrato em água potável pode causar em recém-nascidos a síndrome do bebê azul; e em adultos, ser um dos responsáveis pela causa de câncer de estômago e aumento da probabilidade de câncer de mama em mulheres (BAIRD; CANN, 2011).

Para calcular o indicador de qualidade do nitrato ($q_{\text{NO}_3^-}$) foram atribuídos valores aos limites estabelecidos pela Portaria nº. 2.914/11 e pelo Decreto Estadual nº. 12.486/78 conforme pode ser visto na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Atribuição de valores aos limites máximos permitidos pela legislação

Parâmetro (NO_3^-)	Concentração (mg/L)	$q_{\text{NO}_3^-}$ (Valores fixados)
Legislação Federal	10 ⁽¹⁾	0,5
Legislação Estadual Paulista	5 ⁽²⁾	1,0

⁽¹⁾ Portaria 2.914/11 (limite máximo permitido para abastecimento público de água)

⁽²⁾ Decreto 12.486/78 (limite máximo permitido para águas de fonte e consumo particular)

A partir dos valores estabelecidos na Tabela 5.1 foi ajustada uma equação linear para calcular o $q_{\text{NO}_3^-}$ nesse intervalo a partir dos valores amostrados em campo para o NO_3^- (mg/L) e estabelecido novas sentenças como pode ser visto na Equação (7).

$$q_{\text{NO}_3^-} = \begin{cases} 1 & \text{para } \text{NO}_3^- \leq 5 \text{ mg/L} \\ 1,5 - 0,1 \times \text{NO}_3^- & \text{para } 5 \text{ mg/L} < \text{NO}_3^- \leq 10 \text{ mg/L} \\ 0 & \text{para } \text{NO}_3^- > 10 \text{ mg/L} \end{cases} \quad (7)$$

A condutividade elétrica (CE) é outro parâmetro físico-químico de extrema importância no que concerne às águas utilizadas para consumo humano e para indicar a qualidade da água. Está relacionado com a presença dos íons dissolvidos na água, tais como Na, Ca, K, dentre outros. Portanto, quanto maior a concentração desses íons dissolvidos, maior o valor da condutividade elétrica (SILVA *et al.*, 2008; CASTRO *et al.*, 2014). Assim a condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, representando uma medida indireta da concentração de poluentes (USEPA, 1997; CETESB, 2015).

Segundo a CETESB (2015), níveis superiores a 100µS/cm indicam ambientes impactados, enquanto que, a USEPA (1997) cita que o intervalo de 150µS/cm a 500µS/cm é o mais adequado à diversidade de peixes e macroinvertebrados em águas doces. Para a irrigação agrícola, segundo Ayers e Westcot (1999), águas com níveis abaixo de 250µS/cm são consideradas de baixa salinidade e adequadas para irrigação da maioria das culturas, em quase todos os tipos de solos, com baixa probabilidade de ocasionarem impactos ambientais devido à salinidade da água. Ainda, segundo esta classificação, os intervalos de 250µS/cm a 750µS/cm, 750µS/cm a 2250µS/cm e 2250µS/cm a 5000µS/cm correspondem, respectivamente, as águas consideradas como de média, alta e muito alta salinidade.

Fundamentado nesses limites, especialmente nos limites da CETESB e superior da USEPA (pois não há limite estabelecido pela legislação brasileira), foram atribuídos valores ao indicador de qualidade da condutividade elétrica (q_{CE}) como pode ser visto na Tabela 5.2.

Tabela 5.2. Atribuição de valores aos limites da CETESB e USEPA para cálculo do q_{CE}

Parâmetro (CE)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	q_{CE} (Valores fixados)
CETESB (2015)	100	1,0
USEPA (1997)	500	0,5

A partir dos valores estabelecidos na Tabela 5.2 foi ajustada uma equação linear para calcular o q_{CE} nesse intervalo a partir dos valores amostrados em campo para a CE (µS/cm) e estabelecido novas sentenças como pode ser visto na Equação (8). Aplicando a Equação (8) ao limite (250µS/cm) proposto por Ayers e Westcot (1999) para águas de irrigação, temos que o q_{CE} é igual a 0,8125 e, portanto, atende bem aos limites para águas de irrigação, enfocando assim, uma atividade muito presente na área de estudo.

$$q_{CE} = \begin{cases} 1 & \text{para } CE \leq 100\mu\text{S/cm} \\ 1,125 - 0,00125 \times CE & \text{para } 100\mu\text{S/cm} < CE \leq 500\mu\text{S/cm} \\ 0 & \text{para } CE > 500\mu\text{S/cm} \end{cases} \quad (8)$$

5.2.5. Quantificação do peso de cada indicador que compõe o IQAN

Para quantificar o peso de cada parâmetro de qualidade da água do Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Esse método permite estabelecer uma estrutura de valores entre as variáveis a partir de sua comparação par a par, pois permite dividir o indicador em variáveis de menor importância, enquanto mantém, ao mesmo tempo, a participação dessas variáveis menores na decisão global, auxiliando assim no processo de tomada de decisão (SAATY, 1991).

O emprego deste método nesse estudo deve-se à sua simplicidade, à minimização dos critérios subjetivos para a ponderação entre as variáveis e ao fato de ser consagrado em vários estudos científicos recentes que abordam direta ou indiretamente a qualidade da água, como os realizados por Do *et al.* (2013) que aplicou o método AHP para projetar a frequência necessária de amostragem para o monitoramento da qualidade da água de rios, por Chowdary *et al.* (2013) que utilizou o método AHP em ambiente de SIG para priorização de microbacias que necessitam de gestão quanto a produção de sedimentos e por Carbajal-Hernández *et al.* (2013) que utilizou o método AHP para desenvolver um novo Índice de Qualidade da Água focado no monitoramento de fazendas de camarão com vistas a detectar a má qualidade da água e prevenir os possíveis efeitos negativos ao meio ambiente.

As comparações pareadas das variáveis do IQAN foram realizadas com base em uma escala de prioridades padrão, própria da Análise Hierárquica de Processos, como pode ser visto na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Elemento ligeiramente mais importante	O julgamento favorece levemente uma atividade em relação à outra
5	Elemento medianamente mais importante	O julgamento favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Elemento fortemente mais importante	O julgamento favorece muito fortemente uma atividade em relação à outra
9	Elemento absolutamente mais importante	Maior grau de certeza de favorecimento de uma atividade sobre a outra
2,4,6,8	Valores intermediários entre julgamentos	Condição intermediária entre duas definições

Fonte: Adaptado de Saaty (1991) e Paula e Cerri (2012).

Foi gerada uma matriz de comparação expressa por meio da relação de importância de uma determinada variável (linha) frente à outra variável (coluna). Caso a variável linha fosse mais importante que a variável coluna na matriz, atribuiu-se um peso após julgamentos com valor que varia de 1 até 9 (Tabela 5.3). Caso contrário, atribui-se um peso com valor abaixo de 1 até 1/9. Esses julgamentos foram tomados em função dos pesos atribuídos aos parâmetros do IQA adotado pela CETESB. Para isso, utilizou-se a relação entre o maior e menor peso conforme é mostrado na Equação (9), enquanto que, o parâmetro de condutividade elétrica foi considerado de baixa importância e igual ao valor do peso da turbidez e resíduos totais, visto que não há limite estabelecido na legislação, já para o parâmetro de nitrato medido *in situ* no curso de água adotou-se a classe de importância igual a do Fósforo Total e Nitrogênio Total presentes no IQA adotado pela CETESB.

$$J \cong \left(\frac{w_{maior} - w_{menor}}{0,2} \right) \times 100 \quad (9)$$

Sendo:

J é o valor do julgamento;

w_{maior} é o valor do peso do parâmetro de maior valor;

w_{menor} é o valor do peso do parâmetro de menor valor;

0,2 representa uma constante que equivale a 0,2 unidades de peso do IQA adotado pela CETESB, pois não há um componente do IQAN que apresente o maior grau de certeza de favorecimento de um em relação ao outro.

Após os julgamentos, essas variáveis foram expressas numa matriz quadrada 8 x 8 denominada de matriz de comparação.

Para achar o peso normalizado (p) de cada variável foi necessário calcular antes, a matriz ponderada, que consiste na divisão de cada elemento da coluna pela soma dos valores da própria coluna da matriz de comparação. Os valores obtidos a partir deste procedimento fazem com que a soma de cada coluna da matriz ponderada seja igual a um (1).

Após a elaboração da matriz ponderada obteve-se os pesos normalizados para cada variável do IQAN através do cálculo da média dos valores de cada linha da matriz ponderada. Esses pesos normalizados indicam quais variáveis do IQAN devem ter maior importância (hierarquia).

Em seguida foi calculado o índice de consistência (IC), a partir do autovalor máximo (λ_{max}) e do número de variáveis analisadas (neste caso $n = 8$) pela Equação 10.

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (10)$$

De acordo com Saaty (1991), o autovalor máximo (λ_{max}) é calculado pela multiplicação da matriz de comparação (A) pela matriz de pesos normalizados (p), dividindo-se o resultado obtido (Ap), pelo vetor de pesos normalizados (p) como é mostrado na Equação (11).

$$\lambda_{max} = \text{média dos valores da matriz resultante de } \frac{Ap}{p} \quad (11)$$

Se o índice de consistência for menor do que 0,1, então há consistência para prosseguir com os cálculos do AHP, caso contrário, recomenda-se que os julgamentos sejam refeitos até que haja consistência. Saaty (1991) ainda sugere o uso da Razão de Consistência (RC), que é calculada dividindo-se o IC pelo Índice Randômico (IR) tabulado (Tabela 5.4), o qual varia de acordo com o tamanho “n” da amostra. Segundo Saaty (1991), são considerados consistentes os julgamentos que apresentarem uma RC menor que 10%. Portanto, foi avaliado o IC e o RC dos pesos calculados para avaliar a consistência dos cálculos realizados.

Tabela 5.4. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IC	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de Saaty (1991).

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP e dos valores das variáveis integrantes do IQAN, foi calculado o valor final do IQAN para cada um dos 21 pontos amostrais distribuídos nas Sub-Bacias Hidrográficas presentes na área de estudo através da Equação (12):

$$IQAN = \sum_{i=1}^8 Var(i) \times p(i) \quad (12)$$

Sendo:

Var(1) é o valor da variável q_{OD} para um determinado ponto amostral;

p(1) é o valor do peso normalizado da variável q_{OD} calculado pelo método AHP;

Var(2) é o valor da variável q_{pH} para um determinado ponto amostral;

p(2) é o valor do peso normalizado da variável q_{pH} calculado pelo método AHP;

Var(3) é o valor da variável q_{DBO} para um determinado ponto amostral;

p(3) é o valor do peso normalizado da variável q_{DBO} calculado pelo método AHP;

Var(4) é o valor da variável q_{PO_4} para um determinado ponto amostral;

p(4) é o valor do peso normalizado da variável q_{PO_4} calculado pelo método AHP;

Var(5) é o valor da variável q_{Tu} para um determinado ponto amostral;

p(5) é o valor do peso normalizado da variável q_{Tu} calculado pelo método AHP;

Var(6) é o valor da variável q_{ST} para um determinado ponto amostral;
 p(6) é o valor do peso normalizado da variável q_{ST} calculado pelo método AHP;
 Var(7) é o valor da variável $q_{NO_3^-}$ para um determinado ponto amostral;
 p(7) é o valor do peso normalizado da variável $q_{NO_3^-}$ calculado pelo método AHP;
 Var(8) é o valor da variável q_{CE} para um determinado ponto amostral;
 p(8) é o valor do peso normalizado da variável q_{CE} calculado pelo método AHP;

Após o cálculo do IQAN para cada ponto amostral foi calculado o valor do IQAN por Sub-Bacia Hidrográfica. Para isso, nas Sub-Bacias Hidrográficas que apresentavam dois valores do IQAN foi implementada a Equação (13) que pondera os valores de IQAN de cada Sub-Bacia Hidrográfica pela área de mata ciliar vegetada e desmatada com presença de agricultura com culturas temporárias ou área urbana com alta perda de solo no entorno de 30m das margens dos cursos da água presentes em cada Sub-Bacia Hidrográfica.

$$IQAN_{sub} = \frac{IQAN_{Desm} \times A_{Desm} + IQAN_{Exu} \times A_{Verd}}{A_{Desm} + A_{Verd}} \quad (13)$$

Sendo:

$IQAN_{sub}$ é o valor de IQAN por Sub-Bacia Hidrográfica;

$IQAN_{Desm}$ é o valor de IQAN calculado para o ponto amostral que apresenta área desmatada com presença de agricultura com cultura temporária ou área urbana com alta perda de solo (>50toneladas/ha.ano);

$IQAN_{Exu}$ é o valor de IQAN calculado para o ponto amostral localizado no exutório das Sub-Bacias Hidrográficas;

A_{Desm} é a área (em hectare) de mata ciliar sem cobertura vegetal com presença de agricultura com cultura temporária ou área urbana e em local com alta perda de solo (>50toneladas/ha.ano) até 30m das margens dos cursos de água;

A_{Verd} é a área (em hectare) de mata ciliar com cobertura vegetal até 30m das margens dos cursos de água.

Os valores finais do IQAN para cada Sub-Bacia Hidrográfica foram geocodificados no ArcGIS 10.1 para alimentar o banco de dados presente na Bacia Hidrográfica do Rio Una para ser utilizado no cálculo final do ISAA.

5.2.6. Geração do Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI)

O Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI – *Normalized Difference Water Index*) é um índice capaz de destacar a presença de moléculas de água no dossel das plantas, além de possibilitar acompanhar mudanças na biomassa e avaliar o estresse hídrico da vegetação através do emprego de operações aritméticas com as bandas do infravermelho próximo (IP) e infravermelho médio (IM) como pode ser visualizado na Equação (14) (GAO, 1996; GU *et al.*, 2007).

$$NDWI = \frac{IP - IM}{IP + IM} \quad (14)$$

Ainda, Albuquerque *et al.* (2014) afirmaram que a umidade alta está relacionada diretamente com o vigor vegetativo. Portanto, o NDWI é um bom indicador da disponibilidade de água para a vegetação por avaliar o estresse hídrico e possibilitar diferenciar a disponibilidade de água ao longo da Bacia Hidrográfica.

O NDWI foi gerado a partir da análise de imagens orbitais digitais de 2 bandas espectrais (5 e 6) do satélite Landsat-8, sensor TM, de órbita/ponto 219/76, obtidas em 02 de maio de 2015, com resolução espacial de 30 metros. As imagens possuíam 0% de nuvens para a Bacia Hidrográfica do Rio Una e foram gratuitamente disponibilizadas pelo *U.S. Geological Survey* (USGS). As cenas selecionadas apresentaram diferença de alguns dias em relação às datas das coletas de campo, devido ao fato de que os levantamentos de campo para coleta de água não dispunham de imagens nos dias exatos do imageamento.

Para avaliar cada Sub-Bacia Hidrográfica quanto aos valores de NDWI encontrados foi extraído somente os valores referentes à classe de área florestal. Segundo Gao (1996), os valores inferiores a zero, representam áreas com vegetação seca, enquanto que, os valores positivos representam a vegetação verde, pois o NDWI relaciona a quantidade de água por unidade de área na vegetação. Visto isso, os valores de NDWI superiores a zero para cada Sub-Bacia Hidrográfica foram quantificados em área e, posteriormente, calculada a razão entre essas áreas em relação à área total coberta por vegetação (classe de área florestal) de cada Sub-Bacia Hidrográfica à qual elas pertencem conforme a Equação (15).

$$NDWI_{sub} = \frac{A_{sup}}{A_{veg}} \quad (15)$$

Sendo:

$NDWI_{sub}$ é a razão entre áreas dos valores de NDWI superiores a zero que estão presentes na classe de área florestal de cada Sub-Bacia Hidrográfica;

A_{sup} é a área ocupada nas áreas florestais de cada Sub-Bacia Hidrográfica por valores de NDWI superiores a zero;

A_{veg} é a área total de área florestal presente em cada Sub-Bacia Hidrográfica.

5.2.7. Construção do Índice de potencial degradação dos recursos hídricos

Para a construção do Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH) foram utilizados três indicadores que focam, respectivamente, a degradação das matas ciliares, tipo de esgotamento sanitário e a forma de abastecimento de água presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una.

As matas ciliares funcionam como reguladoras do fluxo de água, sedimentos e nutrientes dentro de uma Bacia Hidrográfica, desempenhando funções ecológicas extremamente importantes para a conservação dos recursos hídricos (USDA, 2003; CICILIATO; PIROLI, 2012). Visto a importância das matas ciliares para a proteção dos recursos hídricos foi gerado o Indicador de Integridade de Matas Ciliares (IIMC).

O Indicador de Integridade das Matas Ciliares (IIMC) foi definido com base no Código Florestal de 1965 (Lei 4771/1965 revogada pela Lei nº 12.651/ 2012), que define como faixa mínima de mata ciliar para garantir a sustentabilidade da água, a largura de 30m para cursos de águas com largura inferior a 10m (MEIRA *et al.*, 2016).

Para atribuir os valores ao IIMC no intervalo de 0 a 1 baseou-se na pontuação atribuída por Isaias (2008) que gerou em seus estudos um indicador de integridade de área de preservação permanente (APP), o qual considerou a área, em porcentagem, de integridade da APP. A Tabela 5.5 apresenta os valores atribuídos ao IIMC.

Tabela 5.5. Pontuação do IIMC

INTEGRIDADE DA MATA CILIAR EM %	PONTUAÇÃO
$IIMC \leq 60$	0
$60 < IIMC \leq 70$	0,2
$70 < IIMC \leq 80$	0,4
$80 < IIMC \leq 90$	0,6
$90 < IIMC \leq 95$	0,8
$IIMC \geq 95$	1

Fonte: Adaptado de Isaias (2008).

Para a construção do Indicador de Esgotamento Sanitário (IES) foram utilizadas informações extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários para os 42 setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Para isso, utilizaram-se as informações de domicílios particulares permanentes sem banheiro ou sanitário e os com banheiro ou sanitário ligados à fossa rudimentar, vala, rio, lago, mar entre outros. Os dados de fossa séptica não foram utilizados, pois é uma medida que evita a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (COSTA; GUILHOTO, 2014). Os dados referentes ao esgoto ligado à rede coletora não puderam ser utilizados, pois os domicílios ligados a essa rede tem seus esgotos tratados, uma vez que, no ano de 2013, segundo dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS (2015), o município tratava 100% de todo o esgoto coletado.

O cálculo do valor do IES para cada setor censitário presente na Bacia Hidrográfica do Rio Una foi obtido através da Equação (16), sendo que o valor igual a 1 representa a melhor condição de esgotamento sanitário, enquanto que, o valor igual a 0 representa a pior condição do esgotamento sanitário.

$$IES_i = 1 - \frac{Ndom_{esp}}{Ndom_{total}} \quad (16)$$

Sendo:

IES_i é o valor do IES de cada setor censitário presente na Sub-Bacia Hidrográfica;

$Ndom_{esp}$ é o número de domicílios particulares presentes em cada setor censitário sem banheiro ou sanitário e os com banheiro ou sanitário ligados à fossa rudimentar, vala, rio, lago, mar entre outros;

$Ndom_{total}$ é o número total de domicílios particulares presentes em cada setor censitário.

Já o cálculo do valor do IES para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi obtido através da Equação (17) que pondera o valor do IES de cada setor por sua área presente em cada Sub-Bacia Hidrográfica.

$$IES_{sub} = \sum_{i=1}^n A_i \times IES_i / A_{sub} \quad (17)$$

Sendo:

IES_{sub} é o valor do IES por Sub-Bacia Hidrográfica;

A_i é a área que cada setor censitário apresenta dentro dos limites da Sub-Bacia Hidrográfica;

IES_i é o valor do IES de cada setor censitário presente na Sub-Bacia Hidrográfica;

A_{sub} é a área de cada Sub-Bacia Hidrográfica estudada.

Para a construção do Indicador de Abastecimento de Água (IAA) foram utilizadas informações extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012) em escala municipal por setores censitários para os 42 setores censitários presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Para isso utilizou-se as informações de domicílios particulares permanentes que extraem água de poços e nascentes e outras formas de captação que não sejam da rede geral de distribuição e nem captação de água de chuvas armazenadas em cisternas.

Essa informação é importante, pois é necessário saber quanto de água está sendo extraída diretamente dos recursos hídricos para que sua gestão seja eficiente e o risco de escassez diminua consideravelmente, além disso, há pessoas que não pagam pelo uso da água e ainda correm o risco de contaminação devido à ingestão de água com péssima qualidade (GOULART, 2013). Segundo dados do SNIS (2015) apenas 39,5% da população residente no município de Ibiúna estavam ligados à rede pública de abastecimento de água em 2013.

O cálculo do valor do IAA para cada setor censitário presente na Bacia Hidrográfica do Rio Una foi obtido através da Equação (18), sendo que o valor igual a 1 representa a melhor condição de abastecimento de água, enquanto que, o valor igual a 0 representa a pior condição do abastecimento de água.

$$IAA_i = 1 - \frac{Nd_{esp}}{Nd_{total}} \quad (18)$$

Sendo:

IAA_i é o valor do IAA de cada setor censitário presente na Sub-Bacia Hidrográfica;

Nd_{esp} é o número de domicílios particulares presentes em cada setor censitário que extraem água de poços e nascentes e outras formas de captação que não sejam da rede geral de distribuição e nem captação de água de chuvas armazenadas em cisternas.;

Nd_{total} é o número total de domicílios particulares presentes em cada setor censitário.

Já o cálculo do valor do IAA para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi obtido através da Equação (19) que pondera o valor do IAA de cada setor por sua área presente em cada Sub-Bacia Hidrográfica.

$$IAA_{sub} = \sum_{i=1}^n A_i \times IAA_i / A_{sub} \quad (19)$$

Sendo:

IAA_{sub} é o valor do IAA por Sub-Bacia Hidrográfica;

A_i é a área que cada setor censitário apresenta dentro dos limites da Sub-Bacia Hidrográfica;

IAA_i é o valor do IAA de cada setor censitário presente na Sub-Bacia Hidrográfica;

A_{sub} é a área de cada Sub-Bacia Hidrográfica estudada.

O valor final para o Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH) foi obtido através de uma média aritmética simples exposta na Equação (20) para cada Sub-Bacia Hidrográfica presente na área de estudo.

$$IPDRH = \frac{IIMC + IES + IAA}{3} \quad (20)$$

5.2.8. Estruturação do Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA)

Para compor o ISAA foi utilizado o Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN), o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e o Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH). Enquanto que, para quantificar o peso de cada variável do ISAA foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP), descrito anteriormente para avaliar os pesos do IQAN.

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP e dos valores dos índices integrantes do ISAA, foi calculado o valor final do ISAA para cada Sub-Bacia Hidrográfica através da Equação (21):

$$ISAA = \sum_{i=1}^3 Var(i) \times p(i) \quad (21)$$

Sendo:

Var(1) é o valor da variável IQAN para uma determinada Sub-Bacia Hidrográfica;

p(1) é o valor do peso normalizado da variável IQAN calculado pelo método AHP;

Var(2) é o valor da variável NDWI para uma determinada Sub-Bacia Hidrográfica;

p(2) é o valor do peso normalizado da variável NDWI calculado pelo método AHP;

Var(3) é o valor da variável IPDRH para uma determinada Sub-Bacia Hidrográfica;

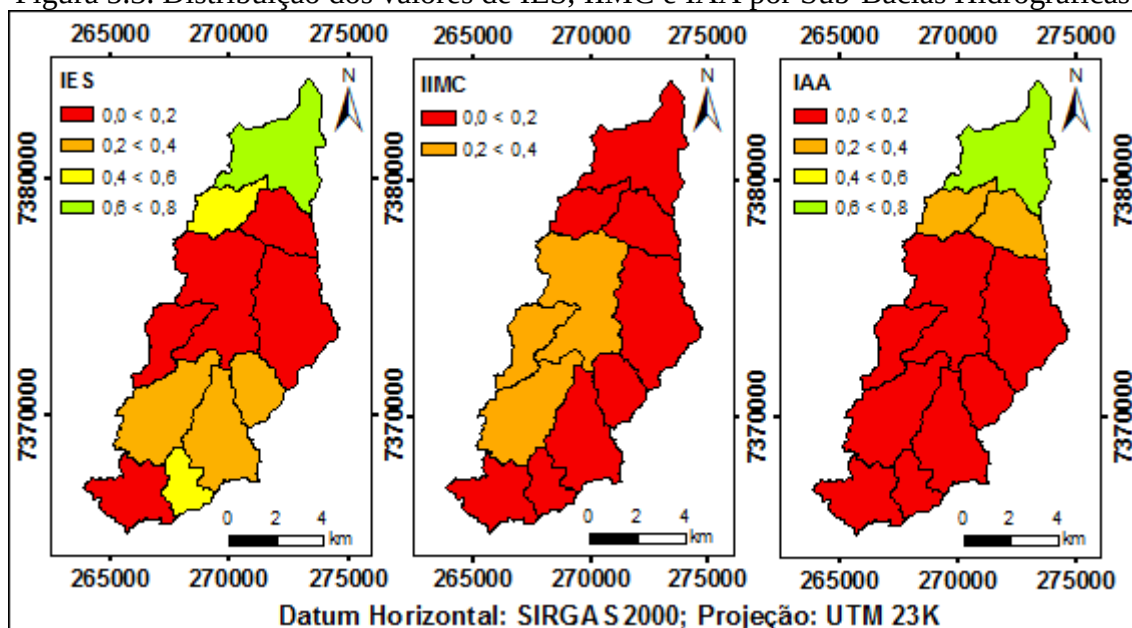
p(3) é o valor do peso normalizado da variável IPDRH calculado pelo método AHP.

Logo em seguida, os valores do ISAA para cada uma das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram classificados em ótimo (0,91 a 1,0), bom (0,71 a 0,90), regular (0,51 a 0,70), ruim (0,26 a 0,50) ou péssimo (0,0 a 0,25), a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo IGAM (2005) para o IQA. Posteriormente, foi calculado o valor geral do ISAA para a Bacia Hidrográfica do Rio Una através de uma média ponderada pelas áreas de cada Sub-Bacia Hidrográfica com a área total da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

5.3. RESULTADOS

A Figura 5.3 apresenta os mapas dos IES, IIMC e IAA distribuídos por Sub-Bacias Hidrográficas.

Figura 5.3. Distribuição dos valores de IES, IIMC e IAA por Sub-Bacias Hidrográficas

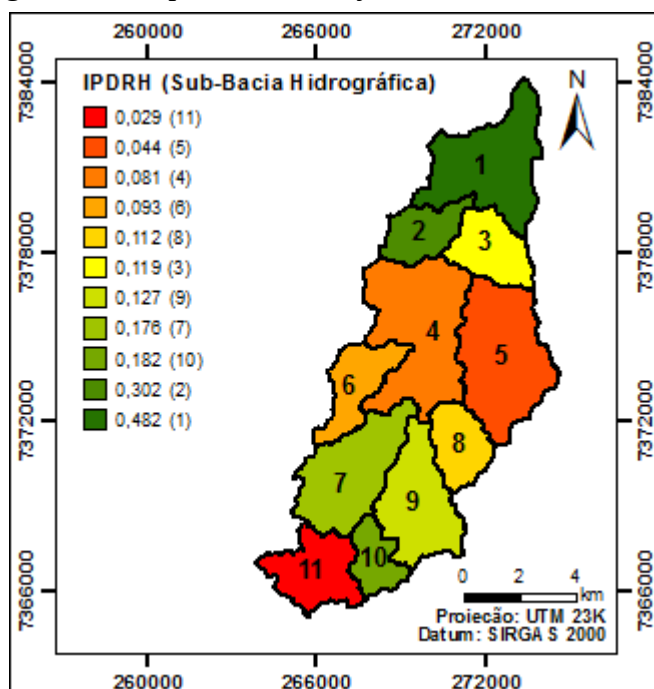


De acordo com esses mapas é possível observar que os valores de integridade das matas ciliares para a bacia encontram-se baixos, mesmo na cabeceira da Bacia Hidrográfica. Isto se deve ao fato da Lei n.º 12.651/2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa ter anistiado os desmatamentos ocorridos antes de sua publicação tornando-a menos restritiva que a faixa mínima de mata ciliar adotada nesse estudo e também devido a pressão antrópica, principalmente proveniente da agricultura, que rege toda a Bacia Hidrográfica.

Os valores de IES também apresentam valores baixos na região central e sul da Bacia Hidrográfica e indicam que as pessoas que se encontram nessa região impactam os recursos hídricos com o lançamento de esgotos domésticos, entretanto, na área urbana do município, os valores são razoáveis e indicam que as pessoas impactam menos os recursos hídricos com o lançamento de esgotos domésticos. A população residente na região central e sul da Bacia Hidrográfica lançam, em sua maioria, os esgotos domésticos em fossas rudimentares, enquanto que, a população residente na região norte da Bacia Hidrográfica lançam, em sua maioria, os seus esgotos domésticos na rede coletora do município, uma vez que, os residentes dessa área se encontram na região urbana, a qual apresenta a maior infraestrutura do município de Ibiúna. Em relação aos valores de IAA, tanto a região sul quanto a central apresentaram valores baixos, enquanto que, a região norte novamente apresentou os maiores valores em comparação com o restante da Bacia Hidrográfica, uma vez que, quase todos os domicílios presentes nessa região estão ligados à rede de distribuição de água do município.

A Figura 5.4 apresenta o mapa com a distribuição dos valores do IPDRH para a Bacia Hidrográfica do Rio Una.

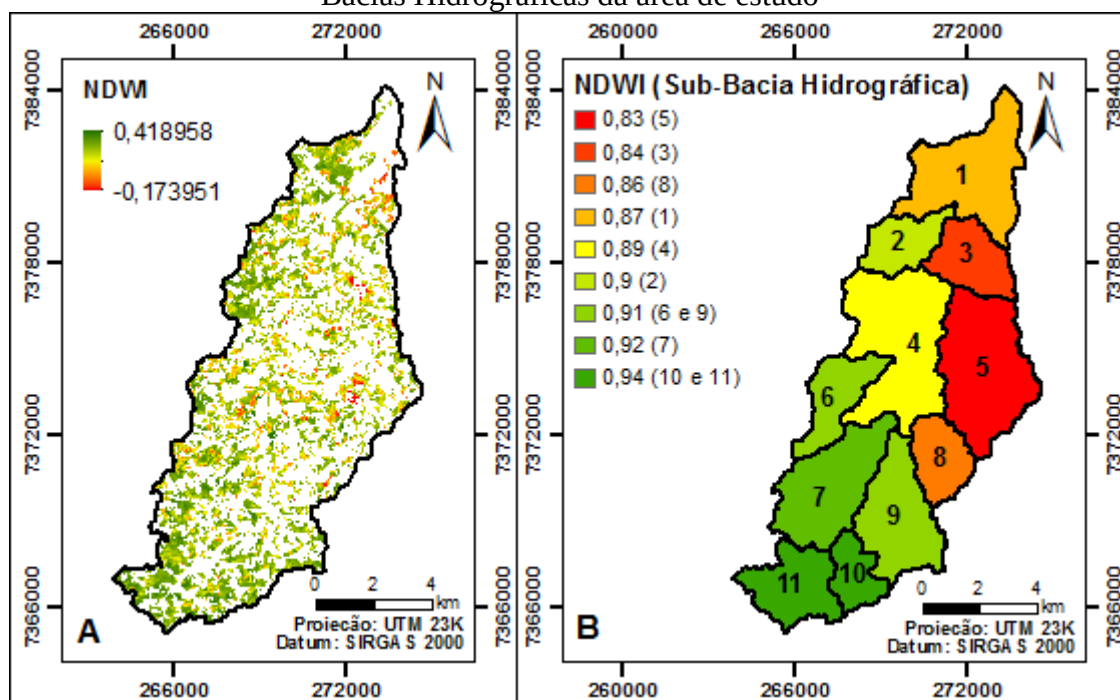
Figura 5.4. Mapa da distribuição dos valores do IPDRH



A partir do mapa da Figura 5.4, é possível observar que os valores de IPDRH estão abaixo de 0,5, isto é, abaixo de 50% do valor máximo admissível para esse índice, o que é explicado em parte pelos baixos valores de conservação das matas ciliares, enquanto que, a região sul e central apresentaram baixíssimos valores devido à falta de gestão na distribuição das águas para consumo humano e lançamento de esgotos domésticos. A região central é onde se encontram a maior concentração das atividades agrícolas dessa Bacia Hidrográfica e, possivelmente, há um maior desperdício de água com irrigação das culturas agrícolas, o qual não foi computado por não haver dados disponíveis para o município.

O mapa da Figura 5.5A apresenta os valores do NDWI para a classe de uso do solo e cobertura vegetal classificada como área florestal. Os valores variaram bastante e percebe-se que próximo da área urbana e de algumas atividades agrícolas intensas na região central é que foram encontrados valores negativos indicando um estresse hídrico da vegetação nessas áreas.

Figura 5.5. Distribuição dos valores de NDWI na classe de áreas florestais e por Sub-Bacias Hidrográficas da área de estudo



Já o mapa da Figura 5.5B mostra o NDWI distribuído por Sub-Bacia Hidrográfica. É possível observar que a maior concentração de vegetação com estresse hídrico encontra-se nas áreas urbanas e agrícolas, onde as mesmas têm que competir com as atividades antrópicas por água. De uma maneira geral, os valores de NDWI foram altos, pois todos os valores estão acima de 0,8, indicando que a área de estudo não sofre com escassez hídrica disponível para a vegetação.

A Tabela 5.6 apresenta os valores amostrados em campo relativos aos parâmetros da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Una, bem como os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005), pela CETESB (2015) para a Condutividade Elétrica (CE) e pelo Decreto Estadual nº. 12.486/78 (SÃO PAULO, 1978) para a concentração de NO_3^- . Cada ponto amostrado está identificado e georreferenciado como pode ser visto na Figura 5.2. Assim, é possível comparar e verificar se algum parâmetro de qualidade da água estudado encontra-se acima do permitido pela legislação ou acima da concentração estipulada por órgãos ambientais. O curso d'água principal (Rio Una), segundo a CETESB (2015), é classificado como um rio classe 2, assim todos os cursos d'água da presente bacia foram avaliados segundo esta classificação.

Tabela 5.6. Valores dos parâmetros amostrados em campo relativos à qualidade da água

Legislação e Padrões	6 a 9 ⁽²⁾	<100 $\mu\text{S}/\text{cm}^{(3)}$	>5mg/L ⁽²⁾	<5mg/L ⁽²⁾	<100UNT ⁽²⁾	-	<5mg/L ⁽¹⁾	<0,1mg/L ⁽²⁾
Pontos	pH	CE	OD	DBO	Turbidez	ST	NO_3^-	PT
1	6,61	106*	4,64*	2,01	3,77	104	0,70	0,20*
2	6,84	93	6,67	2,49	5,45	83	0,39	0,15*
3	6,76	108,1*	4,30*	0,71	4,28	83	0,00	0,20*
4	7,18	84	7,29	2,87	2,98	71	0,20	0,13*
5	6,71	114*	3,00*	1,16	5,85	110	0,25	0,21*
6	8,31	100*	3,95*	0,68	4,02	58	1,30	0,05
7	8,78	46	4,32*	0,45	6,32	34	1,10	0,11*
8	8,83	48	4,95*	0,56	8,22	24	0,69	0,08
9	8,15	37	3,52*	0,53	5,83	33	0,71	0,07
10	7,94	47	2,58*	1,11	18,90	70	1,10	0,18*
11	6,05	41	5,80	0,11	7,07	74	0,81	0,11*
12	4,65*	72	2,43*	1,94	10,00	105	0,50	0,28*
13	6,53	55	5,76	0,77	3,41	75	0,21	0,17*
14	6,26	30	5,38	0,54	4,50	59	0,67	0,11*
15	5,63*	42	5,40	0,92	6,59	65	0,27	0,39*
16	5,49*	43	5,07	0,80	5,69	66	0,64	0,09
17	4,78*	52	2,46*	2,18	9,92	77	0,10	0,39*
18	5,70*	27	5,10	0,03	3,41	53	0,60	0,12*
19	5,05*	30	4,49*	1,22	5,50	83,2	0,18	0,13*
20	5,41*	37	4,88*	1,52	4,71	55	0,29	0,13*
21	5,53*	104*	4,71*	1,42	8,74	67	0,46	0,13*

Fonte: SÃO PAULO (1978)⁽¹⁾; CONAMA (2005)⁽²⁾; CETESB (2015)⁽³⁾

(*) Não atendeu aos limites de qualidade da água

Para comparar os valores obtidos de Fosfato (PO_4^{3-}) em campo com os valores de Fósforo Total (PT) obtidos pela CETESB foi necessário dividir o Fosfato (PO_4^{3-}) por 3,066 para convertê-lo em Fósforo Total (PT). Ressalta-se que o parâmetro Sólidos Totais (ST) não apresenta padrão de concentração previsto na CONAMA 357/05.

Os parâmetros de pH, OD e PT apresentaram valores acima do permitido pela CONAMA 357/05, especialmente o fósforo que apresentou em 81% dos pontos, fato que pode estar ligado a presença de atividades agrícolas que utilizam fertilizantes, uma vez que, há uma predominância de culturas agrícolas de hortaliças na Bacia Hidrográfica do Rio Una. Além disso, alguns desses pontos favorecem o carreamento de sedimentos ricos em fósforo, já que o estudo sobre a presença e variabilidade do fósforo no solo mostrou que há altas concentrações deste, especialmente nas áreas agrícolas. O parâmetro de CE também apresentou valores acima do limite sugerido pela CETESB (2005), especialmente nos pontos que coincidem com baixo OD.

Quanto ao pH, percebe-se que há uma predominância de valores ácidos acima do permitido na parte sul da Bacia Hidrográfica. Esses pontos foram os que apresentaram também valores acima do permitido, tanto OD quanto para o PT, indicando que a presença de atividades antrópicas (agricultura) nessa área pode estar impactando a qualidade da água nessa Bacia Hidrográfica. Portanto, o indicador de sustentabilidade ambiental da água (ISAA) tem que ser capaz de refletir essas alterações regionais e captar essas inadequabilidades.

O OD apresentou ao longo de toda a Bacia Hidrográfica valores abaixo do permitido pela legislação, especialmente nas áreas agrícolas com alta perda de solo, indicando que o carreamento de sedimentos está impactando os cursos de água, uma vez que, a matéria orgânica presente no solo está sendo carregada e, por conseguinte, consumindo oxigênio na sua degradação.

O ponto de amostragem localizado no exutório da Sub-Bacia Hidrográfica de número 1 (Figura 5.2) coincide com um ponto de amostragem da CETESB denominado de BUNA02900 (Código: 00SP10345BUNA02900). A CETESB efetua desde 2005 análises da água nesse ponto de amostragem nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro. A partir disso, foram compilados todos os relatórios de análise da água e gerado uma tabela com os valores médios amostrados de 2005 a 2014, isto é, dos últimos 10 anos para verificar a sazonalidade e comparar os valores dos parâmetros amostrados para a construção do Indicador de Qualidade da Água Normalizado (IQAN).

A Tabela 5.7 apresenta os valores médios dos últimos 10 anos dos parâmetros analisados pela CETESB nos meses de análises, bem como parâmetros estatísticos básicos para verificar a variabilidade bimestral dos dados.

Tabela 5.7. Valores médios dos parâmetros analisados pela CETESB de 2005 a 2014

Parâmetros	Janeiro	Março	Maio	Julho	Setembro	Novembro	Média	Desvio Padrão	CV %
pH	6,48	6,59	6,66	6,67	6,55	6,60	6,59	0,06	1
CE (µS/cm)	116,59	163,10	220,09	216,92	259,24	299,31	212,54	59,77	28
DBO (mg/L)	2,84	2,85	2,78	2,36	4,17	2,77	2,96	0,57	19
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,23	0,45	0,85	0,74	0,75	0,48	0,58	0,22	37
ST (mg/L)	112,20	119,85	132,63	137,32	171,45	189,12	143,76	27,56	19
Turbidez (NTU)	35,00	23,75	9,02	23,35	17,23	18,65	21,17	7,88	37
OD (mg/L)	1,72	2,38	3,22	3,79	2,96	1,84	2,65	0,74	28
PT (mg/L)	0,16	0,16	0,20	0,21	0,23	0,23	0,20	0,03	16

Fonte: CETESB (2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015).

O pH foi o único parâmetro que não apresentou variação sazonal, como pode ser visto pelo coeficiente variação (CV) na Tabela 5.7, entretanto, outros parâmetros apresentaram grande variação sazonal, especialmente o nitrato e a turbidez. A DBO, em específico, apresentou uma variação de 19% (Tabela 5.7) devido ao fato do valor aferido em março e setembro do ano de 2011 terem sido iguais a 10mg/L, isto é, um valor bem atípico dos verificados normalmente que não excedem a 6mg/L. Baseando-se na classificação proposta por Gomes (2009) de CV para ensaios agrícolas, pode-se classificar o CV do pH como baixo (<10%), enquanto que, o CV dos parâmetros de PT, ST e DBO de médio (10-20%) e de alto (20-30%) o CV do CE e do OD. Já o CV dos parâmetros NO₃ e da Turbidez é classificado como muito alto (>30%). Os parâmetros Turbidez e NO₃ são fortemente influenciados pela sazonalidade, onde a Turbidez é mais alta em épocas chuvosas devido ao aumento de sedimentos que chegam aos cursos de água, enquanto que, o NO₃ é maior em épocas secas, pois chove menos então favorece a maior concentração de NO₃ nos cursos de água.

Os valores dos parâmetros aferidos em campo, em comparação, como os valores médios obtidos pela CETESB de 2005 a 2014 para mês de julho, estão bem próximos, como pode ser visto na Tabela 5.8. Para comparar os valores obtidos de Fosfato (PO_4^{3-}) em campo com os valores de Fósforo Total (PT) obtidos pela CETESB foi necessário dividir o Fosfato (PO_4^{3-}) por 3,066 para convertê-lo em Fósforo Total (PT).

Tabela 5.8. Comparação dos valores médios dos parâmetros analisados pela CETESB de 2005 a 2014 com os valores aferidos em campo no ano de 2015

Responsável pela análise	pH	CE (uS/cm)	OD (mg/L)	ST (mg/L)	PT (mg/L)	Turbidez (NTU)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)
Aferido em campo	6,61	106	4,64	104	0,2	3,77	0,7	2,01
CETESB	6,67	216,92	3,79	137,32	0,21	23,35	0,74	2,36

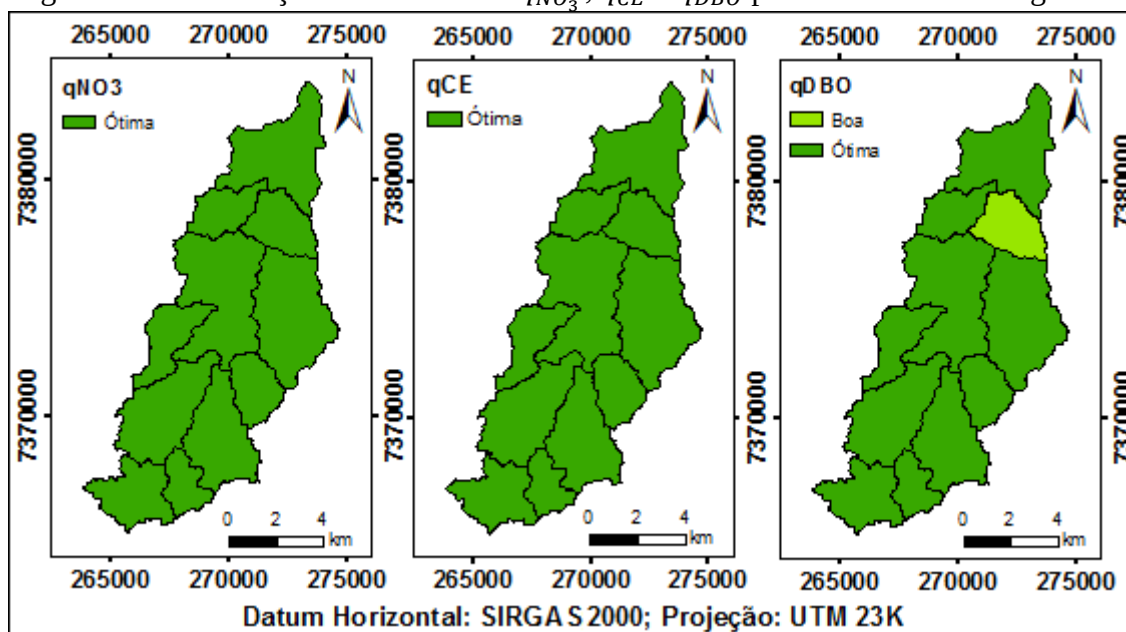
Fonte: CETESB (2015).

Os únicos parâmetros que apresentaram valores bem diferentes dos aferidos em campo foram o CE, ST e Turbidez, os quais são fortemente influenciados pela sazonalidade e condições de conservação das matas ciliares, portanto, é justificável os valores aferidos serem distintos, uma vez que, na Tabela 5.8 são apresentados os valores médios ao longo de 10 anos de medição para o mês de julho.

Dentre os parâmetros aferidos em campo e valores médios obtidos pela CETESB, o OD e PT são os que estão em desacordo com os valores estipulados pela CONAMA 357/05, enquanto que, a CE, em ambas as análises, estão acima do sugerido pela CETESB (2015).

A Figura 5.6 mostra o mapa com os valores dos indicadores $q_{NO_3^-}$, q_{CE} e q_{DBO} que compõe o IQAN da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015).

Figura 5.6. Distribuição dos valores de $q_{NO_3^-}$, q_{CE} e q_{DBO} por Sub-Bacias Hidrográficas

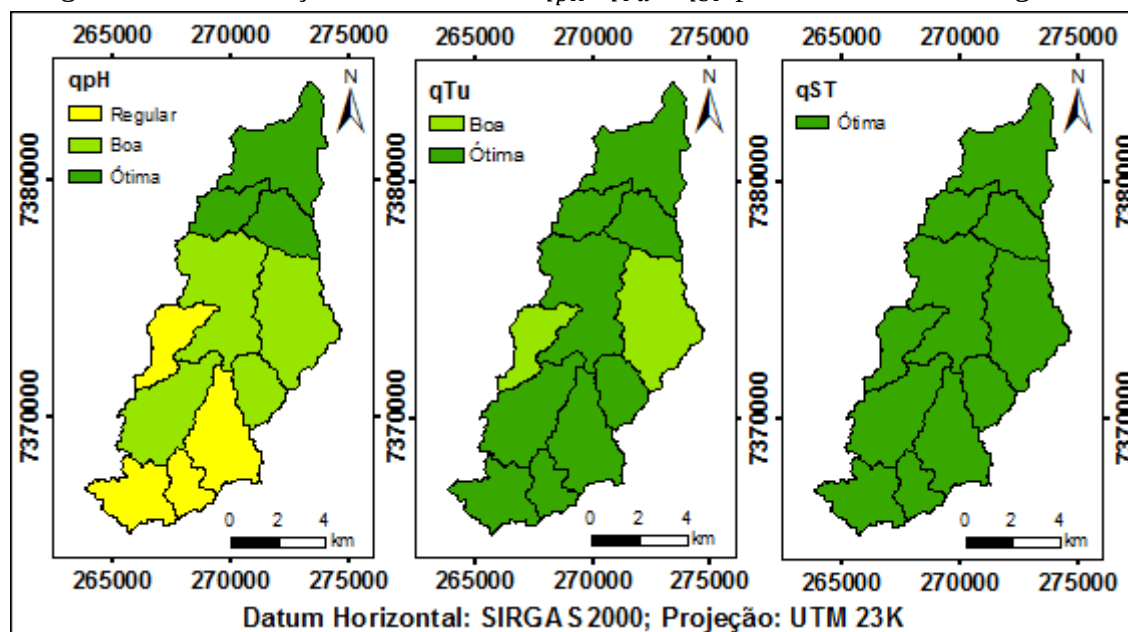


Todos os valores $q_{NO_3^-}$ foram iguais a 1, já os valores de q_{CE} foram todos iguais a 1, com exceção para as duas Sub-Bacias Hidrográficas ao norte que apresentaram valores iguais a 0,99, ou seja, os valores para esses dois indicadores foram ótimos. Os valores para o q_{DBO} variaram entre 0,79 a 0,96, sendo que a Sub-Bacia Hidrográfica classificada com qualidade boa apresentou o valor de 0,79 que é um valor de transição entre as classes de boa e ótima e, portanto, pode-se dizer que os valores para esse indicador estão ótimos.

A Figura 5.7 mostra o mapa com os valores dos indicadores q_{pH} , q_{Tu} e q_{ST} que compõe o IQAN da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015). Os valores encontrados para os indicadores de q_{Tu} e q_{ST} estão ótimos, sendo que o indicador q_{Tu}

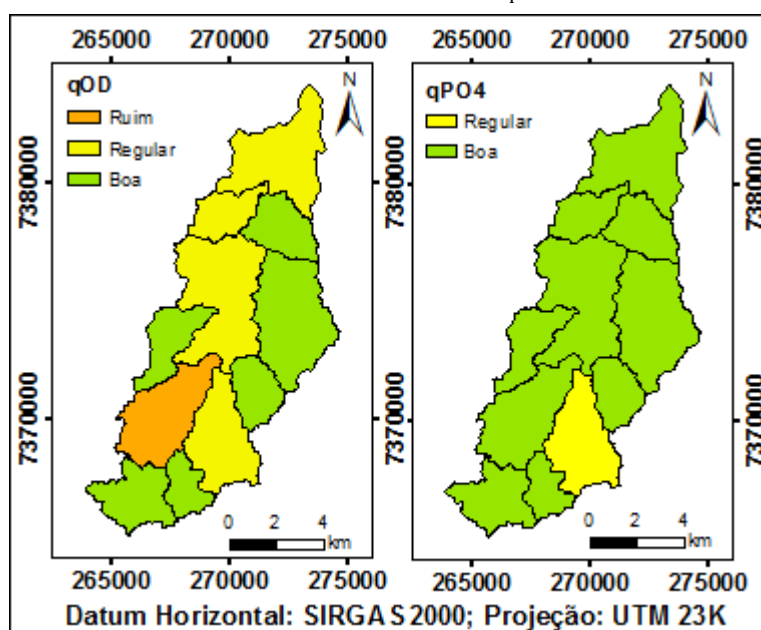
variou de 0,71 a 0,89. Já os valores encontrados para o q_{pH} variaram bastante, apresentando valores insatisfatórios para a região da Bacia Hidrográfica refletindo bem os valores ruins encontrados para o parâmetro pH discutido anteriormente.

Figura 5.7. Distribuição dos valores de q_{pH} , q_{Tu} e q_{ST} por Sub-Bacias Hidrográficas



A Figura 5.8 mostra o mapa com os valores dos indicadores q_{OD} e q_{PO_4} que compõe o IQAN da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015).

Figura 5.8. Distribuição dos valores de q_{OD} e q_{PO_4} por Sub-Bacias Hidrográficas



Os valores encontrados para o indicador q_{OD} variam de 0,32 a 0,68 e uma das suas Sub-Bacias Hidrográficas apresentou um valor classificado como ruim ao sul da Bacia Hidrográfica refletindo os parâmetros encontrados para OD abaixo do permitido pela legislação, enquanto que, o indicador q_{PO_4} apesar de apresentar concentrações acima do permitido por lei, não apresentou uma classificação tão ruim quanta a do indicador q_{OD} , o que ressalta a importância do OD para a manutenção do ecossistema aquático em comparação aos outros parâmetros.

Para quantificar o peso de cada variável do IQAN foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre as oito variáveis componentes do IQAN por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável em função dos pesos adotados pela CETESB e de acordo com a Equação (9), conforme é apresentado na Tabela 5.9.

Tabela 5.9. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IQAN

Variáveis do IQAN	q_{OD}	q_{pH}	q_{DBO}	q_{PO_4}	$q_{NO_3^-}$	q_{ST}	q_{Tu}	q_{CE}
q_{OD}	1	3	4	4	4	5	5	5
q_{pH}	1/3	1	2	2	2	3	3	3
q_{DBO}	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
q_{PO_4}	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
$q_{NO_3^-}$	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
q_{ST}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1
q_{Tu}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1
q_{CE}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1

A Tabela 5.10 apresenta os pesos normalizados para cada uma das variáveis componentes do IQAN, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado na obtenção do índice de consistência (IC).

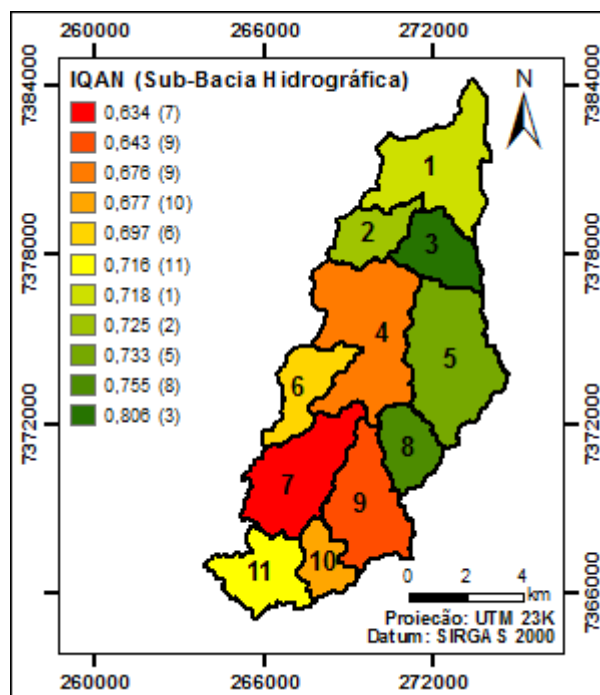
Tabela 5.10. Pesos normalizados das variáveis componentes do IQAN

Variáveis do IQAN	Pesos normalizados(p)	Ap	Ap/p
q_{OD}	0,36	2,92	8,18
q_{pH}	0,17	1,40	8,12
q_{DBO}	0,10	0,81	8,04
q_{PO_4}	0,10	0,81	8,04
$q_{NO_3^-}$	0,10	0,81	8,04
q_{ST}	0,06	0,45	8,04
q_{Tu}	0,06	0,45	8,04
q_{CE}	0,06	0,45	8,04
Média (λ_{Max})			8,07

O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos às variáveis componentes do IQAN pelo método da AHP foi de 0,010, isto é, dez vezes abaixo de 0,1 e, portanto, há consistência nos valores obtidos. Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculado a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,007, ou seja, bem abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados para o IQAN apresentam consistência. A variável que apresentou maior peso foi o q_{OD} com valor igual a 0,36, enquanto que, as variáveis q_{ST} , q_{Tu} e q_{CE} apresentaram os menores pesos com valor igual a 0,06 como pode ser visto na Tabela 4.10.

A Figura 5.9 mostra o mapa com a distribuição dos valores do IQAN da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015) e com os valores do IQAN apresentados no interior de cada Sub-Bacia Hidrográfica.

Figura 5.9. Mapa da distribuição dos valores do IQAN



Os valores encontrados para o IQAN variaram bastante e os menores valores estão localizados na região sul da Bacia Hidrográfica influenciados pelos valores ruins do OD, uma vez que, é a variável que apresenta o maior peso, entretanto, os valores regulares encontrados para o fosfato e pH ao sul da Bacia Hidrográfica colaboraram para baixar ainda mais os valores do IQAN. As variáveis com menores pesos foram as que apresentaram os melhores resultados, entretanto, colaboraram para melhorar os valores do IQAN, uma vez que, não há presença de valores classificados como ruins, segundo a classificação adotada pela IGAM (2005), como é o caso do q_{OD} .

Para quantificar o peso de cada variável do ISAA foi aplicado o método da AHP. Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre as 3 variáveis componentes do ISAA por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável (Tabela 5.3), conforme apresentado na Tabela 5.11.

Tabela 5.11. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do ISAA

Variáveis do ISAA	IQAN	IPDRH	NDWI
IQAN	1	1	3
IPDRH	1	1	3
NDWI	1/3	1/3	1

A Tabela 5.12 apresenta os pesos normalizados para cada uma das variáveis componentes do ISAA, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado para a obtenção do índice de consistência (IC).

Tabela 5.12. Pesos normalizados das variáveis componentes do ISAA

Variáveis do ISAA	Pesos normalizados (p)	Ap	Ap/p
IQAN	0,65	2,04	3,15
IPDRH	0,29	0,91	3,08
NDWI	0,06	0,17	3,01
Média (λ Max)			3,08

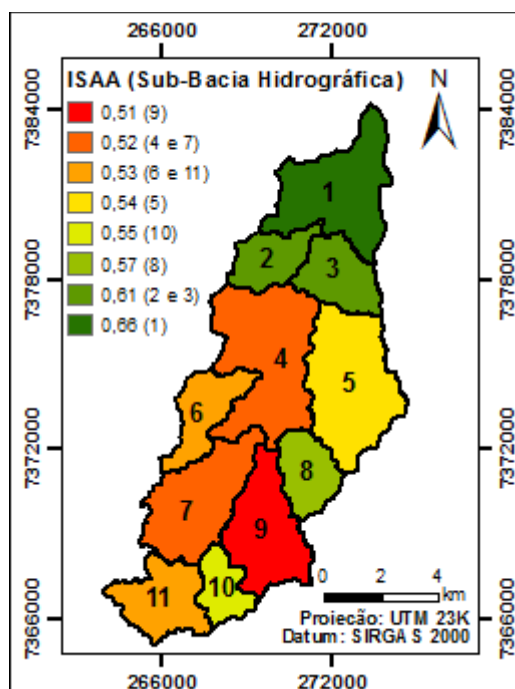
O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos às variáveis componentes do ISAA pelo método da AHP foi de 0,04, isto é, abaixo de 0,1 e, portanto, há consistência nos valores obtidos.

Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculado a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,07, ou seja, abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados para o ISAA apresentam consistência.

A variável que apresentou maior peso foi o IQAN com valor igual a 0,65, enquanto que, a variável NDWI apresentou o menor peso e igual a 0,06 como pode ser visto na Tabela 5.12.

A Figura 5.10 mostra o mapa com a distribuição dos valores do ISAA da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas.

Figura 5.10. Mapa da distribuição dos valores do ISAA



Os valores do ISAA distribuídos por Sub-Bacias Hidrográficas mostram que os valores mais baixos concentram-se ao sul da Bacia Hidrográfica e a Sub-Bacia Hidrográfica número 9 (Figura 5.10) foi a que apresentou o menor valor e igual a 0,51 e está inserida na zona rural do município de Ibiúna com presença de atividades agrícolas e péssimas condições de saneamento básico, o que influenciou no baixo valor. Todos os valores foram classificados como regulares segundo a classificação proposta a partir de uma adaptação dos valores adotados pelo IGAM (2005) para o IQA.

Estes valores abaixo do esperado são justificados pelas péssimas condições de saneamento básico presentes na área de estudo e pelas atividades agrícolas que utilizam fertilizantes e não são orientadas ou supervisionadas por nenhum órgão público. A área urbana em comparação a área rural apresentou os melhores valores de ISAA, justificável pelo acesso da população às melhores condições de saneamento básico e a baixa exposição às possíveis contaminações da água.

De acordo com os valores encontrados para cada Sub-Bacia Hidrográfica foi possível através de uma média ponderada pelas áreas obter o valor geral do ISAA para a Bacia Hidrográfica do Rio Una que foi igual a 0,55, isto é, o valor de ISAA encontrado para essa Bacia Hidrográfica pode ser classificado como regular, assim como os valores encontrados para todas as Sub-Bacias Hidrográficas presentes na área de estudo.

5.4. CONCLUSÃO

O estudo demonstra que as imagens de sensoriamento remoto em conjunto com os Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) são importantes ferramentas para avaliar a cobertura vegetal em bacias hidrográficas e, nesse estudo, possibilitaram verificar as condições de preservação das matas ciliares e como isso influencia na sustentabilidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Una, bem como o estresse hídrico da vegetação por meio do indicador NDWI.

A partir dos resultados foi possível concluir que as desigualdades sociais com relação ao acesso de saneamento básico de qualidade estão mais presentes na área rural da área de estudo, região centro e sul da Bacia Hidrográfica, entretanto, a área urbana do município tem 100% do seu esgoto tratado, porém, de acordo com o Censo Demográfico de 2010, há domicílios que não estão ligados à rede pública de coleta de esgoto, o que refletiu nos valores obtidos para o IPDRH. Visto isso, conclui-se que o IPDRH é sensível o suficiente para avaliar a situação da gestão da água e auxiliar os tomadores de decisão na gestão da Bacia Hidrográfica.

Um aspecto bastante positivo do IQAN é que podem ser adicionados mais indicadores para compô-lo, pois a sua metodologia de construção possibilita que novos parâmetros sejam agregados, caso os mesmos estejam disponíveis para o acesso de gestores públicos e privados que desejam trabalhar esse índice.

Através das informações levantadas neste estudo, pode-se concluir que o Índice de Sustentabilidade Ambiental da Água (ISAA) é uma importante ferramenta que provém da agregação de três indicadores (IPDRH, NDWI e IQAN) que permitem interpretar numericamente a realidade do estado da água na Bacia Hidrográfica do Rio Una, a partir de uma óptica sustentável e simples, enfocando os residentes e parâmetros da qualidade da água dessa área e, portanto, é uma alternativa rápida, simples e válida para avaliar a sustentabilidade da água, além de poder servir como um instrumento de tomada de decisão para gestores públicos e interessados nessa questão.

5.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, E. M.; ANDRADE, S. C. P.; MORAIS, H. F.; DINIZ, J. M. T.; SANTOS, C. A. C. Análise do comportamento do NDVI e NDWI sob diferentes intensidades pluviométricas no município de Sousa-PB. **Revista Estudos Geoambientais**, v. 01, n. 01, p. 1-11, 2014.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BRANDÃO, C. J.; BOTELHO, M. J. C.; SATO, M. I. Z.; LAMPARELLI, M. C. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria MS nº. 2914/2011**. Brasília. Ministério da Saúde, 2011. 32 p.

BROWN, R. M. *et al.* A water quality index do we dare? **Water & Sewage Works**, v. 117, n 10, p. 339-343, 1970.

CALLADO, A. L. C. **Modelo de Mensuração de Sustentabilidade Empresarial: Uma Aplicação em Vinícolas Localizadas na Serra Gaúcha**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Agronegócios. UFRGS. Porto Alegre-RS, 2010.

CARBAJAL-HERNÁNDEZ, J. J.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, L. P.; VILLA-VARGAS, L. A.; CARRASCO-OCHOA, J. A.; MARTÍNEZ-TRINIDAD, J. F. Water quality assessment in shrimp culture using an analytical hierarchical process. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 148-158, 2013.

CARVALHO, J. R. M.; CURI, W. F. Construção de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental através da análise multicritério: estudo em municípios paraibanos. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 91-105, 2013.

CASTRO, J. S. O.; JÚNIOR, B. T. B. R.; PONTES, A. N.; MORALES, G. P. Potabilidade das águas subterrâneas para o consumo humano na área do polo industrial de Barcarena-Pará. **Enciclopédia Biosfera**, v.10, n.19, p. 2921-2934, 2014.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2005**. São Paulo: CETESB, 2006.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2006**. São Paulo: CETESB, 2007.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2007**. São Paulo: CETESB, 2008.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2008**. São Paulo: CETESB, 2009.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2009**. São Paulo: CETESB, 2010.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2010**. São Paulo: CETESB, 2011.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2011**. São Paulo: CETESB, 2012.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2012**. São Paulo: CETESB, 2013.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2013**. São Paulo: CETESB, 2014.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2014**. São Paulo: CETESB, 2015.

CICILIATO, R. N.; PIROLI, E. L. Análise e avaliação dos fragmentos florestais de áreas de preservação permanente no baixo curso do Rio Tibagi em imagens de satélite e geoprocessamento. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 6, p. 573-582, 2012.

CHOWDARY, V. M.; CHAKRABORTHY, D.; JEYARAM, A.; MURTHY, Y. K.; SHARMA, J. R.; DADHWAL, V. K. Multi-criteria decision making approach for watershed prioritization using analytic hierarchy process technique and GIS. **Water resources management**, v. 27, n. 10, p. 3555-3571, 2013.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº. 357/05**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, SEMA, 2005.

COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M. Saneamento rural no Brasil: impacto da fossa séptica biodigestora. **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 19, n. spe, p. 51-60, 2014.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3, n.4, p.44-52, 2002.

DO, H. T.; LO, S.; THI, L. A. P. Calculating of river water quality sampling frequency by the analytic hierarchy process (AHP). **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 1, p. 909-916, 2013.

GAO, B. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, p. 257-266, 1996.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 15 ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451p.

Goulart, M. J. F. N. "**Gestão da água na produção de leite na Ilha do Faial**". 2015. XI, 58 p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente). Angra do Heroísmo: Universidade dos Açores, 2013.

GU, Y.; BROWN, J.F.; VERDIN, J.P.; WARDLOW, B. A five-year analysis of MODIS NDVI and NDWI for grassland drought assessment over the central Great Plains of the United States. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n.6, 2007.

GUIMARÃES, L. T.; MAGRINI, A. A proposal of indicators for sustainable development in the management of river basins. **Water Resources Management**, v. 22, n. 9, p. 1191-1202, 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base Estatcart de Informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por Setor Censitário**. Rio de Janeiro, IBGE, 2012. CD-ROM.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

ISAIAS, F. B. **A sustentabilidade da água: proposta de um índice de sustentabilidade de bacias hidrográficas**. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS), Universidade de Brasília. Brasília, DF, 2008. 168p.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.17, n.1, p.41- 59, 2000.

MEIRA, R. T.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. C. Elaboração de Carta de Adequabilidade Ambiental de uma pequena propriedade rural no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo, utilizando técnicas de geoprocessamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 21, p. 77-84, 2016.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem Base Científica. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

MIRANDA, A. B.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 9, n. 4, p. 269-279, 2004.

MOLLER, A. P. Environmental Indicators of Biological Urbanization. In: **Environmental Indicators**. Springer Netherlands, p. 421-432, 2015.

PAULA, B. L. D.; CERRI, L. E. D. S. Aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) Para Priorização de Obras de Intervenção em Áreas e Setores de Risco Geológico nos Municípios de Itapeverica da Serra e Suzano (SP). **Geociências (São Paulo)**, v. 31, n. 2, p. 247-257, 2012.

POMPERMAYER, R. S.; PAULA JÚNIOR, D. R.; CORDEIRO NETTO, O. M. Análise Multicritério como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos: O Caso das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 3, p. 117-127, 2007.

SAATY, T. L. **Método de Análise Hierárquica**. São Paulo: McGraw-Hill Publisher, 1991. 367 p.

SANTOS, D. S.; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1811-1818, 2011.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº. 12.486, 20 de outubro de 1978**. NTA 60 Águas de consumo alimentar. In: Normas técnicas especiais relativas a alimentos e bebidas. São Paulo, Diário Oficial do Estado de São Paulo, p. 123-125, 1978.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n.4, p. 733-742, 2008.

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Série Histórica**. 2013. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em 26 de Setembro de 2015.

USDA – U.S. Department of Agriculture. **Where the Land and Water Meet: A Guide for Protection and Restoration of Riparian Areas**. First Edition. Tolland, CT, 2003.

USEPA, US Environmental Protection Agency. **Water Quality Conditions**. In: Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual. EPA 841-B-97-003. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1997.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. Editora FGV, 2005. 256p.

CAPÍTULO VI

ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

RESUMO

Índices e indicadores ambientais são mecanismos interessantes para a comunicação de informações resumidas sobre o estado em que se encontra uma Bacia Hidrográfica que é uma importante unidade de gestão territorial para planejamento ambiental. Nesse estudo, elaborou-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH) que integrou informações sociais, econômicas e ambientais visando analisar o quanto sustentável é essa unidade de gestão territorial. Além disso, avaliou-se a correlação espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas com objetivo de identificar padrões ou agrupamentos que possam facilitar a gestão pública dessas áreas. A partir dos resultados obtidos, foi possível verificar que os valores mais baixos do ISABH ocorrem ao sul da Bacia Hidrográfica e estão inseridos na zona rural do município de Ibiúna/SP sob influência de atividades agrícolas e péssimas condições de saneamento. Ainda, essas áreas apresentam altas taxas de analfabetismo e baixas taxas de renda per capita dos residentes. Além disso, apenas 19,4% aproximadamente da área de estudo apresentaram valores de ISABH iguais ou acima de 0,60, indicando uma qualidade razoável, longe da desejável, isto é, superior a 0,9. Esse índice demonstrou ser uma importante ferramenta para fornecer subsídios à formulação de políticas públicas e servir de apoio à tomada de decisão por atores públicos e privados.

6.1. INTRODUÇÃO

Os índices e indicadores são ferramentas muito úteis em processos de gestão, portanto a geração de um sistema de indicadores e índices para Bacias Hidrográficas é um importante avanço na gestão dessa unidade de planejamento determinada pela Lei 9.433/97 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Pois, é fonte de informação acerca do funcionamento de um sistema específico, o qual possibilita a compreensão de realidades complexas (ARAÚJO; CARVALHO; CASTRO, 2013; GAVIAO; LIMA, 2015).

Porém, poucos foram os índices elaborados para trabalhar especificamente as Bacias Hidrográficas, uma vez que, na maioria das vezes ocorrem adaptações de índices já existentes e consagrados no cenário internacional, devido a dificuldade de levantar dados e metodologias específicas para Bacias Hidrográficas (SANTOS, 2004).

Dentre os diversos trabalhos pode-se destacar a proposta de Rocha *et al.* (2010), que é uma adaptação da metodologia proposta pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente em conjunto com a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (PNUMA/UNESCO) em 1987, os quais construíram um Índice de Salubridade Ambiental aplicado a gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Jiquiriça no estado da Bahia. Este índice agrega os indicadores de abastecimento de água, esgoto sanitário, resíduos sólidos e socioeconômicos, pois estes retratam de forma singular e pertinente questões indispensáveis no estudo de uma dada região.

Carvalho *et al.* (2011) buscaram a sistematização de indicadores socioeconômicos e de gestão ambiental referente aos municípios que compõem a área da Bacia Hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (RN). Esses indicadores possibilitam um acompanhamento integrado da situação referente a pressão socioeconômica e do incremento da gestão ambiental municipal através do uso dos mapas temáticos, porém não enfoca variáveis ambientais cruciais para análise de uma Bacia Hidrográfica como a qualidade do solo e da água.

Já Kronenberg *et al.* (2004), aplicaram a metodologia Barômetro da Sustentabilidade na Bacia Hidrográfica do Jurumirim localizada no município de Angra dos Reis no Rio de Janeiro enfocando as dimensões social, econômica e ambiental. Porém esta última dimensão apresenta apenas estudos na área do uso do solo e dados sobre a concentração de coliformes fecais na água e, portanto, subestima essa dimensão.

Enquanto que, Chaves e Alipaz (2007) utilizaram a matriz Pressão-Estado-Resposta da OECD (2003) e as dimensões do programa HELP (*Hydrology, Environment, Life, And Policy*) da UNESCO que levam em conta as dimensões: hidrológica, ambiental, social e política. A partir daí calcularam o Índice de sustentabilidade para Bacias Hidrográficas objetivando integrar as questões hidrológicas, sociais, ambientais e política, bem como as pressões existentes e as respostas políticas em um único índice quantitativo que variasse numa escala de 0 a 1.

Entretanto, Chaves e Alipaz (2007) estudaram poucas variáveis ambientais que pudessem refletir a qualidade da água e não estudaram nenhuma que fizesse referência a qualidade do solo e, ainda, com relação a variável social foi tratado somente o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), o que limita e muito o estudo para áreas com escalas inferiores a de um município devido a falta de dados para abastecer esse índice.

Por isso, uma investigação no sistema real, envolvendo as coletas de dados das variáveis que influenciam a dinâmica de uma Bacia Hidrográfica é um processo trabalhoso, pois o longo prazo exigido e os custos de medições e monitoramento são grandes empecilhos (MINELLA; MERTEN, 2011). Assim, a determinação de indicadores e índices que vislumbrem a complexidade do tema torna-se uma tarefa necessária e de extrema importância para alcançar a sustentabilidade em Bacias Hidrográficas (BESSERMAN, 2003).

Por isso, é importante gerar um índice de sustentabilidade aplicado especialmente às Bacias Hidrográficas, visto que os dados disponibilizados variam conforme a escala da área de estudo e também devido à dinâmica desse compartimento ambiental que se altera por diversos fatores como, por exemplo, a intervenção antrópica.

Dessa forma e conforme o exposto verificou-se a necessidade de gerar um índice de sustentabilidade ambiental que utiliza para sua formulação dados que variam espacialmente e sejam disponíveis para uma escala inferior à dos limites administrativos dos municípios. Visto isso, esse estudo propôs um Índice de Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas (ISABH) que integrou informações sociais, econômicas e ambientais visando analisar o quão sustentável é essa unidade de gestão territorial. Além disso, avaliou-se a correlação espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas com objetivo de identificar padrões ou agrupamentos que possam facilitar a gestão pública dessas áreas

6.2. METODOLOGIA

Para a construção do ISABH foi necessário, primeiramente, gerar os índices IMUS, ISAS, ISSA e ISAA, os quais abordam em conjunto as dimensões ambiental, social e econômica do desenvolvimento sustentável e estão, de forma sucinta, descritos adiante.

O Índice de Análise Morfométrica e Aptidão do Uso do Solo e Cobertura Vegetal (IMUS) foi gerado a partir de alguns parâmetros físicos da Bacia Hidrográfica do Rio Una que tratam do formato da área de estudo e influenciam no regime hidrológico dessa área. Outros dados físicos da área de estudo foram correlacionados com o uso do solo e cobertura vegetal para verificar a influencia na capacidade desse sistema ambiental de se manter sustentável frente ao uso e manejo imposto pelas atividades antrópicas. Esses dados foram compilados por Sub-Bacias Hidrográficas para gerar por meio de uma média aritmética simples o IMUS.

Para a construção do Índice de Sustentabilidade Ambiental do Solo (ISAS) foi gerada, primeiramente, uma base cartográfica que trata da perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Una, a qual foi classificada segundo a perda tolerável para cada tipo de solo presente na área de estudo. Além disso, foram geradas as bases cartográficas da distribuição espacial dos atributos físicos e químicos do solo, os quais foram classificados, posteriormente, tomando como princípio norteador a qualidade do solo. A partir dessas bases cartográficas classificadas foi possível gerar o mapa do ISAS por Sub-Bacias Hidrográficas.

O Índice de Sustentabilidade Socioambiental (ISSA) foi gerado a partir de informações socioambientais classificadas em termos de variáveis que buscam refletir as condições materiais, sociais e ambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Una. Para isso, foram selecionadas diferentes variáveis separadas em dois grupos de indicadores: um que

refletisse a qualidade das moradias (IQM) e outro que refletisse a inserção social (IIS), os quais foram associados, posteriormente, para gerar o ISSA. As variáveis do IQM e do IIS foram extraídas do banco de dados do Censo Demográfico de 2010 em escala municipal por setores censitários e do mapa de uso do solo e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica, sendo que as tabelas empregadas no desenvolvimento do IQM e IIS foram tratadas e manipuladas com o auxílio do software Excel 2010.

Para a construção do ISAA foram utilizados os seguintes índices: Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN), o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e o Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH). As variáveis físico-químicas da água que compõem o IQAN fornecem uma visão estática, um retrato momentâneo da Bacia Hidrográfica, enquanto que, os índices NDWI e IPDRH permitem identificar processos potencialmente degradantes da sustentabilidade da água, na medida em que a qualidade e oferta da água dependem do estado em que se encontram as matas ciliares e a preservação da vegetação nativa, além da destinação dos esgotos e captação de água para o consumo humano na Bacia Hidrográfica.

6.2.1. Quantificação do peso de cada índice que compõe o ISABH

Para quantificar o peso de cada índice que compõe o ISABH foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Esse método permite estabelecer uma estrutura de valores entre as variáveis a partir de sua comparação par a par, pois permite dividir o indicador em variáveis de menor importância, enquanto mantém, ao mesmo tempo, a participação dessas variáveis menores na decisão global, auxiliando assim no processo de tomada de decisão (SAATY, 1991).

O emprego deste método nesse estudo deve-se à sua simplicidade, à minimização dos critérios subjetivos para a ponderação entre as variáveis e ao fato de ser consagrado em vários estudos científicos recentes que abordam direta ou indiretamente a sustentabilidade dos recursos naturais e antrópicos, como os realizados por Wolfslehner *et al.* (2005) que comparou o processo de análise hierárquica (AHP) e o processo de rede analítica (ANP) para avaliar e comparar quatro diferentes opções de gestão estratégica sustentável de um fragmento florestal, por Lee e Chan (2008) que adotaram o processo de análise hierárquica (AHP) para elaborar uma proposta de projeto mais sustentável para uma determinada área urbana em revitalização de Hong Kong, ou por Veisi *et al.* (2016) que empregaram a AHP para determinar estratégias enfocando a ética na sustentabilidade nos sistemas agrícolas e alimentares no Irã.

As comparações pareadas das variáveis do ISABH foram realizadas com base em uma escala de prioridades padrão, própria da Análise Hierárquica de Processos, como pode ser visto na Tabela 6.1.

Tabela 6.1. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da importância relativa de elementos na análise pareada, conforme proposto por Saaty (1991).

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Elemento ligeiramente mais importante	O julgamento favorece levemente uma atividade em relação à outra
5	Elemento medianamente mais importante	O julgamento favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Elemento fortemente mais importante	O julgamento favorece muito fortemente uma atividade em relação à outra
9	Elemento absolutamente mais importante	Maior grau de certeza de favorecimento de uma atividade sobre a outra
2,4,6,8	Valores intermediários entre julgamentos	Condição intermediária entre duas definições

Fonte: Adaptado de Saaty (1991) e Paula e Cerri (2012).

Foi gerada uma matriz de comparação expressa por meio da relação de importância de uma determinada variável (linha) frente à outra variável (coluna). Caso a variável linha fosse mais importante que a variável coluna na matriz, atribuiu-se um peso após julgamentos com valor que varia de 1 até 9 (Tabela 6.1). Caso contrário, atribui-se um peso com valor abaixo de 1 até 1/9.

Esses julgamentos foram tomados em função do número de variáveis estudadas no IMUS, ISAS, ISSA e ISAA. Para isso, foi identificado o índice que apresentasse o maior número de variáveis estudadas em sua composição e o que apresentasse o menor número de variáveis (Tabela 6.2). Entende-se que o índice que apresenta o maior número de variáveis em sua composição refletirá melhor o estado ambiental e sustentável em que se encontra a Bacia Hidrográfica.

Tabela 6.2. Número de variáveis estudadas em cada índice que compõe o ISABH

Índices	IMUS	ISAS	ISSA	ISAA
Número de variáveis	5	13	9	12

Esses valores foram escalonados e ajustados para que o valor com maior número de variáveis coincida com o valor de maior intensidade de importância (9) da análise pareada

e o valor com menor número de variáveis coincida com o valor de menor intensidade de importância (1) da análise pareada apresentada na Tabela 6.1, conforme é mostrado na Equação (1).

$$VAP = NVI_i - 4 \quad (1)$$

Sendo:

VAP é o valor do julgamento de importância da análise pareada;
NVI_i é o valor do número variáveis utilizadas no índice analisado.

Após os julgamentos, essas variáveis foram expressas numa matriz quadrada 4 x 4 denominada de matriz de comparação.

Para achar o peso normalizado (p) de cada variável foi necessário calcular antes, a matriz ponderada, que consiste na divisão de cada elemento da coluna pela soma dos valores da própria coluna da matriz de comparação. Os valores obtidos a partir deste procedimento fazem com que a soma de cada coluna da matriz ponderada seja igual a um (1).

Após a elaboração da matriz ponderada obteve-se os pesos normalizados para cada variável do ISABH através do cálculo da média dos valores de cada linha da matriz ponderada. Esses pesos normalizados indicam quais variáveis do ISABH devem ter maior importância (hierarquia).

Em seguida foi calculado o índice de consistência (IC), a partir do autovalor máximo (λ_{max}) e do número de variáveis analisadas (neste caso n = 4) pela Equação 2.

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (2)$$

De acordo com Saaty (1991), o autovalor máximo (λ_{max}) é calculado pela multiplicação da matriz de comparação (A) pela matriz de pesos normalizados (p), dividindo-se o resultado obtido (Ap), pelo vetor de pesos normalizados (p) como é mostrado na Equação (3).

$$\lambda_{max} = \text{média dos valores da matriz resultante de } \frac{Ap}{p} \quad (3)$$

Se o índice de consistência for menor do que 0,1, então há consistência para prosseguir com os cálculos do AHP, caso contrário, recomenda-se que os julgamentos sejam refeitos até que haja consistência. Saaty (1991) ainda sugere o uso da Razão de Consistência (RC), que é calculada dividindo-se o IC pelo Índice Randômico (IR) tabulado (Tabela 6.3), o qual varia de acordo com o tamanho “n” da amostra. Segundo Saaty (1991), são considerados consistentes os julgamentos que apresentarem uma RC menor que 10%. Portanto, foi avaliado o IC e o RC dos pesos calculados para avaliar a consistência dos cálculos realizados.

Tabela 6.3. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados (n)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IC	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de Saaty (1991).

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP foi calculado o valor final do ISABH para cada Sub-Bacia Hidrográfica presentes na área de estudo através da Equação (4):

$$ISABH = \sum_{i=1}^4 Var(i) \times p(i) \quad (4)$$

Sendo:

Var(i) é o valor de um dos índices (IMUS, ISAS, ISSA e ISAA) componentes do ISABH; p(i) é o valor do peso normalizado de um dos índices (IMUS, ISAS, ISSA e ISAA) componentes do ISABH calculados pelo método AHP.

Os valores ISABH para cada uma das Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una foram classificados em ótimo (0,91 a 1,0), bom (0,71 a 0,90), regular (0,51 a 0,70), ruim (0,26 a 0,50) ou péssimo (0,0 a 0,25), a partir de uma adaptação das classes estabelecidas pelo IGAM (2005) para o IQA.

Em seguida, foi calculado o valor geral do ISABH para a Bacia Hidrográfica do Rio Una através de uma média ponderada pelas áreas de cada Sub-Bacia Hidrográfica com a área total da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

6.2.2. Análise da Autocorrelação Espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una

Para verificar a autocorrelação espacial dos valores do ISABH e dos índices que o compõem foi necessário estimar, primeiramente, a variabilidade espacial desses índices para cada Sub-Bacia Hidrográfica. Para isso, foi construído uma Matriz de Proximidade Espacial de primeira ordem, também chamada Matriz de Vizinhaça.

Essa Matriz de Vizinhaça necessita de um conjunto de n áreas $\{A_1, \dots, A_n\}$, uma vez que, esse conjunto de áreas é utilizado para construir a matriz $W_{(n \times n)}^{(1)}$, onde cada um dos elementos w_{ij} dessa matriz representa uma medida de proximidade entre A_i e A_j (SILVA *et al.*, 2014).

Nesse estudo, o critério de vizinhaça adotado foi o de contiguidade, onde w_{ij} é igual a 1 se A_i faz fronteira com A_j e 0 se a premissa anterior for contrária. Por

conveniência essa matriz foi normalizada por linha, isto é, com a soma dos ponderadores de cada linha igual a 1 (SILVA *et al.*, 2014).

Essa Matriz de Proximidade foi utilizada no cálculo do Índice de Moran Global (IMG) que é uma medida global da autocorrelação espacial que foi utilizada nesse estudo para medir a autocorrelação e a dependência espacial entre as Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una e seus respectivos valores de ISABH, IMUS, ISAS, ISSA e ISAA. Quando o valor do IMG é igual a 0 indica independência espacial. Já os valores positivos (entre 0 e 1) indicam correlação direta, ou seja, valor do atributo de um objeto tende a ser semelhante aos valores dos seus vizinhos, enquanto que, valores negativos (entre 0 e -1) indicam uma correlação inversa (SILVA *et al.*, 2014). O IMG foi calculado pela Equação (5).

$$IMG = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad \text{para } i \neq j \quad (5)$$

Sendo:

IMG é o Índice de Moran Global;

n corresponde ao número de Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una;

y_i é o valor do atributo considerado na Sub-Bacia Hidrográfica i ;

y_j é o valor do atributo considerado na Sub-Bacia Hidrográfica j ;

$\bar{y}$ representa o valor médio do atributo para a Bacia Hidrográfica do Rio Una;

w_{ij} são os pesos atribuídos na determinação da matriz de proximidade conforme a conexão entre as áreas i e j .

Uma vez calculado o IMG, foi importante estabelecer sua validade estatística e, para isso, foi utilizado um teste de pseudo-significância. Neste caso, foram geradas diferentes permutações dos valores de atributos associados às Sub-Bacias Hidrográficas, onde cada permutação produz um novo arranjo espacial e os valores são redistribuídos entre as Sub-Bacias Hidrográficas. Se o valor do índice corresponder a um “extremo” da distribuição simulada, então é um valor com significância (SILVA *et al.*, 2014).

Após a análise da autocorrelação global foi verificado a associação espacial local dos índices que apresentavam autocorrelação global e significativa através do Índice de Moran Local (LISA). Este procedimento foi realizado para agrupar as áreas de maior semelhança espacial evidenciando as tendências em se encontrar valores dos índices estudados similares e seus padrões de distribuição espacial.

Diferentemente do IMG que fornece um único valor como medida da associação espacial, o LISA produz um valor específico para cada Sub-Bacia Hidrográfica, possibilitando assim, a identificação de agrupamentos de Sub-Bacias Hidrográficas com valores de índices semelhantes (*clusters*), Sub-Bacias Hidrográficas com taxas anômalas (*outliers*) e de mais de um regime espacial (SILVA *et al.*, 2014). Portanto, essa capacidade

de detecção de agrupamentos significativos permite identificar os locais onde tais características predominam espacialmente. O LISA foi calculado pela Equação (6).

$$I_i = \frac{(y_i - \bar{y}) \sum_{j=1}^n w_{ij} (y_j - \bar{y})}{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n}} \quad (6)$$

Sendo:

I_i é o Índice de Moran Local;

n corresponde ao número de Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Una;

y_i é o valor do atributo considerado na Sub-Bacia Hidrográfica i ;

y_j é o valor do atributo considerado na Sub-Bacia Hidrográfica j ;

$\bar{y}$ representa o valor médio do atributo para a Bacia Hidrográfica do Rio Una;

w_{ij} são os pesos atribuídos na determinação da matriz de proximidade conforme a conexão entre as áreas i e j .

As operações matemáticas descritas, bem como o banco de dados foram manipulados no software TerraView 4.2.0 disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), enquanto que, o *layout* dos mapas foi gerado no software ArcGIS 10.1.

6.3. RESULTADOS

Para quantificar o peso de cada índice componente do ISABH foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre os quatro índices componentes do ISABH por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável (Tabela 6.1) em função da Equação (1), conforme apresentado na Tabela 6.4.

Tabela 6.4. Matriz de comparações pareadas dos índices componentes do ISABH

Variáveis do ISABH	IMUS	ISAS	ISSA	ISAA
IMUS	1	1/9	1/5	1/8
ISAS	9	1	4	1
ISSA	5	1/4	1	1/3
ISAA	8	1	3	1

Em uma matriz de comparação pareada, as posições da diagonal sempre recebem o valor 1, dado que um elemento é igualmente importante a ele mesmo, enquanto que, para as comparações inversas, ou seja, na parte inferior esquerda da matriz, colocam-se os valores recíprocos daqueles da parte superior direita da matriz (PAULA; CERRI, 2012).

A Tabela 6.5 apresenta os pesos normalizados para cada um dos índices componentes do ISABH, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado para a obtenção do índice de consistência (IC).

Tabela 6.5. Pesos normalizados dos índices componentes do ISABH

Variáveis do ISABH	Pesos normalizados(p)	Ap	Ap/p
IMUS	0,04	0,17	4,01
ISAS	0,42	1,77	4,14
ISSA	0,15	0,59	4,05
ISAA	0,39	1,58	4,09
Média (λ Max)			4,07

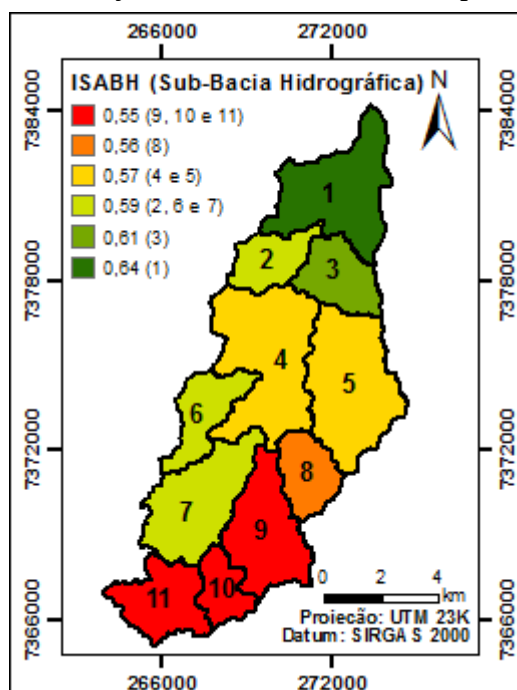
O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos aos índices componentes do ISABH pelo método da AHP foi de 0,024, isto é, abaixo de 0,1 e, portanto, há consistência nos valores obtidos.

Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculada a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,027, ou seja, abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados apresentam consistência.

Os índices que apresentaram os maiores pesos foram ISAS e ISAA com pesos iguais a 0,42 e 0,39 respectivamente, enquanto que, o índice IMUS apresentou o menor peso e igual a 0,04. Ressalta-se que o ISAS e o ISAA apresentaram maior peso por apresentarem um maior número de variáveis em sua composição, pois, entende-se neste estudo, que essa condição refletirá melhor o estado ambiental e sustentável em que se encontra a Bacia Hidrográfica.

A partir disso, foram calculados os valores do ISABH e classificados em variáveis linguísticas adaptadas do IQA (IGAM, 2005) para cada Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Una. Além disso, é apresentado neste mapa os valores numéricos do ISABH, os quais serão utilizados para o cálculo do valor do ISABH para a Bacia Hidrográfica do Rio Una, conforme pode ser visto no mapa da Figura 6.1.

Figura 6.1. Mapa com a distribuição dos valores do ISABH por Sub-Bacias Hidrográficas



De acordo com o mapa da Figura 6.1 é possível observar que as Sub-Bacias Hidrográficas à montante do curso de água principal apresentaram os piores desempenhos, isso se deve ao fato de suas condições sociais e econômicas serem precárias em comparação ao resto da Bacia Hidrográfica, sendo fortemente influenciado por este índice apesar do seu peso ser inferior a ISAS e ISAA.

Porém, todas as Sub-Bacias Hidrográficas foram classificadas como regular segundo a classificação do IQA (IGAM, 2005) adotada. O valor de ISABH geral para a Bacia Hidrográfica do Rio Una foi 0,57 e, portanto, essa Bacia Hidrográfica pode ser classificada como regular no quesito sustentabilidade. Ressalta-se que a Sub-Bacia Hidrográfica de número 1 apresentou o melhor desempenho, visto a qualidade de vida da população nessa área que tem acesso a água tratada e esgoto coletado, pois se encontra na área urbana do município. Além disso, apenas 19,4% aproximadamente da área de estudo apresentaram valores de ISABH iguais ou acima de 0,60, indicando uma qualidade razoável, longe da desejável, isto é, superior a 0,9.

O Índice de Moran Global foi calculado para todos os índices utilizados para a construção do ISABH, inclusive para o próprio ISABH. Para isso, foi usado um número de permutações igual a 99 para verificar a presença de correlação espacial (Tabela 6.6)

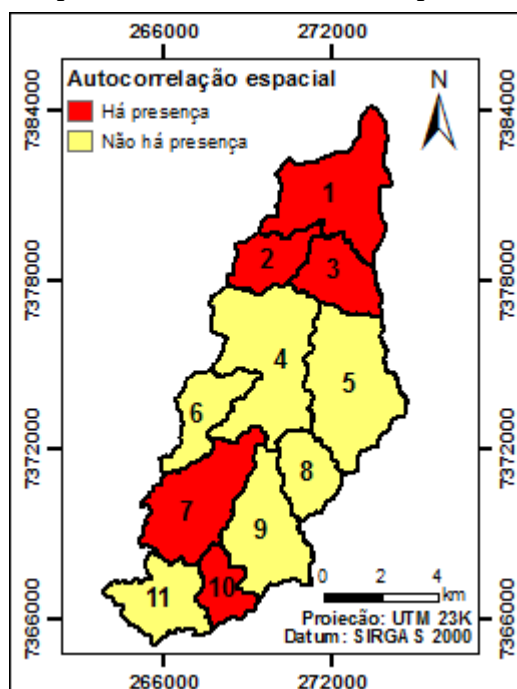
Tabela 6.6. Valores do Índice de Moran Global para os índices estudados

Índices	IMUS	ISAS	ISSA	ISAA	ISABH
Valor do Índice de Moran Global	-0,26	0,09	0,13	0,53	0,39
p-valor	0,12	0,24	0,23	0,04	0,06

Somente o valor do ISAA foi, em média, superior a 0,3 com valor de significância igual a 0,05. Contudo, o valor do ISABH também foi superior a 0,3, porém apresentou valor de significância igual a 0,06, isto é, muito próximo de 0,05 que é o desejado neste estudo. Visto isso, considerou-se o ISABH e o ISAA para o cálculo do valor do Índice de Moran Local e assim encontrar quais Sub-Bacias Hidrográficas apresentam autocorrelação espacial.

Para identificar as Sub-Bacias Hidrográficas que apresentam valores de ISAA semelhantes e agrupados (*clusters*) foi calculado o Índice de Moran Local (Figura 6.2), onde as áreas com valores de significâncias menores que 0,05 são representadas em vermelho e indicam autocorrelação espacial, enquanto que, as áreas com valores de significâncias maiores que 0,05 são representadas pela cor amarela e indicam as Sub-Bacias Hidrográficas que não apresentam autocorrelação espacial.

Figura 6.2. Correlação espacial dos valores do ISAA por Sub-Bacias Hidrográficas

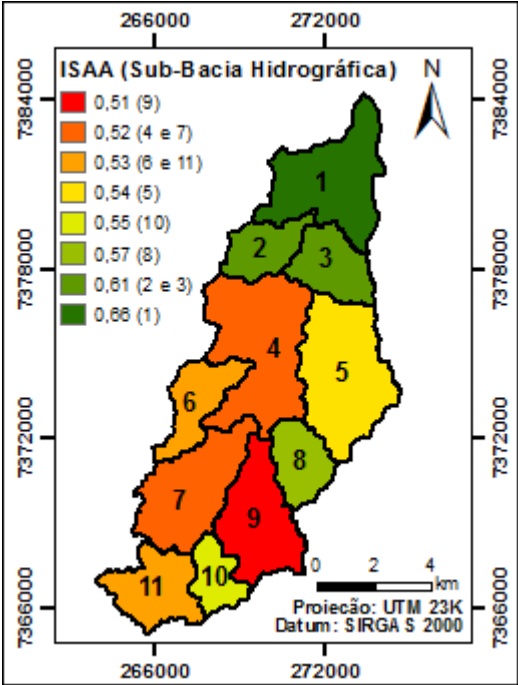


A Figura 6.2 mostra que as Sub-Bacias Hidrográficas localizadas no Baixo Una, isto é, ao norte da Bacia Hidrográfica apresentam autocorrelação espacial, além disso, nessas áreas os valores encontrados para o ISAA são os maiores valores se comparados aos de outras Sub-Bacias Hidrográficas (Figura 6.3). Em contrapartida a região sul da Bacia Hidrográfica, também apresentou autocorrelação espacial, porém os valores encontrados são baixos e encontram-se numa área com prevalência de atividades agrícolas.

As Sub-Bacias Hidrográficas 1, 2 e 3, mesmo estando a jusante da Bacia Hidrográfica do Rio Una apresentaram os valores do ISAA mais altos, fato justificável pelas condições saneamento da área e a baixa exposição da população às possíveis

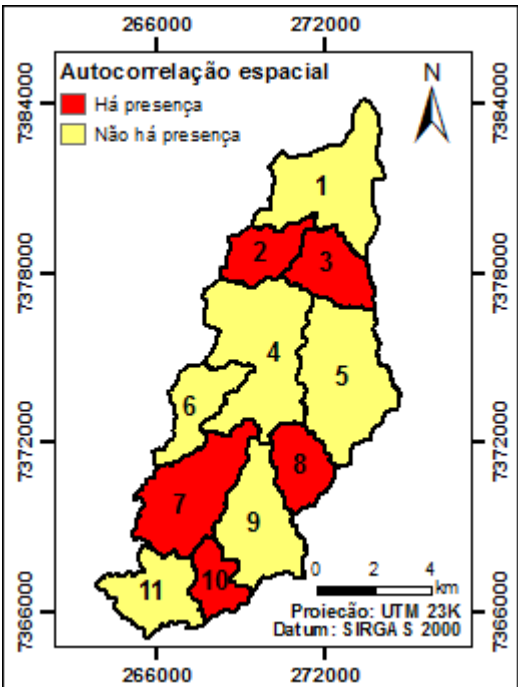
contaminações da água, uma vez que, se localizam na área urbana do município, a qual, até o momento, apresentou maiores investimentos do setor público.

Figura 6.3. Mapa com a distribuição dos valores de ISAA por Sub-Bacias Hidrográficas



A Figura 6.4 apresenta os valores de ISABH semelhantes e agrupados (*clusters*) pelo Índice de Moran Local para de valores de significâncias menores que 0,05, os quais são representados em vermelho e indicam autocorrelação espacial.

Figura 6.4. Correlação espacial dos valores do ISABH por Sub-Bacias Hidrográficas



As Sub-Bacias Hidrográficas 2 e 3 apresentam correlação espacial e estão a jusante da Bacia Hidrográfica do Rio Una, sendo que ostentam os valores do ISABH mais altos da área de estudo quando se exclui a Sub-Bacia Hidrográfica 1 (Figura 6.1). Fato justificável pelas condições saneamento da área, menor intervenção no solo e maior acesso a educação e oportunidades de emprego mais rentáveis, uma vez que, se localizam na área urbana do município, a qual, até o momento, apresentou maiores investimentos do setor público.

Em contrapartida, as Sub-Bacias Hidrográficas 7, 8 e 10 apresentaram autocorrelação espacial, porém seus valores do ISABH não são distintos entre si, com a Sub-Bacia Hidrográfica 7 com um valor superior as demais e a Sub-Bacia Hidrográfica 10 com menor valor verificado na área de estudo.

É interessante notar que são áreas com prevalência de atividades agrícolas que de certa forma influenciam nos valores de perda de solo anualmente e, portanto, carregam nutrientes do solo e agroquímicos para os cursos de água influenciando na qualidade da água e do solo dessas áreas. Além disso, essa correlação espacial deve-se ao fato dessas Sub-Bacias Hidrográficas estarem ligadas ao curso de água principal e serem fortemente influenciadas pela qualidade da água e do solo que apresentam o maior peso neste estudo.

Entretanto, ao analisar os valores socioeconômicos da área de estudo verifica-se que as Sub-Bacias Hidrográficas localizadas a montante da Bacia Hidrográfica do Rio Una, são fortemente influenciadas pelas taxas de analfabetismo e renda per capita dos residentes destas áreas, uma vez que, além da qualidade da água e do solo dessas áreas serem inferiores aos valores verificados nas demais, a população, ainda, apresenta baixa qualidade de vida, conforme pode ser visto nos Capítulos III, IV e V. Portanto, há um paradoxo, pois essas áreas apresentam uma alta cobertura florestal quando comparada as demais, no entanto, isso não é suficiente para garantir valores altos de sustentabilidade, visto que, essas Sub-Bacias Hidrográficas só serão sustentáveis ao longo dos anos quando encontrarem um equilíbrio entre os compartimentos ambiental, social e econômico.

6.4. CONCLUSÃO

O estudo demonstra que o tratamento da variabilidade de informações espaciais é uma importante ferramenta para avaliar e diagnosticar Bacias Hidrográficas e, nesse estudo, possibilitou verificar quais componentes do índice ISABH influenciam mais fortemente na sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Rio Una. Essa compreensão da dinâmica espacial dos dados contribui e muito para o embasamento de hipóteses que possam explicar a distribuição e relação espacial dos dados. Além disso, serviria para orientar os gastos públicos e identificar correlações espaciais para nortear estudos futuros que buscam a compreensão de algum fenômeno observado em uma Bacia Hidrográfica.

A partir dos resultados foi possível concluir que as desigualdades sociais, bem como as áreas com baixa qualidade da água e solo estão mais presentes na área rural da área de estudo, isto é, na região centro e sul da Bacia Hidrográfica. Visto isso, conclui-se que o ISABH é sensível o suficiente para avaliar a situação da sustentabilidade ambiental e servir como um instrumento de tomada de decisão para gestores públicos e interessados nessa questão. Portanto, a metodologia adotada é bastante útil para a gestão e tomada de decisão pelos órgãos públicos.

A metodologia adotada pode ser aperfeiçoada, uma vez que, podem ser utilizados mais dados que apresentem características de variabilidade espacial e, ainda, servir para gerir e direcionar os órgãos competentes pela obtenção de dados como, por exemplo, o IBGE. Além disso, é uma boa justificativa para as prefeituras criarem bancos de dados espaciais, os quais serviriam para gerar um índice mais abrangente e robusto, uma vez que, neste estudo não foram tratados dados de saúde e mortalidade da população, visto que esses dados não estão disponíveis em escalas de setores censitários.

É necessário ressaltar que não foram tratados dados sobre a qualidade do ar, pois tais dados não existem para essa área de estudo e dependeriam de uma estação automática, pois a dinâmica verificada na atmosfera inutilizaria a análise laboratorial de um único dia para compor o índice.

Seria interessante tratar a dimensão institucional e política neste índice, porém são dados, até o momento, de difícil mensuração espacial, carecendo um estudo mais aprofundado e direcionado para que sejam representados espacialmente e possam variar de 0 a 1 e, ainda, tenham dados suficientes para a escala espacial adotada neste estudo.

Estes seriam pontos interessantes para estudos futuros que visam tornar ainda mais amplo esse índice. Isto forneceria uma base mais sólida para este índice, tornando essa ferramenta mais sofisticada para a gestão pública e formulação de novas políticas.

6.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, G. J. F.; CARVALHO, C. M.; CASTRO, V. A importância da prática da sustentabilidade e de seus indicadores para implementação e consolidação de vantagem competitiva nas organizações empresariais. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 10, p. 01-09, 2013.

BESSERMAN, S. Indicadores. In: TRIGUEIRO, A. A. (org.). **Meio ambiente no século 21: 21 especialistas falam da questão ambiental nas suas áreas de conhecimento**. Rio de Janeiro: Sextante, 2003. p. 91-106.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores Socioeconômicos e Gestão Ambiental nos Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, RN. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. **Water Resources Management**, v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007.

GAVIAO, L. O.; LIMA, G. B. A. Indicadores de sustentabilidade para a educação básica por modelagem fuzzy. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 274-297, 2015.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Belo Horizonte: IGAM, 2005. 16p.

KRONENBERG, D. M. P.; CARVALHO, C. N.; JUNIOR, J. C. Indicadores de Sustentabilidade em pequenas bacias hidrográficas: uma aplicação do “Barômetro da Sustentabilidade” à bacia do Jurumirim (Agra dos Reis/RJ). **Geochimica Brasiliensis**, v.18, p. 86-98, 2004.

LEE, G. K. L.; CHAN, E. H. W. The analytic hierarchy process (AHP) approach for assessment of urban renewal proposals. **Social Indicators Research**, v. 89, n. 1, p. 155-168, 2008.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011.

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development. **Environmental indicators: development, measurement and use**. Paris: Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico, 2003.

PAULA, B. L. D.; CERRI, L. E. D. S. Aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) Para Priorização de Obras de Intervenção em Áreas e Setores de Risco Geológico nos Municípios de Itapeverica da Serra e Suzano (SP). **Geociências (São Paulo)**, v. 31, n. 2, p. 247-257, 2012.

ROCHA, J. L. S.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão da bacia hidrográfica do rio Jiquiriça, BA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p.89-101, 2010.

SAATY, T. L. **Método de Análise Hierárquica**. São Paulo: McGraw-Hill Publisher, 1991. 367 p.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184p.

SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W.; CORDEIRO, R. C.; CORDEIRO, M. R. D. Análise da relação entre a distribuição espacial das morbidades por obesidade e hipertensão arterial para o estado de São Paulo, Brasil, de 2000 a 2010. **Ciênc. saúde coletiva**, Rio de Janeiro , v. 19, n. 6, p. 1709-1719, 2014.

VEISI, H.; LIAGHATI, H.; ALIPOUR, A. Developing an ethics-based approach to indicators of sustainable agriculture using analytic hierarchy process (AHP). **Ecological Indicators**, v. 60, p. 644-654, 2016.

WOLFSLEHNER, B.; VACIK, H.; LEXER, M. J. Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 207, n. 1, p. 157-170, 2005.

ANEXOS

ANEXO I – Dados amostrais de estações pluviométricas

Estação Seleccionada Código 2346046

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	231,99	231,36	170,84	75,44	61,38	41,54	41,30	33,27	74,06	123,05	130,61	183,93
EI¹	1491,2	1484,3	886,5	220,9	155,5	80,1	79,3	54,9	214,1	507,5	561,5	1005,0
Média anual	1407,30											
R²	6740,74											

Estação Seleccionada Código 2346045

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	260,57	205,54	192,38	105,74	86,13	66,02	64,25	44,36	101,80	127,72	141,76	200,18
EI¹	1756,9	1173,8	1048,9	379,2	267,5	170,3	162,6	86,6	355,5	522,8	624,2	1122,3
Média anual	1464,00											
R²	7670,42											

Estação Seleccionada Código 2347011

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	244,75	181,79	143,15	69,09	74,88	53,58	53,31	38,44	75,07	121,59	138,15	208,54
EI¹	1645,7	992,6	661,2	191,7	219,8	124,4	123,3	70,7	220,7	501,0	622,4	1253,5
Média anual	1394,87											
R²	6627,08											

Estação Seleccionada Código 234727

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	210,64	156,55	140,02	62,94	64,54	51,33	42,23	33,42	71,92	110,34	103,08	169,87
EI¹	1432,0	864,6	715,2	183,7	191,7	129,9	93,2	62,6	230,4	477,1	425,0	993,3
Média anual	1216,89											
R²	5798,63											

Estação Seleccionada Código 234729

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	238,77	187,66	139,59	62,25	61,22	54,93	43,77	30,65	69,47	118,38	123,07	195,33
EI¹	1604,1	1065,1	644,0	163,2	158,6	131,9	89,7	48,9	196,7	486,7	519,9	1140,1
Média anual	1368,22											
R²	6248,71											

Estação Seleccionada Código 2347052

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	261,12	219,13	192,93	108,23	84,07	65,93	73,91	57,15	109,70	139,94	144,08	211,33
EI¹	1578,5	1171,6	943,6	353,2	229,9	152,1	184,7	119,3	361,4	546,7	574,5	1101,7
Média anual	1667,52											
R²	7316,95											

Estação Seleccionada Código 2347146

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	213,59	171,51	152,89	74,00	80,38	66,58	61,85	44,18	94,57	125,60	136,64	198,61
EI¹	1289,7	888,1	730,5	212,7	244,9	177,8	156,9	88,5	322,8	522,9	603,5	1139,6
Média anual	1415,19											
R²	6377,98											

Estação Seleccionada Código 2347149

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	218,80	176,48	130,51	61,97	77,41	60,14	61,59	35,78	88,40	114,54	118,25	187,12
EI¹	1415,5	982,2	588,1	165,8	242,0	157,6	164,1	65,2	303,2	471,0	497,2	1085,0
Média anual	1330,99											
R²	6136,80											

Estação Selecionada Código 2348014

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	223,64	176,52	143,27	70,38	72,99	55,85	46,54	35,78	75,57	124,47	116,57	182,91
EI¹	1480,1	989,9	694,3	207,4	220,6	140,0	102,7	65,7	234,0	546,6	488,9	1051,6
Média anual	1319,39											
R²	6221,64											

Estação Selecionada Código 2348033

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	212,25	174,75	119,68	60,24	61,97	55,52	52,19	39,20	73,67	108,01	108,02	162,76
EI¹	1438,8	1033,9	543,3	169,1	177,5	147,2	132,5	81,5	238,1	456,3	456,4	916,2
Média anual	1228,60											
R²	5790,74											

Estação Selecionada Código 2348076

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	229,28	160,01	146,90	68,77	90,47	70,87	63,33	45,18	90,10	112,23	115,01	176,19
EI¹	1497,0	812,2	702,3	193,3	308,1	203,4	168,0	94,6	305,9	444,4	463,3	956,7
Média anual	1368,34											
R²	6149,28											

Estação Selecionada Código 2446003

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	252,79	278,04	254,53	187,76	135,21	100,37	100,92	83,04	131,48	148,01	134,64	199,78
EI¹	1276,4	1500,6	1291,4	769,8	440,6	265,5	267,9	192,3	420,1	513,8	437,4	855,5
Média anual	2006,57											
R²	8231,3											

Estação Selecionada Código 2447012

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	365,08	303,58	297,31	145,28	111,43	93,38	104,79	76,38	151,39	188,24	173,75	251,82
EI¹	2157,1	1576,4	1521,5	450,3	286,9	212,4	258,4	151,0	483,0	699,6	610,5	1147,2
Média anual	2257,37											
R²	9554,27											

Estação Selecionada Código 2447024

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	394,78	348,28	363,25	274,63	197,85	154,83	148,34	119,17	209,71	213,22	197,09	256,70
EI¹	2016,9	1629,9	1750,8	1088,3	623,3	410,8	382,0	263,3	688,1	707,8	619,2	970,3
Média anual	2856,72											
R²	11150,59											

Estação Selecionada Código 2447042

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
	mm											
Média mensal	394,78	348,28	363,25	274,63	197,85	154,83	148,34	119,17	209,71	213,22	197,09	256,70
EI¹	2016,9	1629,9	1750,8	1088,3	623,3	410,8	382,0	263,3	688,1	707,8	619,2	970,3
Média anual	1556,14											
R²	11150,59											

ANEXO II – Dados amostrais de granulometria do solo

Análise granulométrica					Valores (K)
Pontos de Coleta	Argila (g.Kg ⁻¹)	Silte (g.Kg ⁻¹)	Areia (g.Kg ⁻¹)	Classificação Textural	
1	328	256	416	Franco-argilosa	0,7038
2	368	323	309	Franco-argilosa	0,3910
3	683	120	197	Muito Argilosa	0,4692
4	151	341	508	Franco-siltosa	0,4692
5	434	182	384	Argila	0,3910
6	480	190	330	Argila	0,8994
7	506	215	279	Argila	1,1731
8	480	145	375	Argila	1,0558
9	379	191	430	Franco-argilossiltosa	0,8602
10	432	194	374	Argila	0,3519
11	455	133	412	Argilosiltosa	0,7820
12	482	141	377	Argila	0,1173
13	402	177	421	Argilosiltosa	0,5083
14	456	142	402	Argilosiltosa	0,1564
15	362	171	467	Franco-argilossiltosa	0,8994
16	429	142	429	Argilosiltosa	3,9102
17	257	375	368	Franca	0,6647
18	432	129	439	Argilosiltosa	1,2122
19	455	122	423	Argilosiltosa	0,1955
20	379	131	490	Franco-argilossiltosa	0,3910
21	405	165	430	Argilosiltosa	0,5865
22	506	80	414	Argilosiltosa	0,7038
23	457	103	440	Argilosiltosa	0,4301
24	330	330	340	Franco-argilosa	1,8769
25	101	173	726	Franco-siltosa	0,9776
26	303	170	527	Franco-argilossiltosa	0,8994
27	402	167	431	Argilosiltosa	1,5641
28	254	216	530	Franco-siltosa	1,2904
29	176	226	598	Franco-siltosa	1,1731
30	229	210	561	Franco-siltosa	0,8602
31	316	174	510	Franco-argilossiltosa	0,8211
32	252	404	344	Franca	0,8211
33	379	230	391	Franco-argilosa	0,4301
34	404	201	395	Argila	1,0558
35	529	35	436	Argilosiltosa	0,6647

ANEXO III – Dados amostrais de fertilidade do solo

Fertilidade do Solo										
Pontos de Coleta	M.O ¹	pH	P	K	Ca	Mg	H + Al ²	S.B. ³	CTC ⁴	V% ⁵
	g/dm ³	Ca Cl ₂	mg/dm ³	mmolc/dm ³						%
1	36	4	6	1,8	3	2	65	6,8	71,8	9
2	26	4,7	4	1	5	2	26	8	34	24
3	18	5,3	6	1,2	12	2	16	15,2	31,2	49
4	51	4,7	7	1,2	22	8	36	31,2	67,2	46
5	46	3,6	8	1	5	2	120	8	128	6
6	32	4,9	73	2,3	27	14	29	43,3	72,3	60
7	26	5	46	3	18	7	27	28	55	51
8	31	5,4	157	2,7	49	14	20	65,7	85,7	77
9	20	5,4	44	2,2	27	12	21	41,2	62,2	66
10	44	4,8	11	0,9	23	8	43	31,9	74,9	43
11	34	4,6	61	2	12	3	43	17	60	28
12	34	4,2	12	0,3	7	2	55	9,3	64,3	14
13	31	4,1	6	1,3	7	1	50	9,3	59,3	16
14	35	5,3	12	0,4	71	7	24	78,4	102,4	77
15	74	5	10	2,3	69	22	40	93,3	133,3	70
16	45	5,6	83	10	43	14	20	67	87	77
17	86	5,7	21	1,7	130	29	22	160,7	182,7	88
18	56	5,4	116	3,1	51	11	30	65,1	95,1	68
19	45	4,6	15	0,5	20	5	47	25,5	72,5	35
20	53	5,1	108	1	44	12	35	57	92	62
21	52	4,7	34	1,5	30	10	47	41,5	88,5	47
22	24	5,1	11	1,8	15	4	22	20,8	42,8	49
23	45	4,9	14	1,1	30	13	37	44,1	81,1	54
24	38	5,4	15	4,8	63	8	19	75,8	94,8	80
25	51	6,1	82	2,5	90	9	14	101,5	115,5	88
26	36	5,6	23	2,3	56	9	23	67,3	90,3	75
27	27	5,7	95	4	51	11	20	66	86	77
28	56	4,4	17	3,3	22	9	63	34,3	97,3	35
29	36	4,9	7	3	18	7	32	28	60	47
30	59	4,6	10	2,2	26	7	61	35,2	96,2	37
31	51	4,2	7	2,1	29	7	84	38,1	122,1	31
32	30	5,5	8	2,1	36	3	14	41,1	55,1	75
33	32	4,6	3	1,1	11	3	43	15,1	58,1	26
34	36	5,1	122	2,7	36	11	33	49,7	82,7	60
35	26	4,9	35	1,7	18	4	36	23,7	59,7	40

¹Matéria Orgânica; ²Acidez potencial; ³Soma de Bases do Solo; ⁴Capacidade de Troca de Catiônica;

⁵Saturação por Bases do Solo;