

**Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”**

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

*Campus Rio Claro – SP*

JUAN PEDRO PIERONI

**DEFINIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO, VISANDO A  
PRODUÇÃO DE ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente



Rio Claro  
2018

**Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”**

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

*Campus Rio Claro – SP*

JUAN PEDRO PIERONI

**DEFINIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO, VISANDO A  
PRODUÇÃO DE ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente

Orientadora: Dr<sup>a</sup>. Gilda Carneiro Ferreira

Rio Claro

2018

628.1 Pieroni, Juan Pedro  
P619d Definição de áreas prioritárias à recuperação, visando a produção de água em microbacias hidrográficas / Juan Pedro Pieroni. - Rio Claro, 2018  
185 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas + 2 planilhas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas  
Orientadora: Gilda Carneiro Ferreira

1. Abastecimento de água. 2. Áreas prioritárias. 3. Recuperação. 4. Nascentes. 5. Estado de conservação. I. Título.

JUAN PEDRO PIERONI

**DEFINIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO, VISANDO A  
PRODUÇÃO DE ÁGUA EM MICROBACIAS HIROGRÁFICAS**

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Gilda Carneiro Ferreira

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Roberta Avena Valente

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Vânia Silvia Rosolen

---

Prof. Dr. Anderson Antônio da Conceição Sartori

---

Prof. Dr. André Gustavo Mazzini Buffon

**RESULTADO: APROVADO**

Rio Claro, 23 de Abril de 2018

*Dedico à minha família, em especial ao meu Pai José Antônio Pieroni.*

## **AGRADECIMENTOS**

À Professora Doutora Gilda Carneiro Ferreira, amiga, orientadora e conselheira, agradeço pelos valiosos ensinamentos e parceria ao longo desta caminhada.

Ao corpo docente da pós graduação, pelos importantes ensinamentos ao longo do curso de doutorado.

Aos amigos Rosângela Vacello, Darlene Armbrust, Antônio Cezário e Paco, pelas dicas, viagens, brincadeiras e imensa presteza e boa vontade.

Aos tantos amigos que fiz e firmei ao longo dos anos, obrigado pelas conversas, discussões, risadas e experiências.

Aos funcionários do departamento, secretárias, técnicos e zeladores, pela constante atenção e boa vontade.

À Karina Grisólia Rodrigues Branco, pela imensa contribuição, profissional e pessoal, à todo o carinho dedicado, compreensão e parceria, Muito Obrigado!

À minha família, minha vó Luzia, meus pais, irmãos e sobrinhos, por acreditarem em mim, quando eu mesmo duvidei.

À EMPLASA, pelo fornecimento das imagens aéreas de alta resolução, importantes para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao CEAPLA, pelo acesso aos dados hidrológicos e pela gentileza de seus funcionários.

À Capes e CNPq pelos recursos financeiros, preponderantes ao desenvolvimento desta pesquisa.

E principalmente à Deus e Nossa Senhora Aparecida, forças que me guardam e iluminam em todos os desafios da minha vida.

*“O sucesso não está na conquista, mas em todo o percurso”*

Mahatma Gandhi

## RESUMO

A crescente demanda por recursos naturais, sobretudo a água, resultou em um cenário de degradação ambiental, caracterizado por passivos ambientais com frequência e abrangência significativos, em praticamente todo o território brasileiro. Embora exista uma série de ações das esferas pública e privada, para o equacionamento dos conflitos relacionados a água, ainda é grande o desafio para o desenvolvimento de um uso sustentável do recurso, em níveis populacionais. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo o desenvolvimento metodológico para diagnóstico, dos aspectos ambientais e fatores de degradação que afetam os recursos hídricos superficiais, responsáveis pelo abastecimento de aproximadamente 50% dos municípios brasileiros. Como base metodológica foi utilizado o Processo Hierárquico Analítico no contexto da Análise Multicritério, tendo como área de implementação a microbacia hidrográfica. Os fatores e parâmetros de avaliação, bem como os pesos de compensação à estes atribuídos, foram elencados com base na Análise Participatória, que possibilitou a análise multidisciplinar e integrada em relação à hipótese proposta. Os resultados apontaram que da área passível de ações de recuperação e conservação, 17,11% encontra-se em nível muito alto, e 31,07% em nível alto de prioridade, das áreas classificadas em nível de prioridade muito alto, 50,44% são cobertas por pastagens e 37,92% por cana-de-açúcar. Nas áreas classificadas em alto nível de prioridade, a cana-de-açúcar representa 62,03% e pastagem 16,70%. Do total de nascentes avaliadas e monitoradas, 51,35% apresentaram-se degradadas e 24,32% altamente degradadas. A abordagem utilizada mostrou-se eficiente para a definição de áreas prioritárias e caracterização do estado de conservação de nascente, gerando dados e informações que visam subsidiar o processo de tomada de decisão.

Palavras chave: Áreas prioritárias; recuperação; nascentes; estado de conservação.



## **ABSTRACT**

The growing demand for natural resources, especially water, has resulted in a scenario of environmental degradation characterized by environmental liabilities with significant frequency and coverage in practically the entire Brazilian territory. Although there is a series of actions from the public and private spheres to address water-related conflicts, there is still a great challenge for the development of sustainable resource use at population levels. In this context, the objective of the present study is the methodological development for diagnosis, environmental aspects and degradation factors that affect surface water resources, which are responsible for supplying approximately 50% of the Brazilian municipalities. As a methodological basis, the Analytical Hierarchical Process was used in the context of Multicriteria Analysis, having as implementation area the hydrographic basin. The evaluation factors and parameters, as well as the compensation weights, which attributed to them, were listed based on the Participatory Analysis, which enabled the multidisciplinary and integrated analysis in relation to the hypothesis proposed. The results indicated that from the subject area of recuperation and conservation, 17.11% is at a very high level and 31.07% are at a high priority level. Of the areas classified as very high priority, 50.44% are covered by pasture and 37.92% by cane-sugar. In areas classified as high priority, sugarcane represents 62.03% and pasture 16.70%. Of the total number of springs evaluated and monitored, 51.35% were degraded and 24.32% highly degraded. The utilized approach proved to be efficient for the definition of priority areas and characterization of the state of conservation of the spring, generating data and information that aim to subsidize the decision-making process.

**Keywords:** Priority areas; recovery; springs; conservation state.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: REPRESENTAÇÃO HIERÁRQUICA DO MÉTODO DE AHP.....	35
FIGURA 2: EXEMPLO DE UMA MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA.....	36
FIGURA 3: DIVERSAS OCORRÊNCIAS DE NASCENTES DE ACORDO COM O MATERIAL GEOLÓGICO (DAVIS; DE WUEST 1966). .....	46
FIGURA 4: TIPOS MAIS COMUNS DE NASCENTES ORIGINÁRIAS DE RESERVATÓRIOS DE ÁGUA SUBSUPERFICIAIS: DE ENCOSTA, DE FUNDO DE VALE, DE CONTATO E DE RIO SUBTERRÂNEO (CARSTE).....	48
FIGURA 5: HIDROGRAFIA REGIONAL, DELIMITAÇÃO DO MUNICÍPIO DE RIO CLARO NAS SUB- BACIAS DO RIBEIRÃO CLARO, MÉDIO CORUMBATAÍ E PASSA CINCO. NO DETALHE A POSIÇÃO E LIMITES DA FEENA E DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, NA SUB- BACIA DO RIBEIRÃO CLARO.....	59
FIGURA 6: HIDROGRAFIA LOCAL, MICROBACIAS QUE COMPÕE A SUB-BACIA DO RIBEIRÃO CLARO, EM DESTAQUE A MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, SEU EXULTÓRIO NO CÓRREGO SANTO ANTÔNIO, E POSTERIORMENTE NO RIBEIRÃO CLARO, E AINDA, OS LIMITES DA FEENA NA SUB E MICROBACIAS.....	60
FIGURA 7: REDE HIDROGRÁFICA.....	61
FIGURA 8: PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA ENTRE OS ANOS DE 1937 A 2017.....	64
FIGURA 9: MÉDIA MENSAL DE PRECIPITAÇÃO ENTRE OS ANOS DE 1937 E 2017. ....	64
FIGURA 10: GEOLOGIA REGIONAL DO MUNICÍPIO DE RIO CLARO, NO DETALHE AS UNIDADES GEOLÓGICAS OCORRENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	65
FIGURA 11: GEOMORFOLOGIA DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, AO FUNDO (1) A FEENA, À NOROESTE À DIREITA (2), LEITO PRINCIPAL DO CÓRREGO IBITINGA PRÓXIMO A SUA CABECEIRA, SEGUINDO EM DIREÇÃO À OESTE, PONTO (1).....	67
FIGURA 12: FIGURA 12: FLUXOGRAMA DAS ETAPAS METODOLÓGICAS REALIZADAS NA PESQUISA. ....	74
FIGURA 13: SOBREPOSIÇÃO DA BASE DE DADOS QUE COMPÕE OS PLANOS DE INFORMAÇÃO, SENDO ESTES, CURVAS DE NÍVEL, DECLIVIDADE, USO E COBERTURA DO SOLO, HIDROGRAFIA, NASCENTES, REMANESCENTES FLORESTAIS E VIAS DE ACESSO.....	75
FIGURA 14: ESQUEMA GERAL DE UMA ANÁLISE MULTICRITÉRIOS. ....	87
FIGURA 15: ESCALA CONTÍNUA DE NOVE PONTOS, UTILIZADA NA COMPARAÇÃO PAREADA ENTRE OS FATORES, NA AMC. ....	88

FIGURA 16: REPRESENTAÇÃO DO PROCESSO DE AVALIAÇÃO PELO MÉTODO DA CLP.....	92
FIGURA 17: FLUXOGRAMA DAS ETAPAS PARA ELABORAÇÃO DO ICN.....	93
FIGURA 18: FLUXOGRAMA DO PROCEDIMENTO PARA ESPACIALIZAÇÃO DOS DADOS DO ICN. .....	107
FIGURA 19: USO E COBERTURA DO SOLO, REDE DE DRENAGEM E LOCALIZAÇÃO DAS NASCENTES IDENTIFICADAS NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA.....	110
FIGURA 20: PLANO DE INFORMAÇÃO ERODIBILIDADE DO SOLO: DISTRIBUIÇÃO DAS CLASSES DE SOLO OCORRENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	113
FIGURA 21: RELEVO DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGAM, REPRESENTADO PELAS CURVAS DE NÍVEL COM EQUIDISTÂNCIA ENTRE CURVAS DE 5 M.....	115
FIGURA 22: PLANO DE INFORMAÇÃO DECLIVIDADE DO TERRENO NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	116
FIGURA 23: PLANO DE INFORMAÇÃO ESTRADAS E VIAS DE ACESSO NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	117
FIGURA 24: PLANO DE INFORMAÇÃO REMANESCENTES FLORESTAIS.....	119
FIGURA 25: MAPA DE SUSCEPTIBILIDADE EROSIVA E REDE DE DRENAGEM DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	121
FIGURA 26: MAPA DE PROXIMIDADE À REDE HIDROGRÁFICA DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, NORMALIZADO POR UMA FUNÇÃO LINEAR DECRESCENTE DE 0 A 255. ...	123
FIGURA 27: MAPA DE PROXIMIDADE AOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, NORMALIZADO POR UMA FUNÇÃO LINEAR DECRESCENTE DE 0 A 255. ....	125
FIGURA 28: MAPA DE PROXIMIDADE À ESTRADAS DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, NORMALIZADO POR UMA FUNÇÃO LINEAR DECRESCENTE DE 0 A 255. ....	126
FIGURA 29: MAPA DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, REPRESENTADO EM ESCALA CONTÍNUA DE VALORES (0 – 255). ....	129
FIGURA 30: MAPA DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO DA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA, CLASSIFICADO EM CINCO NÍVEIS DE PRIORIDADE. ....	130
FIGURA 31: NÚMERO DAS NASCENTES EM RELAÇÃO AO ICN. CLASSE A (1) NASCENTE, B (4) NASCENTES, C (4) NASCENTES, D (19) E E (9) NASCENTES.....	137
FIGURA 32: DISTÂNCIAS DE ESTRADAS EM (A) E DISTÂNCIA DE RESIDÊNCIAS EM (B)...	142
FIGURA 33: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS ATRIBUTOS DOS PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO VEGETAÇÃO EM (A) E PROTEÇÃO, EM (B). ....	143

FIGURA 34: REMANESCENTES FLORESTAIS NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA.....	144
FIGURA 35: PROCESSOS EROSIVOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	145
FIGURA 36: OCORRÊNCIA DOS ATRIBUTOS DOS PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO EROÇÃO EM (A) E MATRIZ DE INSERÇÃO EM (B).....	145
FIGURA 37: PROCESSOS EROSIVOS REGISTRADOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. .....	146
FIGURA 38: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DOS ATRIBUTOS DO PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO USO ANTRÓPICO. ....	147
FIGURA 39: CAPTAÇÃO DE ÁGUA EM NASCENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. .....	147
FIGURA 40: PRESENÇA DE LIXO NO ENTORNO DE NASCENTES. ....	148
FIGURA 41: EVIDÊNCIAS DE FOGO E SUPRESSÃO DA VEGETAÇÃO. ....	149
FIGURA 42: ESPACIALIZAÇÃO DOS DADOS PONTUAIS DO ICN COM RAIOS DE 300 METROS DAS NASCENTES, NORMALIZADO DE 0 A 255, POR UMA FUNÇÃO LINEAR DECRESCENTE. .....	150
FIGURA 43: MODELAGEM COMPARATIVA DO ICN PARA OS RAIOS DE PRIORIZAÇÃO DE 50, 100, 200 E 300 METROS DAS NASCENTES, EM A, B, C E D RESPECTIVAMENTE.....	151
FIGURA 44: MALHA AMOSTRAL UTILIZADA PARA EXTRAÇÃO DOS VALORES DE PIXEL APLICADOS NA CORRELAÇÃO. EM A E B, C E D OS MAPAS DO ICN E ÁREAS PRIORITÁRIAS, MALHA DE PONTOS E GRADE AMOSTRAL RESPECTIVAMENTE. ....	152
FIGURA 45: DISPERSÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS PARA OS TRATAMENTOS ENTRE O ICN E MAPA DE ÁREAS PRIORITÁRIAS. EM A PARA AS AMOSTRAS DO ICN E EM B PARA A MALHA DE PONTOS COM EQUIDISTÂNCIA DE 50 METROS.....	153

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1: CLASSIFICAÇÃO DE FONTES BASEADAS NA TAXA MÉDIA DE DESCARGA .....	47
TABELA 2: CARTAS PLANIALTIMÉTRICAS .....	71
TABELA 3: ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS GERAIS DOS SATÉLITES DO SISTEMA RAPIDÉYE..	72
TABELA 4: BANDAS ESPECTRAIS DOS SATÉLITES DO SISTEMA RAPIDÉYE.....	72
TABELA 5: VALORES DO FATOR (C) PARA AS CLASSES DE USO DA TERRA NA BACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	77
TABELA 6: VALORES DO FATOR K, UTILIZADOS COMO PARÂMETRO DE ERODIBILIDADE.	77
TABELA 7: CLASSES DE DECLIVIDADE E DESCRIÇÃO DO RELEVO .....	78
TABELA 8: VALORES DE ERODIBILIDADE DO SOLO, FATOR (K) EM MJ MM HA <sup>-1</sup> H <sup>-1</sup> , NORMALIZADOS DE 0 A 255. ....	82
TABELA 9: VALORES DE USO E COBERTURA (C), NORMALIZADOS DE 0 A 255 .....	83
TABELA 10: VALORES DE DECLIVIDADE (S), NORMALIZADOS DE 0 A 255 .....	83
TABELA 11: CÁLCULO DA TAXA DE CONSISTÊNCIA DA MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA, MATRIZ [A].....	90
TABELA 12: ÍNDICES RANDÔMICOS (RI) DEFINIDOS POR. ....	91
TABELA 13: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO EROÇÃO, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA.....	95
TABELA 14: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO PROTEÇÃO, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA.....	96
TABELA 15: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO VEGETAÇÃO, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA.....	97
TABELA 16: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO MATRIZ DE INSERÇÃO, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA. ....	98
TABELA 17: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO USO ANTRÓPICO, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA.....	99
TABELA 18: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO DISTÂNCIA DE ESTRADAS, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA. ....	100
TABELA 19: PARÂMETRO DE AVALIAÇÃO DISTÂNCIA À RESIDÊNCIAS, ATRIBUTOS E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE IMPORTÂNCIA. ....	101
TABELA 20: CÁLCULO DA TAXA DE CONSISTÊNCIA DA MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA [A] DO ICN.....	102

TABELA 21: ESTRUTURA DE APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO EM NASCENTES (ICN).....	104
TABELA 22: PESOS DE FATOR ATRIBUÍDOS NA COMBINAÇÃO DAS CLASSES DO ICN. ....	108
TABELA 23: NORMALIZAÇÃO DOS VALORES DO ICN PARA NÍVEIS DE PRIORIDADE, DO MAPA DE ÁREAS PRIORITÁRIAS. ....	108
TABELA 24: CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO PRESENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA .....	111
TABELA 25: MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA ENTRE OS FATORES DO MAPA DE DEFINIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO. ....	128
TABELA 26: ÁREA (HA E PERCENTUAL) ASSOCIADA AOS NÍVEIS DE PRIORIDADE À RECUPERAÇÃO, OBTIDOS PARA A MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA. ....	131
TABELA 27: CARACTERIZAÇÃO DOS NÍVEIS DE PRIORIDADE ALTO E MUITO ALTO, EM RELAÇÃO AO USO E COBERTURA DO SOLO NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA .....	132
TABELA 28: CARACTERIZAÇÃO DOS NÍVEIS DE PRIORIDADE ALTO E MUITO ALTO, EM RELAÇÃO AS CLASSES DE SOLO OCORRENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA .....	133
TABELA 29: CARACTERIZAÇÃO DOS NÍVEIS DE PRIORIDADE ALTO E MUITO ALTO, EM RELAÇÃO AS CLASSES DE DECLIVIDADE OCORRENTES NA MICROBACIA DO CÓRREGO IBITINGA.....	134
TABELA 30: MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA ENTRE OS FATORES DO ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO EM NASCENTES (ICN) .....	135
TABELA 31: APLICAÇÃO DO ICN PARA AVALIAÇÃO DAS NASCENTES IDENTIFICADAS...	136

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	19
2. OBJETIVOS.....	22
2.1    Objetivos específicos .....	22
2.2.1    Mapeamento de áreas prioritárias à recuperação, com base nos componentes ambientais e fatores que os degradam. ....	22
2.2.2    Elaborar um índice de avaliação do estado de conservação em nascentes em microbacias hidrográficas.....	22
2.2.3    Caracterizar os aspectos ambientais que compõe a paisagem em relação aos níveis de prioridade obtidos. ....	22
3. revisão de literatura .....	23
3.1    Contexto decisório .....	23
3.2    Etapas do processo decisório .....	25
3.2.1    Estruturação.....	25
3.2.2    Avaliação multicriterial.....	26
3.2.3    Os atores .....	33
3.3    Métodos de análise multicritério.....	34
3.3.1    Método de AHP.....	35
3.3.2    Combinação linear Ponderada (CLP).....	39
3.4    Planejamento e gestão em bacias hidrográficas.....	42
3.5    Nascentes .....	45
3.5    Principais fatores de degradação dos recursos hídricos superficiais .....	55
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	58
4.1    Área de estudo .....	58
4.1.1    Hidrografia Regional.....	58
4.1.2    Hidrografia Local .....	59
4.1.4    Clima .....	63

4.1.5	Geologia .....	65
4.1.6	Relevo.....	66
4.1.7	Solos .....	67
4.1.8	Uso e cobertura do solo .....	69
4.2	Base de dados .....	71
4.2.1	Material Cartográfico .....	71
4.3	Imagens .....	71
4.3.1	Imagens aéreas .....	71
4.3.2	Imagens orbitais .....	72
4.3.3	Mapa Pedológico.....	73
4.3.4	Mapa de uso e cobertura do solo.....	73
4.4	Abordagem metodológica.....	73
4.5	Definição dos fatores .....	74
4.6	Planos de informação (PIs) .....	75
4.6.1	Uso e cobertura do solo.....	76
4.6.2	Erodibilidade do solo .....	77
4.6.3	Declividade do terreno .....	78
4.6.4	Rede hidrográfica .....	79
4.6.5	Malha viária.....	79
4.6.6	Remanescentes Florestais.....	79
4.7	Geração dos mapas de fatores.....	80
4.8	Normalização dos fatores.....	80
4.8.1	Fator susceptibilidade erosiva .....	81
4.8.2	Proximidade com estradas.....	84
4.8.3	Proximidade à rede hidrográfica .....	84
4.8.4	Proximidade à remanescentes florestais.....	85
4.9	Definição dos pesos dos fatores.....	86



4.9.1	Método de AHP.....	87
4.9.2	Cálculo da Taxa de Consistência (TC).....	89
4.9.3	Método da Combinação Linear Ponderada - CLP .....	91
5	ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO DE NASCENTES - ICN.....	93
5.1	Abordagem metodológica .....	93
5.2	Definição dos parâmetros e atributos de avaliação .....	94
5.2.1	Erosão.....	95
5.2.2	Proteção às nascentes .....	96
5.2.3	Vegetação .....	97
5.2.4	Matriz .....	98
5.2.5	Uso antrópico .....	99
5.2.6	Distância de estradas .....	99
5.2.7	Distância à residências .....	100
5.3	Definição dos pesos dos parâmetros .....	101
5.3.1	Combinação Linear Ponderada. ....	103
5.3.2	Índice de Conservação em Nascentes .....	103
5.3.3	Planilha de Avaliação em Campo .....	104
5.3.4	Etapas de Campo .....	104
5.4	Espacialização dos dados .....	106
5.5	Validação dos Resultados .....	109
6	RESULTADO E DISCUSSÃO.....	110
6.1	Uso e cobertura do solo .....	110
6.2	Erodibilidade do solo .....	112
6.3	Declividade .....	114
6.4	Estradas e vias de acesso .....	116
6.5	Remanescentes florestais nativos.....	118
6.6	Mapas de fatores .....	120

6.6.1	Susceptibilidade erosiva.....	120
6.6.2	Proximidade à rede hidrográfica.....	122
6.6.3	Proximidade à remanescentes florestais .....	124
6.6.4	Proximidade à estradas .....	126
6.7	Pesos de compensação .....	127
6.8	Mapa de áreas prioritárias.....	129
6.9	Caracterização dos planos de informação em função dos níveis de prioridade alto e muito alto. ....	132
6.10	Índice de Conservação em Nascentes .....	134
6.11	Classificação das nascentes segundo o ICN .....	137
6.11.1	Nascentes classe A .....	137
6.11.2	Nascentes classe B .....	138
6.11.3	Nascentes classe C .....	139
6.11.4	Nascentes classe D .....	139
6.11.5	Nascentes classe E.....	140
6.11.6	Caracterização dos atributos/cenários avaliados.....	141
6.11.7	Espacialização do ICN .....	149
6.11.8	Correlação entre o Mapa de Áreas Prioritárias e ICN. ....	151
7	CONCLUSÃO.....	155
8	BIBLIOGRAFIA.....	157

## 1. INTRODUÇÃO

A água doce disponível ao consumo humano, possui uma distribuição marcadamente irregular no planeta, e hoje, são comuns tanto a classificação das nações como ricas ou pobres em água, como em polêmicas discussões sobre uma provável necessidade de compartilhamento internacional desse indispensável recurso (Vettorazzi e Valente, 2016).

Diante da demanda crescente por recursos naturais, em função do exponencial crescimento da população mundial, a água torna-se o recurso cuja disponibilidade encontra-se intrinsecamente condicionada as ações antrópicas, que potencialmente comprometem a disponibilidade deste recurso tanto em quantidade, quanto e em qualidade.

No Brasil, 47% de seus municípios são abastecidos exclusivamente por mananciais superficiais, 39% por águas subterrâneas e 14% por abastecimento misto, superficial e subterrâneo (ANA, 2010).

O estado de São Paulo é o mais populoso e o de maior dinamismo econômico do País, possuindo 645 municípios e concentrando 24% da demanda urbana estimada para o País em 2025. Ele está inserido em duas das grandes regiões hidrográficas brasileiras, que são a do Paraná e do Atlântico Sudeste.

Entre os principais mananciais superficiais, destacam-se os rios Piracicaba, Tietê, Mogi-Guaçu, Grande, Pardo, Paranapanema e Ribeirão do Iguape, além dos mananciais que têm conexão com outros estados, como o rio Paraná e o Rio Paraíba do Sul.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (2010), 29% dos municípios paulistas possuem captação superficial de água, 20% captações mistas (superficial e subterrânea), e os demais 51% possuem sistemas com captações exclusivamente subterrâneas, devido à escassez ou comprometimento dos reservatórios superficiais de água, tornando-os indisponíveis.

Ao todo no estado de São Paulo, existem 414 sedes municipais em condições satisfatórias com relação aos mananciais existentes. Entretanto, 154 sedes urbanas requerem adequação dos sistemas de produção de água e outras 74 sedes, necessitam de novos mananciais devido a insuficiência de reservatórios superficiais e subterrâneos para atender a demanda hídrica atual e futura (ANA, 2010).

Apesar da elevada oferta de água superficial, muitos mananciais são afetados por sérios problemas de volume e qualidade das águas, dados os usos intensivos, sobretudo agropecuários e urbanos, que se fazem presentes em suas bacias de contribuição.

O processo histórico de ocupação do ambiente natural para atender à crescente demanda por recursos naturais, resultou, em grande parte do país, na fragmentação e estreitamento das florestas nativas, alterando a paisagem tanto espacial quanto funcionalmente, comprometendo sua capacidade de sustentação, à medida que se intensificam as implicações em decorrência das ações antrópicas.

Os principais fatores de degradação associados aos recursos hídricos, decorrem da supressão da cobertura vegetal original e a sua substituição por outras coberturas, da implantação de estradas e vias de acesso que abrem caminho para fatores como, a falta de isolamento, o desencadeamento de processos erosivos e de assoreamento dos corpos de água, a compactação e perda das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, a captação de água para abastecimento humano, o acesso facilitado ao uso de animais, a lixiviação de agentes fertilizantes, agrotóxicos, oriundos das culturas agrícolas e o lançamento de efluentes, que comprometem a disponibilidade de água tanto em caráter quantitativo quanto qualitativo.

Ao longo de décadas, várias pesquisas, métodos e técnicas vêm sendo desenvolvidos e testados para recuperação de áreas degradadas, tendo como objetivo principal a conservação dos recursos hídricos, tanto no que tangem à restauração florestal, como também a recuperação e manutenção das características edáficas, visando melhorar a qualidade da restauração final e, diminuir os custos dos processos de recuperação, afim de torna-lo viável.

A recuperação de áreas degradadas dirigida em bacias hidrográficas, por meio de ações de restauração florestal e manejo adequado do solo, notadamente, é apontada como uma das soluções mais factíveis e baratas para a questão da produção de água de boa qualidade para o uso humano (Verttorazzi e Valente 2016).

Dentre as técnicas mais utilizadas na restauração florestal, destacam-se, a condução da regeneração natural da vegetação, as técnicas de nucleação, modelos sucessionais, o plantio direto aleatório ou em linha e mais recentemente a adubação verde e os sistemas agroflorestais (Martins, 2012).

Em relação ao aspecto edáfico da recuperação, a correção química e o recobrimento do solo, terraceamento, plantio em nível, abertura de bacias de contenção e

decantação, o controle dos processos erosivos e a manutenção de estradas são os métodos mais eficientes para a conservação das suas características, no entanto, em áreas com alto nível de degradação, métodos e técnicas de engenharia natural também são aplicáveis.

No que se refere à espacialização das ações de recuperação, a priorização de áreas representa um dos métodos mais efetivos e econômicos para o manejo de bacias hidrográficas. Seu sucesso tem como principal componente a capacidade de interação e análise dos diferentes planos de informação (características e/ou processos) que compõem as paisagens, em Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) que, por sua vez, também possibilitam a produção dos mapas de prioridades em curto espaço de tempo e com confiabilidade (Valente e Vettorazzi, 2008).

Nos últimos anos, diversos sistemas de apoio à decisão apropriados à definição de áreas prioritárias, têm sido desenvolvidos ou adaptados para operar em ambiente SIG, destacando-se aqueles que têm por base a Análise Multicritério (AMC), como os métodos da Combinação Linear Ponderada (CLP), da Média Ponderada Ordenada (MPO) e do Processo Hierárquico Analítico (AHP).

A utilização de SIGs, associados a AMC tem sido considerada como uma importante ferramenta de apoio em processos decisórios que englobam, questões ambientais, naturalmente envolvendo critérios múltiplos, levando em consideração o componente humano.

Neste contexto, considerando a microbacia como menor unidade de gestão territorial e dada a importância dos reservatórios superficiais de água para o abastecimento das populações atual e futura, e ainda, frente aos atuais cenários de degradação que afetam estes reservatórios. Torna-se imprescindível o desenvolvimento de metodologias de análise e diagnóstico ambiental, que considerem o manejo integrado de bacias hidrográficas e todos os fatores envolvidos na dinâmica entre os componentes natural e antrópico.

Deste modo, formulou-se a hipótese de que áreas prioritárias a recuperação, visando à conservação dos recursos hídricos, podem ser mapeadas com diferentes níveis de prioridade, em função do seu estado de conservação, considerando os aspectos ambientais da paisagem e fatores que os degradam.

## **2. OBJETIVOS**

A fim de testar a hipótese, a pesquisa teve como objetivo o desenvolvimento de uma metodologia para a definição de áreas prioritárias à recuperação, visando a produção de água em microbacias hidrográficas.

### **2.1 Objetivos específicos**

**2.2.1** Mapeamento de áreas prioritárias à recuperação, com base nos componentes ambientais e fatores que os degradam.

**2.2.2** Elaborar um índice de avaliação do estado de conservação em nascentes em microbacias hidrográficas.

**2.2.3** Caracterizar os aspectos ambientais que compõe a paisagem em relação aos níveis de prioridade obtidos.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1 Contexto decisório**

A teoria da decisão faz referência sobre ter relação com a lógica com que se chega a uma escolha entre várias alternativas. Assim, pode-se dizer que o ato de decidir corresponde a deliberar, ou seja, dar preferência a uma alternativa após compreensão sobre determinado problema (Malczewski, 1999).

A decisão é a escolha entre várias alternativas, cenários ou possibilidades. Já os critérios, são variáveis que podem ser medidas e avaliadas. Podem ser restritivos ou relativos e através deles as decisões são fundamentadas.

Schoemaker; Russo, (1993) apresentaram alguns métodos pelos quais normalmente indivíduos tomam decisões, o intuitivo, o axiomático, por alternativas e por valores.

Segundo os autores, a forma intuitiva possui a vantagem de ser de rápida e simples, sendo aplicada em sua maioria para decisões triviais do cotidiano, sendo de pouca relevância não implicando em consequências graves.

A decisão automática é baseada em regras apresenta uma estrutura mais robusta em relação à anterior, ficando restrita ao cumprimento das regras estabelecidas, dificultando sua aplicação em problemas mais complexos.

Nas decisões por alternativas, o processo é mais estruturado que os das formas anteriores, sendo necessário avaliar e dar pesos às alternativas existentes.

A decisão por valores é a melhor estruturada e também a que possui maior dificuldade de uso. Entretanto, apresenta resultados mais robustos e específicos.

Na AMC, segundo, Eastman (2003) existem diferentes componentes a serem considerados.

O conjunto de alternativas é denominado quadro de decisão. Os critérios são fundamentais para a tomada de decisão por serem algo que pode ser mensurado e avaliado. São o meio pelo qual os atributos são valorados em um processo de decisão podendo ser de dois tipos: Fator ou Restrição (ANTONELLO, 2008).

Eastman (2003) relatou que os fatores definem algum grau de aptidão para o que está sendo analisado, por exemplo, regiões geográficas, em caso de mapeamento ambiental. Neste contexto essa aptidão é medida em uma escala contínua, de forma a

abranger todo o espaço de solução previamente selecionado. Assim um fator é um critério que realça ou diminui a interferência de uma alternativa específica para cada atividade que está sendo considerada.

As restrições podem ser entendidas como categorias restritivas das alternativas (fatores), excluindo áreas e limitando espacialmente a distribuição das possibilidades de escolha (EASTMAN et al., 2003).

As restrições são baseadas em lógica booleana (sim ou não) que torna apto ou inapto para análise o que está sendo trabalhado. Deste modo as restrições são utilizadas para limitar os indivíduos a serem considerados no processo de avaliação multicritérios. Um exemplo pode ser a estipulação que nenhuma atividade pode acontecer em áreas de APP ao longo da margem do corpo hídrico, (BRASIL, 2012). Em muitos casos, as restrições são expressas na forma de um mapa (lógico) booleano: áreas a serem excluídas da análise são codificadas com um 0 (zero) e as áreas a serem consideradas são codificadas com 1 (um). Contudo, em alguns casos, a restrição pode ser expressa como alguma característica existente no contexto decisório. Ambas as formas de restrição têm o mesmo objetivo, que é limitar as alternativas em consideração (ANTONELLO, 2008; EASTMAN, 2003). Por exemplo, que a área mínima de APP a ser considerada é de 30 metros ou que as partes selecionadas constituam uma única área contínua.

O procedimento pelo qual os critérios são selecionados e combinados para realizar uma determinada avaliação, e pelo qual avaliações são comparadas e realizadas, é conhecido como uma regra de decisão (ANTONELLO, 2008; EASTMAN, 2003; RAMOS; MENDES, 2001).

As regras de decisão normalmente contêm procedimentos para combinar diferentes critérios em um único índice composto em uma indicação de como as alternativas devem ser comparadas usando este índice (EASTMAN, 2003; RAMOS; MENDES, 2001 e SATY, 1977).

As regras de decisão são organizadas no contexto de um objetivo principal. A natureza desse objetivo serve como diretriz para o desenvolvimento de uma regra de decisão específica (EASTMAN, 2003). Um exemplo pode ser o objetivo de avaliar regiões potenciais para se criar uma área de preservação dos recursos hídricos. Se, além do objetivo principal, existe também a intenção de utilizar a área selecionada para uso do ecoturismo ou piscicultura, por exemplo, tem-se que a ótica inicial do processo é alterada pelas necessidades do ecoturismo e piscicultura. A escolha dos critérios a serem usados e



dos pesos a serem respectivamente atribuídos no segundo caso é completamente diferente em relação aos critérios e pesos do objetivo original (ANTONELLO, 2008).

Diante de uma situação ou problema a serem resolvidos, decisões necessitam ser tomadas e, em muitos casos diversos critérios compõem a equação de decisão. Neste caso o procedimento adequado deve ser a avaliação multicriterial.

Contudo, toda tomada de decisão envolve o risco da decisão ser tomada erroneamente. O risco resulta da incerteza e sua avaliação necessita de uma combinação de estimativas de incertezas das várias fontes envolvidas, sejam incertezas na base de dados, na regra de decisão ou procedimentos adotados.

A incerteza é uma característica inerente do próprio processo decisório. É necessário reconhecer a incerteza não como um erro a ser ignorado ou reclamado, mas como um fato do processo de tomada de decisão que necessita ser compreendido e trabalhado. Assim, a gerência da incerteza encontra-se no centro da tomada de decisão eficaz e constitui-se em um papel preponderante para os sistemas computacionais que dão suporte à decisão (ANTONELLO, 2008; EASTMAN, 2003).

## **3.2 Etapas do processo decisório**

### **3.2.1 Estruturação**

Consiste na definição dos objetivos do decisor, na identificação das alternativas viáveis, e no estabelecimento dos critérios que serão aplicados. A fase de estruturação envolve a formulação do problema ou hipótese e a identificação dos objetivos, visando identificar e caracterizar os fatores relevantes ao processo. Segundo Mello et al. (2003) a etapa de estruturação representa em torno de 80% das atividades de um processo de apoio a decisão. Antonello (2008) e Wolf (2002) mencionaram que o problema da decisão resume-se na questão: o que fazer? Neste caso o decisor deve receber auxílio de um facilitador. Assim ao facilitador designa-se a função de: como fazer? O facilitador deve então, elaborar um plano de ação com base em conhecimentos técnicos específicos, que subsidiem o decisor saber qual decisão tomar.

### 3.2.2 Avaliação multicriterial

A AMC é a principal operação de suporte à decisão é comumente realizada por um dos dois procedimentos apresentados a seguir: O primeiro envolve a sobreposição booleana de critérios, por meio da qual todos os critérios são convertidos a declarações lógicas de adequação e, então, combinados por meio de um ou mais operadores lógicos, tais como a interseção (AND) e a união (OR) (VALENTE e VETTORAZZI, 2008). Ainda segundo a autora, o método Booleano não tem apresentado resultados satisfatórios, devido a dificuldade de representar diferentes atributos da paisagem em classes com intervalos tênues. Isto resulta na perda de informação e conseqüentemente na ocorrência de erros na tomada de decisão. O segundo é conhecido como Combinação Linear Ponderada - CLP - (Weighted Linear Combination - WLC) no qual os critérios são padronizados em uma escala numérica comum e, então, combinados por meio de uma média ponderada.

Jiang e Eastman (2000); Eastman (2003), mencionaram que processos decisórios em que a avaliação booleana foi aplicada, resultaram em tomadas de decisão extremistas. Se em um único critério, tal região não estiver com o valor apropriado, a mesma não será considerada do resultado final. Este procedimento gera resultados de estrita aversão ao risco com estratégia cautelosa. Por outro lado, se um OR lógico (operador de união) for usado, o oposto se aplica, tendo, então, uma modalidade muito liberal de agregação. Uma região estará representada no resultado final se em pelo menos um dos critérios ela passar no teste de valoração. Neste caso, a estratégia adotada é presumidamente de muito risco.

Em comparação aos dois métodos mencionados, observa-se que a CLP permite fazer compensações entre os critérios. Segundo Eastman (2003) esta operação não se enquadra nem como AND (aversão ao risco) nem como OR (atração ao risco), encontrando-se em algum lugar entre estes extremos.

As primeiras aplicações de que se tem registro ocorreram após a Revolução Francesa no início do século XIX, onde conflitos demandavam soluções a partir de opiniões de diversas pessoas. Contudo, estima-se que após a década de 50, surgiu a pesquisa operacional, com a finalidade de fornecer maior racionalidade na tomada de decisão, tendo sua popularização em meados dos anos 60 (CARDOSO, 2011; ZANATTA, 1999).

Ainda na década de 60 surgiram as primeiras ferramentas computacionais que, de alguma forma, passaram a dar suporte às decisões a serem tomadas. Desde então, é possível observar evolução progressiva neste tipo de aplicação, influenciada pela evolução tecnológica de hardware e software, pelas necessidades governamentais e pela competitividade comercial na iniciativa privada.

Nos anos 70 com o crescimento do número de decisões tomadas em grupo, houve um processo de mudança de pensamento para solução de problemas complexos, a partir daí, surge uma gama de novas metodologias para auxiliar na tomada de decisão. Assim, no início da década, surge a metodologia multicritérios de apoio a tomada de decisão, caracterizando-se por considerar a subjetividade dos atores e a impossibilidade de se encontrar uma solução ótima, visto que, processos decisórios são complexos e formados por diversos atores cujas opiniões distintas sobre o mesmo problema, culminam em interpretações diferenciadas e com juízos de valor diferentes (ANTONELLO, 2008).

A partir da década de 70, foi formalizado o apoio multicritério à decisão, firmando-se então como área de pesquisa operacional (MELLO et al., 2003).

Malczewski (2006) mencionou que a AMC em termos gerais, refere-se à tomada de decisão multiatributos e multiobjetivos. Na decisão multiatributo há um número limitado de alternativas pré-determinadas. Na decisão multiobjetivo, a melhor solução pode estar em uma ampla gama de possibilidades, dentro da região de soluções viáveis.

Mendoza; Martins (2006) apresentaram vantagens como auxiliar na estruturação de um problema de gestão e viabilizar decisões racionais e justificáveis.

O objetivo de utilização de Metodologias Multicritérios de Apoio à Decisão (Multicriteria Decision Aid) é o de subsidiar analistas e tomadores de decisão a trabalhar com situações nas quais exista a necessidade de definir prioridades sob a ótica de múltiplos critérios ou fatores. Evidentemente, não pode se descartar a hipótese de existirem conflitos de interesses, em relação há múltiplos critérios a serem considerados no processo de avaliação.

Para a integração dos diferentes fatores, com base na abordagem multicriterial, vários métodos vêm sendo utilizados, como o Booleano; a lógica Fuzzy; o da Combinação Linear Ponderada; o da Análise de Concordância; e mais recentemente o da Média Ponderada Ordenada (MALCZEWSKI, 2000). Dentre esses métodos a Combinação Linear Ponderada e a Média Ponderada Ordenada são os mais robustos e os empregados com maior frequência (MALCZEWSKI, 2004; VALENTE, 2005; VETORAZZI, 2006).

Malczewski (1996); Malczewski, Jackson (2000); Valente (2005); Vetorazzi, (2006) relataram que o problema de tomada de decisão multicritérios envolve um conjunto de alternativas de alocação, avaliadas com base em critérios múltiplos, conflitantes e incomensuráveis, por grupos de pessoas com interesses diferentes. Esses grupos são caracterizados por preferências específicas, com respeito às importâncias relativas dos critérios, contra o que os planos alternativos são avaliados. As buscas de consenso entre várias partes interessadas são de grande importância para os problemas de tomada de decisão no setor público.

Demais autores sugerem que a AMC pode ser usada com sucesso no desenvolvimento de projetos alternativos de alocação, facilitando o compromisso entre interesses conflitantes. Nesse aspecto, uma variedade de abordagens desenvolvidas nos últimos 30 anos, junto a um crescente interesse em análises realizadas em SIGs, relacionadas aos diversos setores de aplicação, em especial no setor ambiental.

Um enfoque construtivista da avaliação multicriterial, permite que o problema seja observado como dentro de um contexto, percebido por aqueles que o visualizam, sendo chamado de contexto decisório. O contexto decisório estará totalmente definido após a identificação do problema, das ações e dos atores envolvidos (WOLF, 2002).

Detoni (1996), Oliveira (2007) e Roy (1993), destacam que a metodologia multicriterial é recomendada para aplicação em problemas complexos, que apresentem fatores diversos, podendo estes serem qualitativos ou quantitativos e que, considerando as diferentes perspectivas das múltiplas alternativas ou cenários, facilite a interação, a participação e transparência de todo o processo decisório.

Molin; Stape (2007) utilizando AMC, estabeleceram Reservas Legais (RL) utilizando critérios técnico-econômicos separadamente dos critérios ambientais, e depois compararam os resultados, encontrando similaridade de apenas 15,33%. Constataram, desta maneira, a importância da clara definição dos critérios e da necessidade de se conciliar tanto os princípios econômicos quanto os ambientais na determinação das RL.

Eastman (2003) cita que os critérios colocados pelos analistas ou atores, são a base do processo de tomada de decisão, podendo ser medidos e avaliados e que, os fatores utilizados no processo de decisão são aqueles que representem as características críticas ao projeto.

Segundo Vetorazzi (2006) a AMC pode ser empregada fora do ambiente SIG, e a literatura contém inúmeros exemplos dessa situação.

Barin et al. (2010) apresentaram uma metodologia para tomada de decisão multicritério que visa à seleção de sistemas renováveis de energia considerando as características fundamentais de operação e aplicação destes sistemas. Os autores tomam como base o método Analytic Hierarchy Process (AHP) e a Lógica *Fuzzy* com intuito de avaliar os principais sistemas de geração distribuída que podem fazer uso de fontes primárias renováveis, tais como: painéis fotovoltaicos, aerogeradores, microturbinas e células de combustível com uso de biogás. Para avaliação destas fontes consideram-se os seguintes critérios: eficiência, custos, maturidade tecnológica, impactos ambientais, amplitude de atuação do sistema e vida útil. Por fim, foi apresentada uma classificação em ordem de prioridade para o uso das fontes de geração comparando resultados provenientes da aplicação do método AHP e da lógica fuzzy para os cenários custos e meio ambiente.

Yin (2001) centrou-se no desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação multi-critério de opções de gestão das inundações usando Bacia dos Grandes Lagos. A autora começa com uma introdução de algumas grandes preocupações sobre a gestão das cheias em um contexto de sustentabilidade de bacias hidrográficas. Seguido por uma indicação da importância da gestão de inundações como opção para o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos. Em seguida, a autora apresentou uma abordagem de Avaliação Integrada (IA) para avaliar o desempenho de opções alternativas de gestão das inundações, e identificar as políticas mais eficazes e desejáveis. Aplicação do IA no estudo de caso mostrou como a abordagem pode ser utilizada para identificar as opções mais desejáveis e eficazes.

Turner et al. (2000) considerou a análise multicritério no desenvolvimento de uma metodologia para o gerenciamento de áreas úmidas ameaçadas ou degradadas causadas por: (1) a natureza pública de muitos produtos e serviços das zonas úmidas; (2) externalidades do usuário impostas a outras partes interessadas; e (3) falhas de intervenção política que se devem a uma falta de coerência entre políticas governamentais em diferentes áreas (economia, ambiente, proteção da natureza, planejamento físico, etc.). Todas três causas estão relacionadas a falhas de informação que por sua vez podem ser associadas à complexidade e "invisibilidade" das relações espaciais entre as águas subterrâneas, águas superficiais do pantanal e vegetação. O quadro de investigação integrado do pantanal sugere que uma combinação da modelagem integrada da economia, análise das partes interessadas, e multi-critérios de avaliação pode fornecer dados que

subsidiem a gestão sustentável de zonas úmidas e de otimização entre bem-estar e política.

Petry et al. (2014) centrou-se na avaliação e medição do grau de sustentabilidade ambiental dos municípios do Estado de Santa Catarina, através de uma análise com base em multi-critérios de apoio à decisão. O objetivo foi a medição do desempenho ambiental dos municípios catarinenses, permitindo identificar e comparar que as cidades podem ser consideradas sustentáveis ou insustentáveis dentro de um contexto geográfico. Segundo os autores a pesquisa caracterizou-se, como descritiva, uma vez que visou classificar os municípios catarinenses. Os resultados obtidos mostram que as receitas de transferência intergovernamental da União e o Estado tem um papel importante nos outros indicadores e dimensões. O conjunto de indicadores requer esforço e é a base racional eficaz para direcionar políticas públicas.

Espelta et al. (2003) aplicaram a abordagem multicriterial em um estudo realizado na Catalonia nordeste da Espanha, analisando diferentes tipos de limpeza de vegetação, preparo do solo e métodos de reflorestamento para restaurar as florestas de *P. nigra* (Pinus Preto). Essas técnicas foram comparadas em termos de estabelecimento de plântulas, mas também em função de seu custo econômico e impacto ecológico, através de uma nova análise multi-critério.

Assim, a análise revelou que as duas opções mais corretas eram, plantio em áreas não degradadas ou levemente degradadas com preparo do solo através de sulcos, devido às áreas mais degradadas possuírem solos mais deficientes. O estudo forneceu algumas informações valiosas sobre o uso de novas ferramentas de apoio à decisão em programas de restauração e fornece orientações práticas sobre a restauração das extensas florestas *P. nigra*.

Um procedimento destinado a identificar sistemas de cultivo adequado para áreas ambientalmente sensíveis tem sido desenvolvido no âmbito de um projeto Italiano coordenado. Foi implementado como um software chamado Avaliação de Sistemas de Cultivo Alternativos (MEACROS) que torna possível para os tomadores de decisão comparar diferentes cenários com base em sistemas de cultivo alternativos. O software executa análise de concordância, proporcionando rankings de preferência para as alternativas, com base em índices calculados e permitindo uma boa análise de sensibilidade dos valores ponderados, bem como exibir os resultados em forma de gráfico. Os resultados indicativos foram apresentados em um estudo de caso relativo a

uma fazenda em uma área plana sensível no norte da Itália (MAZZETO; BONERA, 2002).

Marchezetti (2011) aplicou o método AHP para a hierarquização das alternativas de tratamento de resíduos sólidos domiciliares na região metropolitana de Curitiba – PR. O objetivo principal foi identificar e hierarquizar as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento desses resíduos. Segundo o autor, os resultados obtidos derivaram do conhecimento da quantidade de resíduos gerados na RMC. Para a determinação da hierarquia entre as alternativas de tratamento foi utilizado o método AHP – Processo Hierárquico Analítico. A aplicação deste método permitiu hierarquizar as tecnologias, sendo a reciclagem identificada como a mais adequada, com somatória dos pesos igual a 3,488, e a incineração, como a menos adequada, com somatória igual a 1,005. Os autores concluíram que cada novo cenário possibilita a utilização da mesma metodologia aplicada à RMC como apoio à tomada de decisão em circunstâncias específicas, para cada município ou consórcio de municípios.

Entretanto, segundo Vertorazzi (2006) é na integração com o ambiente SIG que seu potencial é melhor explorado, tratando-se de análises espaciais. Em muitas das aplicações de SIG na área de análise ambiental, é comum o envolvimento de múltiplos critérios para se atender a um ou mais objetivos.

Castro et al. (2015) apresenta uma metodologia utilizada na avaliação e seleção de áreas para a implantação de uma universidade e de um loteamento universitário no município de Patos de Minas - MG. De acordo com os autores foi encontrado um local para o loteamento com área de 25,83 ha, e um para a universidade com uma área de 31,47 ha, ambos com risco médio e alta compensação. Os resultados obtidos revelaram que o uso da ferramenta SIG associada a análise multicritério são eficientes na escolha de locais para a implantação de empreendimentos que causarão impactos no ambiente a ser instalado.

A AMC também foi empregada, com sucesso, no mapeamento de áreas apropriadas ao plantio de culturas agrícolas. Ceballos-Silva; Lopez-Blanco (2003) utilizaram a abordagem AMC, em ambiente SIG, para identificar áreas adequadas ao plantio de aveia (*Avena sativa* L.) no México Central. Foram considerados fatores ambientais relevantes, tais como clima, solo e relevo, em diferentes resoluções espaciais e temporais. Para a geração dos mapas de fatores padronizados foi usada a função de pertinência *Fuzzy*. Os resultados indicaram que as variáveis mais importantes para o

desenvolvimento da cultura da aveia foram a precipitação, a altitude e a profundidade do solo. Também identificaram 6.663 ha com um nível alto de adequação, que representavam 57% mais que o território então usado para o cultivo não-irrigado da aveia no México Central.

Oliveira et al. (2015) realizou um estudo aplicando a análise multicritério na cidade de Miguel Couto, no município de Nova Iguaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. O estudo teve por objetivo classificar os produtores familiares com critérios agroecológicos para a avaliação da sustentabilidade. Dezesete lotes dos agricultores familiares foram analisados, com um total de 48 itens diferentes produzidos sob três critérios diferentes: número de meses de produção lotes no ano, representando a sazonalidade da produção; valor médio da produção da remessa em reais, representando as receitas estimadas; e variedade de itens produzidos por lote, representando a diversidade. Os autores destacaram os lotes 6 e 26 como primeiros colocados no ranking, pelos métodos ordinais utilizadas, apresentando as maiores variedades de itens produzidos. Os autores concluíram que os métodos utilizados neste trabalho mostraram-se promissores como ferramentas para auxiliar a tomada de decisão, a definição de estratégias e gestão da agricultura familiar agroecológica.

Várias aplicações surgiram e tem sido cada vez mais difundidas no meio científico para a utilização da AMC em ambiente SIG. Estudos envolvendo erosão do solo citam os trabalhos de LAPLANA; BRUNSTEIN (1992) e de DRAGAN et al. (2003).

Dragan et al. (2003) aplicaram um sistema espacial de apoio à decisão (SEAD), com base em análise de decisão multicritérios e multiobjetivos, em um estudo de caso na Etiópia, visando à redução de erosão do solo por meio da realocação de culturas agrícolas de acordo com sua capacidade de proteger o solo.

Vettorazzi; Couto (2000); Pereira; Duckstein (1993), Kangas et al. (2000) e Store; Kangas (2001) trabalharam com a aplicação de AMC-SIG na avaliação de habitats. Pereira; Duckstein, (1993) como estudo de caso apresentaram a avaliação de habitat para uma espécie de esquilo, utilizando uma combinação de técnicas de tomada de decisão multicritérios, incluindo técnicas de avaliação de valor e de prioridade, para avaliar a adequação da terra em um SIG matricial (raster).

Na área agrícola a AMC pode ser empregada em ambiente SIG para o zoneamento de terras. Os autores Li; Yeh (2001) comentaram que o zoneamento de terras agrícolas, para fins de proteção tornaram-se uma atividade estratégica na redução da perda de áreas



com alto potencial agrícola em regiões de rápido desenvolvimento. Foram incorporados ao modelo, fatores de adequação e a geometria das áreas agrícolas para facilitar a alocação racional de terras para proteção. Os autores implementaram o modelo em um SIG, que por sua vez, proporcionou informações úteis sobre restrições, além de um ambiente adequado para modelagem.

Também foi empregada AMC para identificar áreas adequadas ao plantio de aveia (*Avena sativa* L.), milho e batata no México Central. Foram considerados fatores ambientais relevantes, tais como níveis de adequação, desenvolvimento das culturas, clima, solo e relevo, em diferentes resoluções espaciais e temporais. Os resultados indicaram que as variáveis mais importantes para o desenvolvimento da cultura da aveia foram a precipitação, a altitude e a profundidade do solo e ainda, que os mapas de uso e cobertura e de adequação então cruzados, identificaram diferenças e similaridades entre o uso atual e as áreas mapeadas como adequadas para o cultivo do milho e da batata, (CEBALLOS SILVA; LOPEZ BLANCO, 2003).

Wang; Medley (2004) utilizaram da tecnologia SIG para desenvolver um modelo baseado em múltiplos critérios, priorizando a identificação de áreas apropriadas à restauração florestal, em Ohio, EUA, com relação ao seu potencial para sequestro e armazenamento de carbono. Os critérios relacionaram-se principalmente às condições do solo e do relevo, favoráveis ao desenvolvimento de florestas. O estudo apresentou um recurso valioso para planejamento ecológico, que prioriza áreas para conservação florestal com base em suas contribuições funcionais para o balanço regional de carbono.

Em trabalhos ligados à área de conservação, Merwe; Lohrentz (2001); Varma; Ferguson; Wild (2000); Para Kangas et al. (2000); Chen; Blong (2003); Ferraz; Vettorazzi (1998) desenvolveram estudos referentes a diversas áreas ligadas aos recursos florestais, tanto na priorização de áreas para conservação, como na avaliação de riscos a incêndios dentre outras aplicações.

### **3.2.3 Os atores**

Os atores são pessoas que compõe o grupo de interesses comuns nos resultados do processo decisório. Estes atores podem ter ações diretas ou indiretas, podendo interagir com o ambiente decisório expressando suas preferências através da sua razão de valores,

podendo ser influenciados pelos sistemas de valores de outras pessoas (MONTIBELLER NETO, 1996; ZANELLA, 1996;).

Os atores podem ser divididos em dois grupos, de acordo com seu papel no processo de tomada de decisão.

Em primeiro lugar estão os *Stakeholders*, são atores que intervêm diretamente no processo decisório, impondo seus juízos de valor.

O segundo grupo é composto pelos indivíduos que serão afetados pela decisão tomada. Este grupo pode intervir indiretamente no processo decisório, de forma a tentar influenciar os juízos de valores dos *Stakeholders*. Os *Stakeholders* dividem-se em três categorias distintas:

O decisor, responsável pela decisão e, inerentemente, pelas consequências geradas pela tomada de decisão;

O passivo atua diretamente no processo, expressando seus valores, mas, não possui o poder da decisão;

O facilitador possui papel de consultor, conduzindo o processo de apoio à decisão, auxiliando o decisor a descrever, entender e buscar soluções para o problema (ANTONELLO, 2008).

### **3.3 Métodos de análise multicritério**

A grande maioria das AMC citadas na literatura utiliza a decisão multiatributo, na qual incluem-se os métodos de agregação ponderada como o por exemplo, o método CLP, Sobreposição Booleana, Ponto Ideal, AHP, entre outros.

Para Antonello (2008) problemas cuja solução envolvem a consideração de muitas variáveis, no caso da análise multiatributos é comum a implementação de métodos usados na Academia Americana e Academia Francesa.

Na Academia Francesa, baseada em relações de prevalência, se destacam os métodos das famílias ELECTRE (ROY, 1968) e PROMETHEE (BRANS et al., 1984).

Na Escola Americana, reduzem os vários critérios a um critério síntese, na grande maioria das vezes através de uma soma ponderada. Devido à sua aparente simplicidade matemática possuem grande popularidade. Nesta linha destacam-se os métodos AHP (SAATY, 1977), Lógica *Fuzzy* (BORGES; ANTUNES, 2003), TODIM (GOMES, 1987), MACBETH (BANA; et al. 1997) e UTA (JACQUET-LEGREZE; SISKOS, 1982).

Antonello (2008) e Dias et al. (1997) mencionam que, embora os métodos da Escola Americana apresentem alguma simplicidade operacional, existe certa dificuldade por parte dos decisores quanto à necessidade de atribuição de pesos aos critérios.

Considerando os objetivos do projeto, esta revisão versará sobre os métodos de AHP (Processo Hierárquico Analítico) e da CLP (Combinação Linear Ponderada) e MPO (Média Ponderada Ordenada).

### 3.3.1 Método de AHP

Uma das maneiras mais utilizadas para se definir os pesos é utilizando o Processo Hierárquico Analítico (AHP), (Figura 1) proposto por Saaty (1977), aplicado por, (ANTONELLO, 2008; SUMIDA, 2013; VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Nessa metodologia, os valores são determinados (de acordo com uma escala contínua) por meio da consulta a especialistas (Análise Participatória), (CORSEUIL; CAMPOS, 2007).

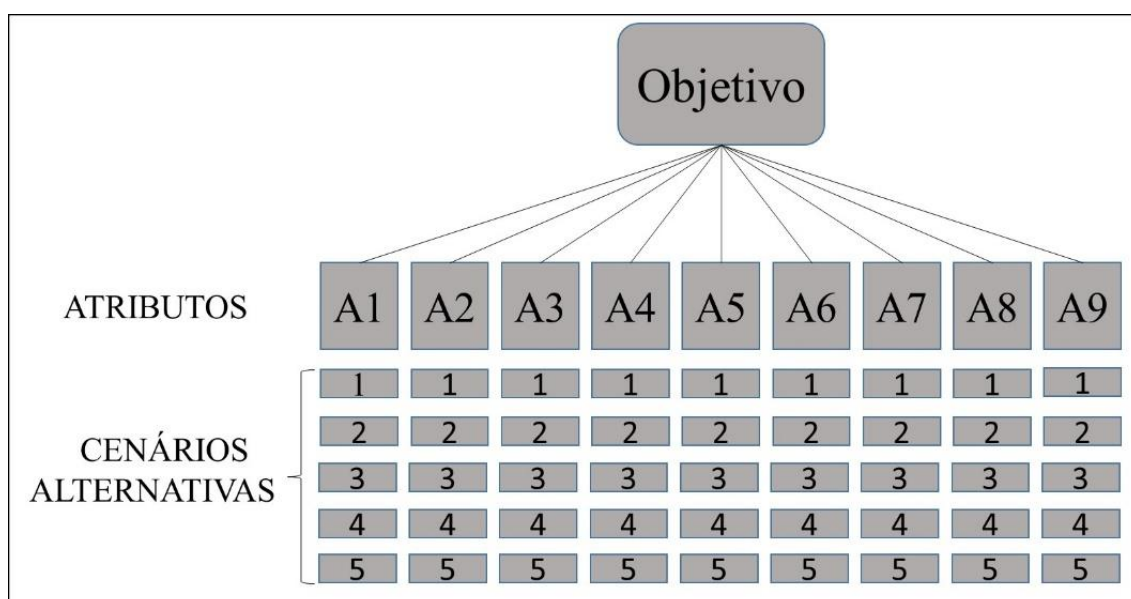


Figura 1: Representação hierárquica do método de AHP.

Fonte: ANTONELLO (2008).

Valente (2005) mencionou vários autores, como Chen et al. (2001), Eastman et al. (1993), Malczewski (2000), Kangas et al. (2000), Roy; Tomar (2000), e Store; Kangas (2001), os quais propõem o emprego da Análise Participatória para subsidiar a atribuição de juízos de valor em relação aos critérios estabelecidos. Esta técnica consiste na reunião

entre especialistas nas diferentes áreas de interesse ao projeto, para auxiliar na definição dos critérios e dos pesos “fatores” (SAATY, 1977). Essa integração entre especialistas colabora para o sucesso da priorização de áreas e caracteriza o processo de tomada de decisão como um processo socioeconômico, além de ambiental, avaliando as variáveis envolvidas levando em consideração a importância relativa obtida no processo de avaliação multicritérios. Esses valores são inseridos em uma matriz e comparados pareadamente (Figura 2).

Atributo	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	...	A <sub>n</sub>
A <sub>1</sub>	$x_{11} = 1$	$x_{12}$		$x_{1n}$
A <sub>2</sub>	$x_{21} = x_{12}$	$x_{22} = 1$		$x_{2n}$
...	...	...	...	...
A <sub>n</sub>	$x_{n1} = 1/x_{1n}$	$x_{n2} = 1/x_{2n}$		$x_{nn} = 1$

Figura 2: Exemplo de uma matriz de comparação pareada.

Fonte: KIMURA; SUEN, (2003)

Após esse procedimento, obtêm-se os pesos de cada fator e a Taxa de Consistência que, necessariamente, deve ser menor que 0,10, para confirmação que os valores foram gerados ao acaso. No caso de serem maiores que 0,10, as matrizes devem ser reavaliadas.

Para Weber; Hasenack (2001), a AHP é apenas uma das alternativas para estabelecer pesos às variáveis. Esse método não é indispensável, pois existem outras formas de se atribuir pesos, até mesmo de forma direta, com base no conhecimento empírico sobre o assunto. Cabe ressaltar que o método AHP também pode ser empregado como suporte à tomada de decisão (VETTORAZZI, 2006; SUMIDA, 2013).

Freitas et al. (1997); Betencourt (2000) e Antonello (2008) mencionaram que, em processos decisórios, o método AHP pode ser utilizado na fase de concepção, onde os dados são analisados, são definidos os porquês, refinam-se os critérios de avaliação e são definidas as alternativas, uma vez que método permite comparar elementos de decisão quantitativos e qualitativos e, na fase de seleção, onde se avaliam as alternativas quantitativamente, verifica-se o impacto dos fatores não quantificáveis e seleciona-se a alternativa mais adequada.

Uma das principais características da metodologia desenvolvida por Saaty (1991) no método AHP é a relação entre o processo de tomada de decisão desenvolvido

baseando-se no método e o raciocínio humano. Segundo o autor a mente humana distribui elementos em grupos de acordo com propriedades, estruturando o raciocínio e conseqüentemente a tomada de decisão. Na aplicação do método de AHP, os grupos podem ser definidos como hierarquias. Após a formulação das hierarquias há o estabelecimento dos pesos (importâncias), normalmente determinados através de julgamentos verbais e numéricos.

Vários métodos foram, e vem sendo desenvolvidos para subsidiar a atribuição de pesos os critérios. Segundo Valente (2006) o mais promissor e utilizado é o método da Comparação Pareada desenvolvido por Saaty (1977). A grande aceitação do método se dá pela consistência entre os pesos atribuídos aos fatores e a importância, nos cenários, de características por eles representados.

A atribuição de pesos aos critérios é feita construindo-se uma matriz das importâncias relativas de cada critério. Usando de subjetividade, os julgamentos dos tomadores de decisão referentes à importância de um atributo em relação a outro são transformados em valores numéricos, por exemplo, com base em uma escala, de 1 a 9, onde 1 representa igual valor entre os critérios e 9, alto grau de favoritismo de um em relação ao outro (BETENCOURT, 2000; ANTONELLO, 2008).

Neste método os valores atribuídos aos critérios são derivados de uma escala contínua de nove pontos, sendo que os fatores são comparados entre si, dois a dois, e classificados segundo a importância relativa entre eles (EASTMAN, 2001). Ou seja, pesos ou graus de pertinência são estabelecidos em um processo de comparação por pares organizados em matrizes de comparações pareadas (MCP).

Os valores da MCP representam a escolha da alternativa da linha versus a alternativa da coluna. Esta comparação por pares, permite avaliar a consistência da decisão para cada nível de hierarquia (Figura 2).

Para o correto desenvolvimento das MCPs, Saaty (1991) propões ainda um cálculo de um indicador de inconsistência dos julgamentos, denominado Razão de Consistência (C.R. Consistency Ratio). Para o cálculo de C.R. o AHP faz uso do Índice de Consistência (C.I) que evita que as comparações (julgamentos de prioridades) que possuam altos níveis de inconsistência sejam aceitos.

Seguindo as orientações de Saaty (1980), deve-se verificar a coerência dos julgamentos com a análise do autovalor  $\lambda$ , da matriz de julgamentos (MCP). Caso todos os julgamentos sejam coerentes entre si, o autovalor máximo  $\lambda_{max}$  será igual a ordem da

matriz. Segundo o autor, para matrizes recíprocas positivas,  $\lambda_{max}$  pode ser estimado como o produto de um vetor composto pela soma das colunas da matriz de julgamentos pelo autovetor. Por incorporarem a subjetividade da complexidade do julgamento humano, a cada passo é necessário verificar a validade dos resultados. De uma forma mais clara, pode-se descrever que os valores de  $\lambda_{max}$  de cada MCPs são calculados da seguinte forma:

- Somam-se os valores de cada coluna da MCP;
- O valor de cada uma destas somas é multiplicado pelo valor relativo encontrado correspondente a alternativa fundamental (dentro da diagonal principal da MCP) de cada coluna em questão.
- Os valores destas multiplicações são somados resultando no valor de  $\lambda_{max}$  para esta matriz.

A partir destas etapas obtém-se  $\lambda_{max}$  e se faz uso do valor da ordem da matriz  $n$  para o cálculo de C.I. Para o cálculo final de C.R. um índice aleatório (R.I.) na ordem de  $n$  elementos é calculado como média do C.I. para várias matrizes geradas na escala de 1 a 9, com reciprocidade forçada. Os valores de R.I. das matrizes são descritos em (SAATY, 1991). Por fim, C.R. pode ser encontrado pela razão definida por C.I sobre R.I. Para um melhor entendimento da aplicação da análise multicriterial através do uso do método AHP, estruturou-se o desenvolvimento do método em três processos.

Na construção da MCP das alternativas, calculam-se as prioridades relativas (A) entre as alternativas considerando separadamente cada um dos parâmetros. De maneira simplificada, a matriz A' resulta da divisão de cada valor da matriz A pela soma dos valores da coluna onde esse elemento se encontra e posteriormente, calcula-se a média para cada linha. Na construção da MCP dos parâmetros, calculam-se as prioridades relativas apenas entre os parâmetros, para cada cenário. A aplicação matemática procede-se da mesma forma anterior. Com MCPs, calcula-se a Taxa de Consistência (C.R.) de cada MCP.

Na última etapa, multiplicam-se os valores das ponderações (A') das alternativas pela ponderação obtida de cada critério. Estas multiplicações originam uma última matriz de mesma ordem da primeira. Os valores de cada linha desta matriz são somados resultando nas prioridades relativas finais (W) que definem a classificação (pesos) das alternativas para os diferentes cenários avaliados (BARIN, 2010; SAATY, 1991).

Segundo Saaty (1980) a matriz de comparação é simétrica, sendo necessário preencher somente sua parte triangular inferior. A consistência dessa matriz é avaliada por sua Taxa de Consistência (CR), que indica a probabilidade de que os valores de comparação entre os fatores tenham sido gerados aleatoriamente. O autor cita que os valores de CR devem estar sempre abaixo de 0,10 e, no caso de estarem acima deste valor, o autor sugere que se reorganize a matriz, alterando os valores de comparação entre os fatores.

### **3.3.2 Combinação linear Ponderada (CLP)**

Para a integração dos diferentes fatores, com base na abordagem multicriterial, vários métodos vêm sendo implementados em ambiente SIG, destacando-se o método Booleano, o Processo Hierárquico Analítico (AHP) a Combinação Linear Ponderada (CLP) e suas variantes. Dentre esses métodos a Combinação Linear Ponderada e o Booleano são os mais robustos e os empregados com maior frequência.

Segundo Malczewski (2000), dentre as ferramentas de decisão implementadas em ambiente SIG, destaca-se o método CLP, tendo como principal razão da sua popularidade a simples implementação em ambiente SIG usando operações de álgebra de mapas e modelagem cartográfica. O método é frequentemente aplicado a análises de adequação do uso do solo e finalidades diversas, a seleção e priorização de áreas e a problemas de avaliação de recursos (VALENTE; VETTORAZZI, 2008).

O método da Combinação Linear Ponderada (CLP) envolve a prévia normalização dos fatores para uma escala comum, mesmo antes das etapas de atribuição de pesos aos fatores e agregação deles por meio de uma média ponderada (SUMIDA, 2013; VOOGD, 1983).

Este método apresenta como principais vantagens, a representação contínua da paisagem e a possibilidade dos fatores receberem pesos, de acordo com a importância que possuem para o objetivo do trabalho (CHEN et al. 2001; VALENTE, 2005).

Ainda, citando Malczewski (2000) a principal razão de sua popularidade é que o método é de fácil implementação em SIGs, usando operações de álgebra de mapas e modelagem cartográfica. O método é também considerado de fácil entendimento e intuitivo para tomadores de decisão. A seguir serão apresentados exemplos de trabalhos desenvolvidos em algumas áreas de aplicação, empregando a abordagem CLP-SIG.

Baban; Wan-Yusof (2003) avaliaram o método booleano e o CLP na modelagem de lugares com potencial para alocação de reservatórios de água, em uma ilha na Malásia. Ao considerar os critérios relevo, geologia, hidrografia, uso e cobertura do solo e assentamentos humanos para localização do reservatório, encontraram melhores resultados no método CLP. Calijuri et al. (2007) produziram, com sucesso, cartas de fragilidade ambiental, por meio da análise de Combinação Linear Ponderada. Giordano e Riedel (2006) utilizaram o método CLP para elaboração do mapa de aptidão para alocação de um parque linear. Segundo os autores, este método deve ser difundido como ferramenta auxiliar no planejamento de parques lineares. Zambon et al. (2005), para determinar locais com potencial para instalação de usinas termoelétricas, utilizaram as metodologias CLP e MPO e concluíram que, para esse caso, a técnica CLP foi a mais promissora.

Sartori et al. (2012) em seu trabalho na Bacia do Rio Pardo, SP, objetivaram definir áreas prioritárias, visando ações de recuperação florestal, para favorecer a conectividade entre os fragmentos florestais. Os autores utilizaram a abordagem multicriterial pela Combinação Linear Ponderada, para definição dos critérios, para atribuição de pesos aos fatores, empregou-se a Técnica Participatória. Os fatores considerados importantes foram: proximidade entre fragmentos de maior área nuclear, proximidade da cobertura florestal, proximidade da rede hidrográfica, distância aos centros urbanos, declividade, erodibilidade do solo. Ainda segundo os autores, o fator de maior peso foi proximidade entre fragmentos de maior área nuclear, seguido da proximidade da cobertura florestal. O resultado obtido foi um mapa de áreas prioritárias, com cinco graus de prioridade. Para os autores a metodologia mostrou-se adequada ao mapeamento de áreas prioritárias à restauração florestal, em bacias hidrográficas.

Corvalán (2009) realizou o Zoneamento Ambiental da Área de Proteção Ambiental Corumbataí, usando critérios de Vulnerabilidade Ambiental, em ambiente SIG segundo uma análise multicritério, visando um ordenamento do uso e cobertura na área de estudo. Na análise multicritério foram aplicadas as variáveis: Distância dos Recursos Hídricos, Erodibilidade dos solos, Declividade, Geológicas, Pedológicas e Geomorfologias e Cobertura Vegetal, as quais foram ponderadas segundo critérios de Vulnerabilidade Ambiental e combinadas segundo o método de Combinação Linear Ponderada, esse procedimento culminou em um Mapa de Vulnerabilidade Ambiental. Segundo o autor, através da análise desse mapeamento verificou-se que 39% da APA



apresenta alta restrição ao uso e ocupação (escarpa e parte do planalto, imediações de São Pedro), 37% moderada (parte do planalto, borda da represa Barra Bonita, imediações do Rio Cabeça e de São Pedro) e 24% baixa (parte do planalto, médio Jacaré-Pepira, imediações de São Pedro e Barra Bonita). O autor conclui que o estudo fornece subsídios no ordenamento e a definição de prioridades no uso e ocupação da APA, e pode auxiliar os gestores no planejamento da ocupação territorial.

Corseuil (2006) analisou a adequação de uso agrícola das terras de uma microbacia, por meio do método de análise de multicritérios. A microbacia estudada foi a do Arroio Ajuricaba, A microbacia localiza-se nas proximidades do lago da Usina Hidrelétrica de ITAIPU - Binacional. Os processos de análise identificaram dois grupos de critérios: as restrições (áreas de preservação permanentes, rede viária e os corpos de água), e os fatores (aptidão agrícola das terras, declividade do terreno e uso da terra). O cruzamento dos mapas de restrições e fatores foi realizado por meio do método da combinação linear ponderada (CLP). Segundo o autor os resultados encontrados indicam que 58,54% da microbacia têm uma alta adequação de uso agrícola; 15,48% média; 10,98% baixa e 15% restrita. O autor conclui que, o ambiente possui boas características agroambientais, em decorrência, principalmente, de uma ampla extensão de terras aptas para o uso agrícola. O autor conclui ainda a metodologia possibilitou a interação de aspectos legais e das características da paisagem na avaliação da adequação de uso das terras.

Pinto (2015) desenvolveu uma modelagem preditiva em Sistema de Informações Geográficas por meio da Avaliação Multicritério, pelos métodos da Combinação Linear Ponderada e Média Ponderada Ordenada dos fatores condicionantes: declividade, altitude, forma das vertentes, distância dos rios, tipos de solo, litologia, uso da terra e cobertura vegetal que foram padronizados e posteriormente agregados e combinados. A área de estudo foi a Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré, municípios de Morretes e Paranaguá no Estado do Paraná. O autor menciona que a cartografia do cenário de suscetibilidade resultante foi validada por retro análise, sobrepondo-se ao registro obtido em imagens de cicatrizes do evento reportado. Ainda segundo o autor, isso demonstra a considerável eficiência do modelo proposto. Além do produto cartográfico, o resultado comprovou que a adoção dos métodos descritos, a partir do seu arcabouço teórico metodológico, possibilita a integração dos fatores envolvidos de modo que análises complexas sejam avaliadas em sua totalidade, produzindo resultados concisos.

### **3.4 Planejamento e gestão em bacias hidrográficas**

A definição da bacia hidrográfica como unidade hidrológica é unânime entre os profissionais que trabalham com recursos hídricos. Dessa forma, as bacias hidrográficas são unidades onde se procura estudar o ciclo da água e as interferências do homem sobre esse ciclo. Esta unidade de terreno é um sistema aberto que recebe energia e massa na forma de água proveniente das precipitações atmosféricas e de sedimentos das vertentes, e perdem massa e energia através da água e sedimentos que são deslocados em direção aos exutórios fluviais, lagos ou oceanos. Assim, a análise de relevo através da bacia hidrográfica se torna relevante por esta ser um sistema no qual, se compreendido seu funcionamento, permite a previsão da evolução do modelado da área e saber o melhor modo do homem utilizá-la, (MACHI; MARIA, 2007).

Para Randhir et al. (2001) em uma bacia hidrográfica além dos bens e serviços proporcionados aos seres humanos, vários recursos e processos naturais são importantes também à sua manutenção. O principal fator é a água, indispensável à sobrevivência humana e fundamental aos diversos processos naturais que a mantém, tanto em quantidade quanto em qualidade.

Se tratando de desenvolvimento sustentável, uma das principais questões é uso adequado dos recursos hídricos, fator determinante da qualidade de vida dos ambientes e consequentemente do ser humano. A capacidade finita de renovação da água implica na necessidade de gerenciamento dos recursos hídricos, como forma de equilibrar à demanda das necessidades do uso múltiplo, como abastecimento, irrigação, rotas de navegação fluvial, geração de energia elétrica, lazer, turismo, conservação da vida selvagem, dentre outras, à disponibilidade em quantidade e qualidade cada vez mais comprometidas deste recurso (MORALES; ANTONELLO, 2004).

Segundo Cunha (1997) existe um consenso, entre pesquisadores que se dedicam ao setor ambiental, de que as microbacias e bacias hidrográficas constituem-se em uma unidade fundamental para o planejamento territorial em suas especificidades.

O desenvolvimento de geotecnologias capazes de processar dados provenientes de imagens obtidas por sensores orbitais integrados com dados cartográficos tornou possível o estudo detalhado de microbacias hidrográficas.

Utilizar metodologias associadas a ferramentas tecnológicas e computacionais para obtenção e processamento de dados para gerar informações são itens obrigatórios

em projetos de planejamento e gestão, nas áreas das Ciências da Terra, incluído aí o planejamento e gestão de bacias hidrográficas (GORE, 1998).

Zuffo (1998) cita o início da implantação da Análise Multicritério, para o planejamento dos recursos hídricos, no Brasil. Este autor compara a AMC à análise de custo benefício para avaliações de projetos ambientais, sendo que a desvantagem do método de custo benefício deve-se à dificuldade de inclusão de mais de um objetivo, além da maximização dos benefícios econômicos, na investigação.

Miller, Guertin; Heilman (2004) citaram que a tomada de decisão em manejo de bacias hidrográficas é um processo complexo, requerendo, em geral, a cooperação e comunicação entre agentes federais, estaduais e locais, no balanceamento de aspectos biofísicos e socioeconômicos.

Civco et al. (1995) destacam que embora a caracterização de bacias hidrográficas não sejam uma novidade para cientistas e planejadores, suas possibilidades e aplicações tornaram-se exponencialmente maiores com a evolução dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), contribuindo para o estudo de microbacias por meio de análise de dados georreferenciados, tanto na representação do modelo numérico do terreno, como na caracterização do uso e ocupação do solo da bacia. Nesse sentido, o uso de ferramentas de SIGs permite agregar, em um único aplicativo, a capacidade de mapear características e de associá-las em banco de dados, o que permite análises espaciais em um curto espaço de tempo.

Browner (1996) propôs que qualquer projeto de planejamento de bacias hidrográficas deverá incluir: (1) Levantamento e caracterização dos recursos naturais e das unidades que deles dependem; (2) formulação de objetivos e metas a atingir baseados na vulnerabilidade dos recursos naturais e na necessidade de se atingir o equilíbrio dos ecossistemas e da população; (3) identificação dos problemas e desenvolvimento dos planos de ação; (4) implementação e monitoramento dos planos estabelecidos.

Na área de proteção de recursos hídricos, em nível de bacia hidrográfica, benefícios ótimos de qualidade da água podem ser obtidos concentrando-se práticas nas áreas com o máximo valor marginal de proteção de qualidade da água. Para se obter isso, é essencial um programa de priorização baseado em benefícios e custos marginais. Segundo Randhir et al. (2001), o manejo da qualidade da água na escala de bacia hidrográfica é importante para a proteção do abastecimento de água. Custos crescentes de

tratamento da água, junto com a necessidade de soluções cooperativas entre os vários usuários em uma bacia, reforçam a necessidade de tal abordagem.

Currey-Gregory; Crosby (1995) comentaram que a proteção de microbacias hidrográficas é uma abordagem geográfica adotada por uma série de agências estaduais de manejo de recursos hídricos e promovida pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) em nível nacional, nos EUA. Segundo os autores, a chave para o sucesso na abordagem de proteção, é a capacidade de identificar, visualizar e priorizar problemas de qualidade da água para ações de manejo em microbacias. Essas atividades requerem estudos e dados ambientais relacionados aos aspectos físicos, biológicos, climáticos e socioeconômicos. Tanto a EPA quanto outras agências americanas têm aplicado com sucesso o SIG em projetos de manejo de recursos hídricos.

Basnet et al. (2001) apresentaram um método para a seleção de locais para a aplicação segura de resíduos animais como fertilizantes agrícolas tendo em vista a produção de grande volume de resíduos animais da pecuária industrial intensiva e suas consequências ambientais na bacia hidrográfica de Murray Darling, sudoeste de Queensland, Austrália.

Snell et al. (1995) propuseram a recomposição de uma grande área natural em Ontário, Canadá. Para os autores a priorização de microbacia para programas de conservação dos recursos hídricos devem atender a uma série de critérios, tendo por base a descentralização, os ecossistemas, a sustentabilidade econômica, participatória, identificando problemas prioritários e soluções de baixo custo.

Valente; Vettorazzi (2005) empregaram a Análise Multicritérios por meio de um SIG para definir áreas prioritárias para conservação e preservação florestal na bacia do Rio Corumbataí, SP, analisando fatores como: proximidade aos fragmentos florestais, proximidade às áreas florestais com maior área nuclear, proximidade à rede hidrográfica, distância às estradas, distâncias às áreas urbanas e vulnerabilidade do solo à erosão.

Na literatura pertinente, várias abordagens podem ser empregadas na priorização de áreas em bacias hidrográficas, um número significativo de trabalhos aponta para o emprego de índices relacionados à erosão, envolvendo análises de múltiplos critérios, principalmente na Índia, onde as atividades de conservação de água e solo em nível de microbacias recebem uma atenção especial do governo (VETORAZZI, 2006).

Dutta et al. (1997) e Adinarayana et al. (1999) avaliaram a severidade da erosão do solo em microbacias na Índia. Utilizando como base de informações: mapa de solos,

em combinação com declividade do terreno e informações sobre microbacias hidrográficas geradas a partir de cartas topográficas e fotografias aéreas. Os autores concluíram que os dados de solo e fisiografia, obtidos a partir da interpretação e análise de dados de sensoriamento remoto, podem ser efetivamente usados na avaliação qualitativa de risco de erosão e priorização de microbacias. Os autores comentam ainda, que a introdução da abordagem multidisciplinar na metodologia, com opiniões de especialistas em várias áreas, pode proporcionar uma extensão aos métodos tradicionais de avaliação da erosão do solo, permitindo a análise de diferentes cenários de manejo da microbacia.

Biswas et al., (1999) testaram uma abordagem alternativa ao emprego do Índice de Produção de Sedimentos, com base em uma análise morfométrica da bacia, na priorização de unidades (sub-bacias) para conservação de solo e água em nove sub-bacias em West Bengala, Índia. Randhir et al. (2001), com base em diversos critérios topográficos, hidrológicos e de solos, desenvolveram um modelo para mapear áreas altamente sensíveis, consideradas prioritárias a políticas e práticas conservacionistas na bacia do Ware River, em Massachusetts, EUA. Os resultados foram, em sua maior parte, coincidentes, no que se refere à priorização das sub-bacias. Isso indica que a análise morfométrica poderia ser usada para priorização de áreas, mesmo sem a disponibilidade de mapas de solo confiáveis da área de estudo. Ainda segundo os autores, as bacias hidrográficas vêm-se tornando a unidade padrão no planejamento de recursos naturais, especialmente para proteger a qualidade da água, e que, os altos custos de implantação e manutenção de obras civis, bem como de projetos de restauração de bacias, fazem dessa abordagem de priorização de áreas sensíveis uma alternativa economicamente viável na proteção de recursos hídricos.

### **3.5 Nascentes**

Os estudos sobre nascentes ainda são escassos na literatura científica. Entende-se comumente que as nascentes são afloramentos do nível freático na superfície do terreno, e são pontos iniciais de cursos de água (GOMES et al. 2005). Assim, são raros estudos mais aprofundados sobre o assunto, e portanto, este tópico visa reunir os conceitos existentes na bibliografia técnica, analisá-las e discuti-las sob a ótica do conhecimento existente.

De acordo com o Dicionário Aurélio, nascente significa “fonte de um curso de água, cabeceira”.

Segundo Kresic (2007), fonte é “o local na superfície da terra onde há descarga de água subterrânea do aquífero, criando um fluxo visível. Quando o fluxo não é visível, mas a superfície é úmida quando comparada à área do entorno, então a descarga de água subterrânea é denominada de percolação.

Davis; De Wiest, (1966) em livros básicos de hidrogeologia, definem “fonte” como “qualquer descarga superficial natural de água suficientemente grande para fluir em um pequeno curso de água. Valores de descarga menor que isto é denominado de percolação superficial”. Ainda segundo Davis; De Wiest (1966), existem várias propostas de classificação das fontes, baseadas em características diversas, sendo as mais comuns, (Figura 3):

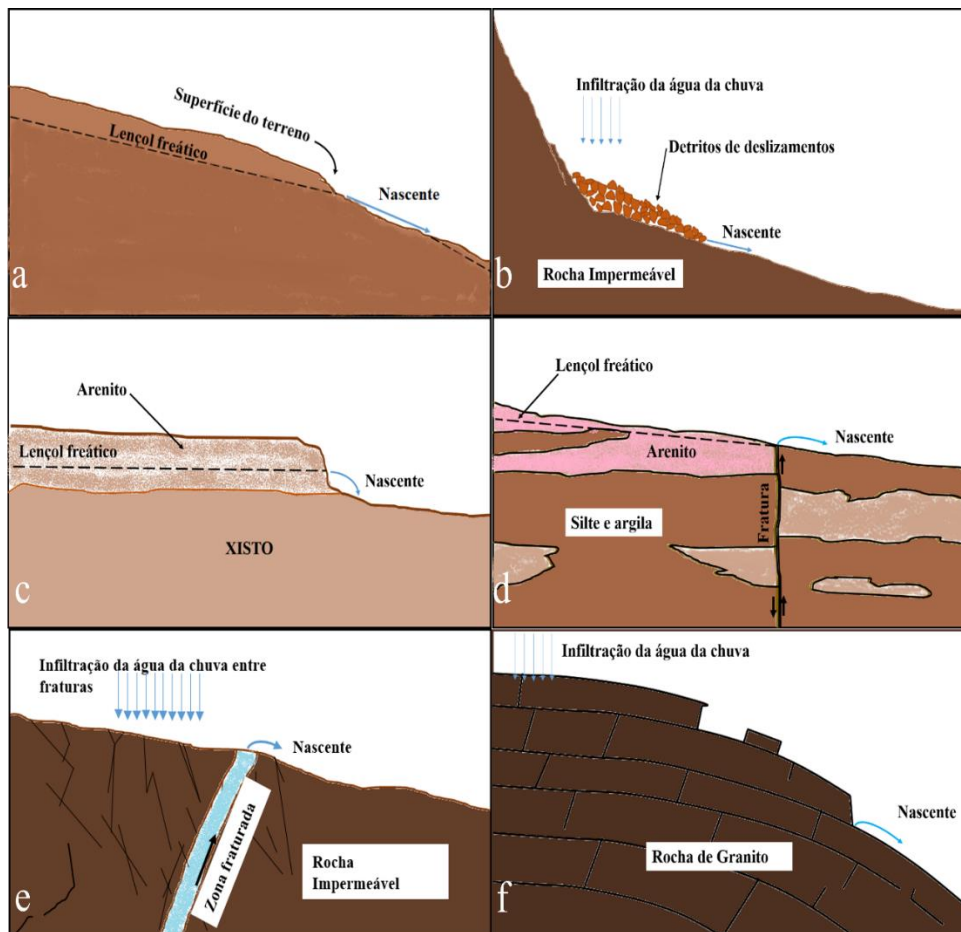


Figura 3: Diversas ocorrências de nascentes de acordo com o material geológico (Davis; De Wiest 1966).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Pode-se observar em (a) depressão do terreno que intercepta o nível de água; (b) infiltração da água de chuva em material grosseiro e permeável no sopé de escarpa; (c) arenito permeáveis em aluviões; (e) uma falha que forma zonas abertas fraturadas nas rochas cisalhadas; (f) fraturas de resfriamento em rochas graníticas.

- \* A vazão de descarga;
- \* Características da carga hidráulica (pressão), que cria a descarga;
- \* Estrutura geológica que controla a descarga, e
- \* Qualidade e temperatura da água.

Davis; De Wiest (1966), ainda apresentam a classificação baseadas nas faixas de vazão de descarga na fonte, (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação de fontes baseadas na taxa média de descarga

<b>Magnitude</b>	<b>Descarga</b>	<b>Magnitude</b>	<b>Descarga</b>
Primeira	10 m <sup>3</sup> /s ou >	Quinta	1 a 10 L/s
Segunda	1 a 10 m <sup>3</sup> /s	Sexta	0,1 a 1 L/s
Terceira	0,1 a 1m <sup>3</sup> /s	Sétima	10 a 100 cm <sup>3</sup> /s
Quarta	10 a 100 L/s	Oitava	< que 10 cm <sup>3</sup> /s

Fonte: MEINZER (1923).

Calheiros et al. (2009) descreveu nascente como “o afloramento do lençol freático, que vai dar origem a uma fonte de água de acúmulo (represa ou lago), ou cursos d’água (regatos, ribeirões e rios). De acordo com o autor, a nascente ideal é aquela que fornece água de boa qualidade, abundante e contínua, localizada próxima do local de uso e de cota topográfica elevada, possibilitando sua distribuição por gravidade, sem gasto de energia. É importante mencionar que, além da quantidade de água produzida pela nascente, é desejável que tenha boa distribuição no tempo, ou seja, a variação da vazão situe-se dentro de um mínimo adequado ao longo do ano. Esse fato implica que a bacia não deve funcionar como um recipiente impermeável, escoando em curto espaço de tempo todo aporte de água recebido durante uma precipitação.

Ao contrário, a bacia deve absorver boa parte dessa água através do solo, armazená-la em seu lençol (sic) subterrâneo e cedê-la, aos poucos, aos cursos d’água

através das nascentes, inclusive mantendo a vazão, sobretudo durante os períodos de seca. Ainda segundo o autor, isso é fundamental, tanto para o uso econômico e social da água – consumo humano, irrigação e abastecimento público, como para a manutenção do regime hídrico, dos solos e do corpo d'água principal, garantindo a disponibilidade de água nos períodos de estiagem severa”. Ainda segundo Calheiros et al. (2009), as nascentes podem ser classificadas como (Figura 4):

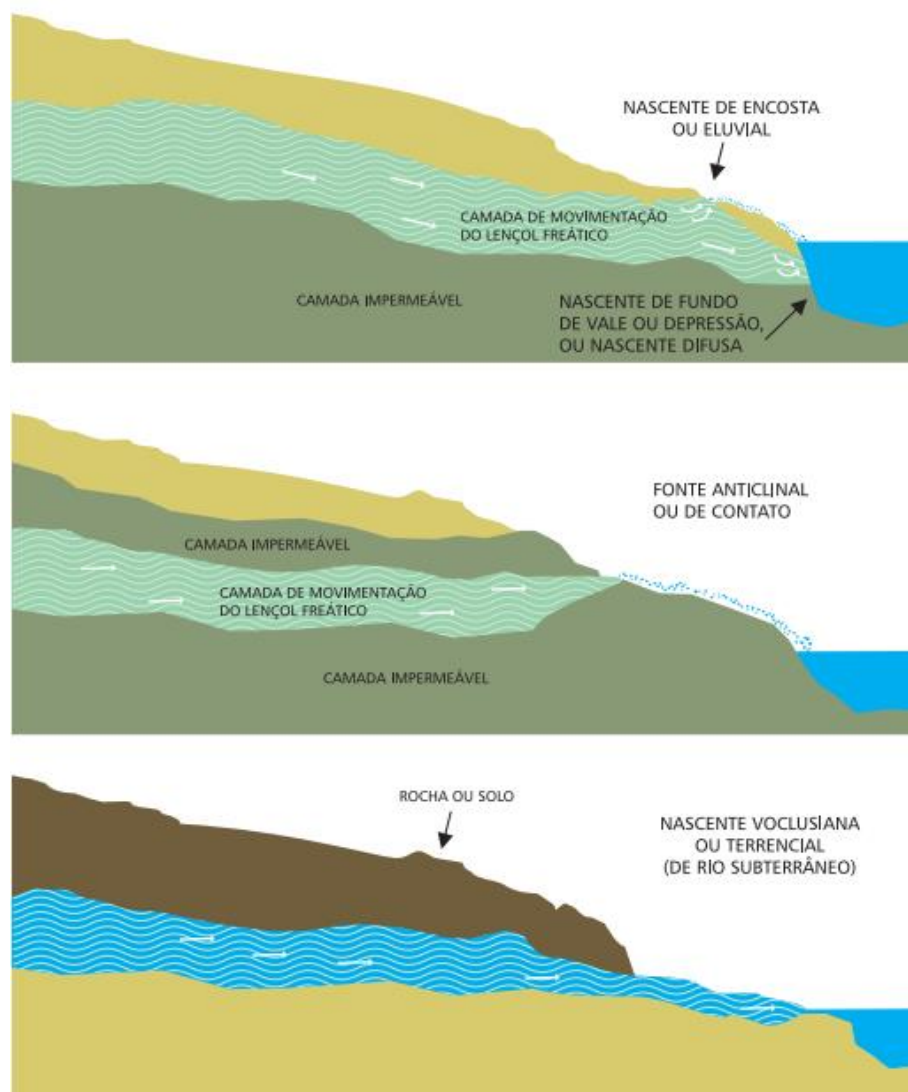


Figura 4: Tipos mais comuns de nascentes originárias de reservatórios de água subsuperficiais: de encosta, de fundo de vale, de contato e de rio subterrâneo (carste).

Fonte: LINSLEY; FRANZINI (1978).

\* Nascente ou olho d'água - pode ser o tipo de nascente sem acúmulo d'água inicial, comum quando o afloramento ocorre em um terreno declivoso, surgindo em um



único ponto em decorrência da inclinação da camada impermeável ser menor que a da encosta. São exemplos desse tipo as nascentes de encosta e de contato

\* Veredas – são formadas por várias nascentes espalhadas de modo difuso, numa área de afloramento.

\* Nascentes com acúmulo inicial - quando a camada impermeável fica paralela a parte mais baixa do terreno e, estando próxima a superfície, acaba por formar um lago.

Segundo a Unesco (2011) as nascentes apresentam as seguintes definições:

- **Fonte:** (1) origem de um rio;  
(2) em dinâmica de fluidos, ponto (ou linha) de onde divergem as linhas de corrente.
- **Fonte difusa:** nascente que emana de um meio permeável para uma área relativamente extensa.
  - Nascente: local de onde a água emerge naturalmente, de uma rocha ou do solo, para a superfície do solo ou para uma massa de água superficial.
  - Nascente artesianas: nascente cuja água provém de um aquífero artesianos, geralmente através de uma fissura ou outro tipo de abertura da formação impermeável que delimita o aquífero.
    - Nascente de contato: nascente em que a água flui de uma formação permeável subjacente a uma formação relativamente impermeável.
    - Nascente de depressão (sin. Nascente de gravidade): nascente que emerge para uma superfície, devido apenas ao fato dessa superfície interceptar o nível do aquífero.
    - Nascente intermitente (sin. Nascente periódica): nascente cuja vazão se produz apenas em certos períodos cessando em outros.
    - Nascente de falha geológica: nascente alimentada por água subterrânea profunda que emerge de uma falha de grande dimensão.
    - Nascente de fissura: nascente que surge de uma fissura.
    - Nascente de fratura: nascente que flui da fratura de uma rocha.
    - Nascente mineral: nascente cuja água contém quantidades significativas de sais minerais

- Nascente termal (sin. Nascente termomineral): nascente cuja água tem uma temperatura superior à temperatura anual média do local onde ela emerge.
- Nascente vauclosiana: ressurgência em regiões cársticas que é controlada por um sifão natural e com funcionamento intermitente.

Para efeitos da resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002, a definição de “nascente” e sua área de proteção, são adotados os seguintes conceitos (BRASIL, 2002).

Art. 2º - Para os efeitos desta Resolução, são adotadas as seguintes definições:

II - nascente ou olho d'água: local onde aflora naturalmente, mesmo que de forma intermitente, a água subterrânea;

Art. 3º - Constitui Área de Preservação Permanente a área situada:

II - ao redor de nascente ou olho d'água, ainda que intermitente, com raio mínimo de cinquenta metros de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia hidrográfica contribuinte;

De acordo com o vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente do IBGE (2004), um rio intermitente é um curso d'água que circula em certas épocas do ano, sendo alimentado por água de nascentes, por águas superficiais ou até mesmo pela fusão da neve. Comum em regiões semiáridas.

Santos (2009) em seu trabalho intitulado “As APPs associadas a nascentes: O que é uma nascente? Como identificá-la? Chama a atenção para duas situações que normalmente confundem os observadores e os têm muitas vezes levado a equivocadamente as caracterizar como nascentes, com decorrente aplicação das disposições legais de uma APP, quando efetivamente não se trata de uma nascente”. A primeira refere-se a terrenos localmente de topografia plana ou bastante suave, com dificuldade natural de escoamento superficial de águas de chuva. Outro caso controverso diz respeito a olhos d'água intermitentes originados de águas de infiltração que, ao atravessar a zona superior do solo (zona de aeração) encontram obstáculos com menor permeabilidade. Nessas condições essas águas de infiltração podem resultar na formação

de “lençóis suspensos” ou “empoleirados” e acabam aflorando à superfície de um terreno declivoso antes de atingir o lençol freático propriamente dito. Uma situação que, pelas definições conceituais estabelecidas, também não pode ser caracterizada como uma nascente, ainda que sugira cuidados especiais de proteção.

De acordo com Pereira et al. (2011) a caracterização das nascentes devem ser fundamentadas por estudos relativos a sua vazão, condições geológicas e hidrogeológicas de ocorrência, qualidade e temperatura. O estudo do comportamento das vazões em função das variações sazonais ao longo do ano hidrológico é fundamental para o entendimento da dinâmica das águas, de suas condições de recarga e descarga, bem como de suas variações na qualidade e temperatura e disponibilidade. Segundo o autor, em casos de nascentes de afloramento da superfície freática, a presença da vegetação original proporciona condições de recarga e armazenamento, favorecendo o processo de infiltração das águas pluviais, e assim garante a manutenção da vazão. A não preservação dessas condições na nascente e seu entorno, resulta no seu desaparecimento, como é visto em várias paisagens no Brasil, pois sem capacidade de infiltração, não existe recarga e ocorre assoreamento no canal de drenagem.

Embora existam diferentes abordagens na avaliação do estado de conservação de nascentes, algumas linhas de pesquisa se destacam tanto a nível nacional quanto internacional. A primeira baseia-se em parâmetros analíticos da qualidade da água, avaliando os aspectos físicos, químicos e biológicos como o IQA entre outros.

Marmotel; Rodrigues (2014) realizaram uma avaliação em quatro nascentes no entorno do Córrego Pimenta no município de São Manoel, estado de São Paulo. As nascentes encontram-se inseridas em uma área pertencente a Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ). Os autores monitoraram por um ano dez parâmetros físico-químicos da água e ainda o estado de conservação da vegetação. Os autores concluem que a presença de vegetação ciliar nas nascentes preservada e perturbada auxiliou na proteção qualitativa dos recursos hídricos quando comparadas as nascentes degradadas.

Pinto et al. (2012) avaliou o impacto de diferentes usos do solo sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas da água de cinco nascentes situadas em Inconfidentes/MG. Os resultados revelaram que a nascente parcialmente protegida por vegetação nativa apresentou qualidade superior da água quanto aos parâmetros cor, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO5), fosfato total, nitrato, oxigênio

dissolvido (OD), coliformes totais e coliformes termotolerantes. Os autores concluem que as causas dos impactos negativos na qualidade das águas foram a falta de práticas agrícolas conservacionistas, favorecendo o assoreamento das nascentes; a ausência de cercas no entorno de algumas nascentes, propiciando contaminação da água pelo acesso de animais; a ausência de esgotamento sanitário nas residências rurais e; o abuso de fertilizantes químicos nas lavouras.

Galatto et al., (2011) realizou o Diagnóstico Ambiental do município de Criciúma, SC. A rede hidrográfica do município compreende as microcacias dos rios Eldorado, Quarta Linha, Baixo Sangão, Cedro, Criciúma, Medeiros, Maina, Sangão, Linha Anta e Ronco D'água. No estudo foram analisados 12 parâmetros, avaliando-se as propriedades físico-químicas e microbiológicas da água destinada ao consumo humano em 100 fontes de água. A caracterização foi elaborada com base no IQA - Índice de Qualidade das Águas e comparado aos resultados das análises com a Portaria nº 518/2004 e a Resolução Conama nº 357/2005. Os resultados indicaram variação de boa à ótima qualidade. Entretanto, algumas amostras apresentaram concentrações de Fe, Mn, sulfatos, fosfato e coliformes fecais e totais acima dos limites de potabilidade.

Donádio et al. (2005) com o objetivo de verificar a influência de remanescentes de vegetação ciliar e da ação antrópica na qualidade da água, estudaram quatro nascentes, sendo duas com a presença de vegetação natural remanescente e duas com predominância de atividades agrícolas. Essas nascentes fazem parte da bacia hidrográfica do Córrego Rico, estando localizadas nos municípios de Taquaritinga e de Guariba - SP, em duas classes de solo: Argissolo e Latossolo, respectivamente. Os autores analisaram as seguintes variáveis: cor, pH, temperatura, turbidez, alcalinidade, dureza total, dureza em magnésio, dureza em cálcio, fósforo, nitrogênio e demanda bioquímica de oxigênio. De maneira geral, ocorreu agrupamento por nascentes e também por períodos, confirmando que os períodos de amostragem, assim como as características e diferentes usos do solo influenciam na qualidade da água das microbacias. Os autores concluem que as variáveis cor, turbidez, alcalinidade e nitrogênio total foram as que apresentaram maior importância relativa nas variáveis canônicas.

Outros trabalhos tomam como base a vegetação e uso do solo, grande parte dos casos tendo como referências a legislação aplicável.

Pinto et al. (2005) analisaram a composição florística do estrato arbóreo e regenerativo das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruzem, em Lavras,

MG. Os levantamentos florístico e estrutural foram realizados em 12 nascentes empregaram-se a análise de correspondência retificada (DCA) e a análise de agrupamento de Cluster. Os resultados apontaram que a vegetação do estrato arbóreo apresentou maior diversidade nas nascentes perturbadas em relação às degradadas, bem como nas nascentes pontuais em relação às difusas.

Ferreira et al. (2011) realizou um diagnóstico para se verificar o estado de conservação das principais nascentes na micro bacia hidrográfica do rio Poxim, na porção Leste do Estado de Sergipe. Os autores observaram que as 20 principais nascentes dos rios e tributários que compõem a micro bacia hidrográfica do rio Poxim, apresentam alterações decorrentes da acelerada antropização (90%), a maioria delas (65%) com elevada degradação (sem raio mínimo de 50m de vegetação) e ocupadas por agricultura (50%) e pastagens (35%). Somente duas nascentes encontram-se preservadas. Ainda segundo os autores, à composição florística, as espécies identificadas (43) podem ser utilizadas em projetos futuros para restauração das nascentes e dos cursos de água nesta microbacia hidrográfica.

Alvarenga et al. (2006) avaliaram a densidade e composição do banco de sementes do solo em áreas ciliares alteradas no entorno de duas nascentes. As nascentes estudadas pertencem à bacia hidrográfica do Rio Capivari, nos municípios de Lavras, MG e Itumirim, MG. Nas duas nascentes foram coletadas 18 amostras de solo à profundidade de 5 cm. Calculou-se a densidade de sementes e a curva de germinação do banco, pelo método de emergência de plântulas e ainda, a determinação da composição florística baseada principalmente na morfologia das plântulas. Após um período de sete meses de avaliação os autores observaram uma densidade de 2.715,93 sementes/m<sup>2</sup> na nascente 1 e 4.228,54 sementes/m<sup>2</sup>, para a nascente 2. Embora o número de sementes coletado seja significativo constatou-se que o banco de sementes das duas nascentes avaliadas era composto apenas de espécies ruderais (graminóides e não graminóides). Ainda segundo os autores os resultados evidenciam a necessidade de intervenção humana no processo de recomposição da vegetação ciliar no entorno destas nascentes, por meio do enriquecimento da vegetação por espécies arbóreas.

Magalhães et al. (2012) considerando a necessidade de recuperação das áreas do entorno das nascentes da bacia hidrográfica do rio Piauitinga (Lagarto, SE), caracterizou os solos de diferentes tipos de nascentes para servir como referencial entre áreas degradadas e em processo de recuperação. As nascentes foram classificadas quanto à sua

recarga e quanto ao seu estado de conservação. Os autores descreveram os solos morfologicamente pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Os autores observaram que de um total de 22 nascentes analisadas, apenas duas (9%) foram consideradas como difusas, vinte (91%) como pontuais. Em relação ao estado de conservação, cinco nascentes (22%) foram identificadas como perturbadas e as demais como degradadas (88%).

Felippe; Magalhães Junior (2014) desenvolveram uma tipologia de nascentes com base em suas características hidrogeomorfológicas na tentativa de sistematizar sua heterogeneidade, sem perder informações de seus aspectos individuais. Para atingir esta meta um método de máxima verossimilhança baseado na teoria dos conjuntos nebulosos foi usado para criar perfis multivariados para 79 nascentes catalogadas em três parques urbanos de Belo Horizonte - MG. Após uma série de testes estatísticos, foram propostos seis tipos básicos no qual as nascentes podem ser enquadradas. No entanto, o principal avanço desta técnica é permitir a comparação entre os diferentes graus de pertencimento de cada nascente em cada tipo criado, auxiliando na compreensão da sua diversidade, sem esconder a sua heterogeneidade.

Gomes et al. (2005) desenvolveu uma metodologia, baseada no Guia de Qualidade das Águas (2004), visando a avaliação do estado de conservação das nascentes utilizando parâmetros macroscópicos de observação. Os autores avaliaram um total de 28 nascentes na bacia do Rio Uberabinha, único manancial de abastecimento do município de Uberlândia, MG. Os autores avaliaram treze parâmetros macroscópicos, entre eles parâmetros ligados a aspectos de degradação da água, parâmetros relacionados ao uso, e ainda parâmetros de conservação, como a vegetação e seu estado de conservação. Com isto, gerou-se o Índice de Impacto Ambiental em Nascentes (IIAN), dividido em cinco classes de preservação sendo: A (ótima), B (boa), C (razoável), D (ruim) e E (péssimo).

Os resultados apontaram que a maioria das nascentes encontra-se em péssimo estado de conservação, portanto pertencendo a classe E. Os autores concluem que, a falta de proteção e proximidade à residências são os principais aspectos que influenciam negativamente nos impactos observados nas nascentes avaliadas.

Oliveira et al. (2013) aplicando a metodologia desenvolvida por Gomes, investigou a qualidade ambiental das nascentes no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) a partir de um protocolo de avaliação ambiental macroscópico qualitativo.

O método foi aplicado nas 28 nascentes existentes no campus e mostrou que a maioria dos casos possui um grau de impacto ambiental médio. Segundo os autores os principais problemas encontrados são a facilidade de acesso às nascentes e o despejo de resíduos sólidos em seu entorno. Ainda segundo os autores isso significa que mesmo em uma área pública com restrições de uso, o meio ambiente não está imune aos fatores de degradação.

### **3.5 Principais fatores de degradação dos recursos hídricos superficiais**

O uso e ocupação do solo em uma dada área estão diretamente ligados ao contexto de degradação no qual ela se insere. Quando operadas de maneira inadequada, as intervenções antrópicas alteram a forma e intensidade dos processos naturais, pois, atuam direta e indiretamente nas características que mantem tais processos, como a topografia, a cobertura vegetal o regime de escoamento e características físicas, químicas e biológicas do solo (FRITZSONS et al., 2003; SALGADO; MAGALHÃES JÚNIOR, 2006; ASSUNÇÃO; CUNHA, 2009).

O processo ocupacional do território brasileiro teve como característica a falta de planejamento e com isso a degradação dos recursos naturais, sobretudo a água. As florestas nativas foram fragmentadas ao longo da história do país, dando espaço para as culturas agrícolas, as pastagens e as cidades (MARTINS, 2001).

A agricultura e outras atividades, como a exploração florestal, o garimpo, a construção de reservatórios de água para abastecimento ou geração de energia, a expansão de áreas urbanas, poluição industrial, a mineração entre outros, são fatores que tiveram e têm grande contribuição na destruição de formações naturais e nos atuais cenários de degradação envolvendo o consumo excessivo de recursos e o crescimento populacional (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2000).

Considerando a grande extensão territorial do Brasil, em que a maior parte de sua área é regida por clima tropical de chuvas intensas, associado a extensas áreas de solo exposto, culmina na degradação de grandes áreas de terras, assoreamento de nascentes, lagos e rios. De acordo com Panachudi et al. (2006), a erosão hídrica é o processo de degradação do solo que mais tem afetado a capacidade produtiva dos solos e qualidade das águas, facilitada por interferência antrópica que, na maioria das vezes, desencadeia

ou acentua o processo de erosão acelerada e o comprometimento dos recursos hídricos superficiais.

As fontes que levam à degradação da qualidade da água podem ser classificadas em pontuais, que são aquelas caracterizadas pelos efluentes domésticos, industriais e de mineração, e difusas, que são os resíduos provenientes da agricultura (fertilizantes, herbicidas entre outros) e o escoamento superficial urbano e rural (CETESB, 2009). Deste modo, processos de erosão e assoreamento acentuados podem evidenciar a perda do equilíbrio natural em uma bacia hidrográfica, levando a alterações que irão refletir nos ambientes deposicionais, fluviais e na qualidade das águas (PIERONI, 2015; RAPOSO, 2010).

De maneira geral o processo de degradação tem início com a supressão da vegetação natural para ocupação humana, implantação de áreas agrícolas, extração de madeira e minérios, criação de animais.

A fragmentação florestal de origem antrópica tem sido uma das principais causas de alteração, tanto na estrutura como nos processos de diferentes paisagens, e caracteriza-se pelo aumento no isolamento e diminuição do tamanho dos fragmentos, agravando a suscetibilidade a distúrbios externos. Esses efeitos promovem, por sua vez, a redução da biodiversidade, da estabilidade dos ecossistemas e sua capacidade de resiliência frente aos distúrbios (SARTORI, 2010).

Pode-se considerar que as estradas e vias de acesso, são as primeiras alterações da paisagem natural no atual processo de uso e ocupação humana.

A malha rodoviária é imprescindível para os avanços econômico e social das populações. Neste cenário, as estradas não pavimentadas, ou vicinais, apresentam papel fundamental e constituem a principal forma de escoamento da produção de alimentos e insumos do produtor aos centros distribuidores e consumidores. São essenciais, ainda, para o desenvolvimento social, uma vez que constituem as principais vias de acesso ao atendimento das necessidades de trabalho, saúde e educação de grande parte da população.

No entanto, ambientalmente, as estradas também têm grande relevância, haja vista que interferem na paisagem natural, concentram o escoamento superficial constituindo, assim, um importante fator de degradação, podendo ser também considerado como fator precedente, (OLIVEIRA et al. (2009).



Em estradas, mesmo nas não pavimentadas, devido à sua superfície compactada e quase impermeabilizada, uma pequena parcela da água da chuva é infiltrada e a maior parte escoada superficialmente. Este escoamento, devido à técnica construtiva e à manutenção inadequada das estradas, ocorre normalmente pelo próprio leito, provocando sua degradação e carreamento.

Corrêa et al. (2006) ressaltam que, em estradas florestais, o principal problema ambiental é o desencadeamento de processos erosivos nas estradas, uma vez que estas funcionam como canais, transportando água e sedimentos, assoreando e poluindo nascentes e mananciais.

Outros fatores também contribuem significativamente para o agravamento dos processos de degradação dos solos e recursos hídricos superficiais, a proximidade das populações para o acesso facilitado à captação de água para abastecimento humano e irrigação, o lançamento de efluentes, a dessedentação de animais diretamente nos canais de drenagem, associados à criação intensiva e extensiva, a ocorrência de incêndios florestais, a falta de proteção das áreas de APP, a deposição de resíduos próximos aos cursos hídricos.

Na medida que a degradação se intensifica afetando a disponibilidade e comprometendo a qualidade da água dos corpos hídricos, o planejamento, monitoramento e gestão assumem uma importância cada vez maior na mitigação e compensação dos aspectos ambientais afetados, permitindo pontuar os focos de degradação e com isso intervir a curto prazo para o direcionamento e estabilização dos processos de degradação.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudo**

#### **4.1.1 Hidrografia Regional**

A microbacia do Córrego Ibitinga, está localizada ao leste da área urbana do município de Rio Claro, posicionada entre as coordenadas 7521600 W e 246000 S, possui uma área de 1693 ha, posicionando-se na região centro- leste do Estado de São Paulo.

A microbacia é uma importante contribuinte do Ribeirão Claro, que é um importante tributário do Rio Corumbataí. Em diversos estudos, a bacia do Rio Corumbataí é tradicionalmente dividida nas seguintes sub-bacias: Ribeirão Claro (28.174,90 ha); Alto Corumbataí (31.801,66 ha); Passa-Cinco (52.757,60 ha); Médio Corumbataí (29.316,60 ha); e Baixo Corumbataí (28.724,84 ha), (Figura 5).

O Rio Corumbataí apresenta forte declividade e escoamento rápido, intercalado por corredeiras e cachoeiras. Apesar do pequeno volume de água sobre um fundo rochoso, há forte processo erosivo, que se expressa por vales bem encaixados Troppmair (1992).

A rede de drenagem da bacia apresenta em geral, padrão dendrítico, mas, podem ser visualizadas áreas distintas em termos de densidade de drenagem. A região do Alto Corumbataí, junto aos municípios de Analândia e Corumbataí, é bastante dissecada, o mesmo ocorrendo com certas áreas da sub-bacia do Rio Passa-Cinco. Nas regiões do Médio Corumbataí, na sub-bacia do Ribeirão Claro, junto aos municípios de Rio Claro e Santa Gertrudes, ocorre o oposto, ou seja, áreas pobremente dissecadas, com baixa densidade de drenagem (GERHARD, 2005).

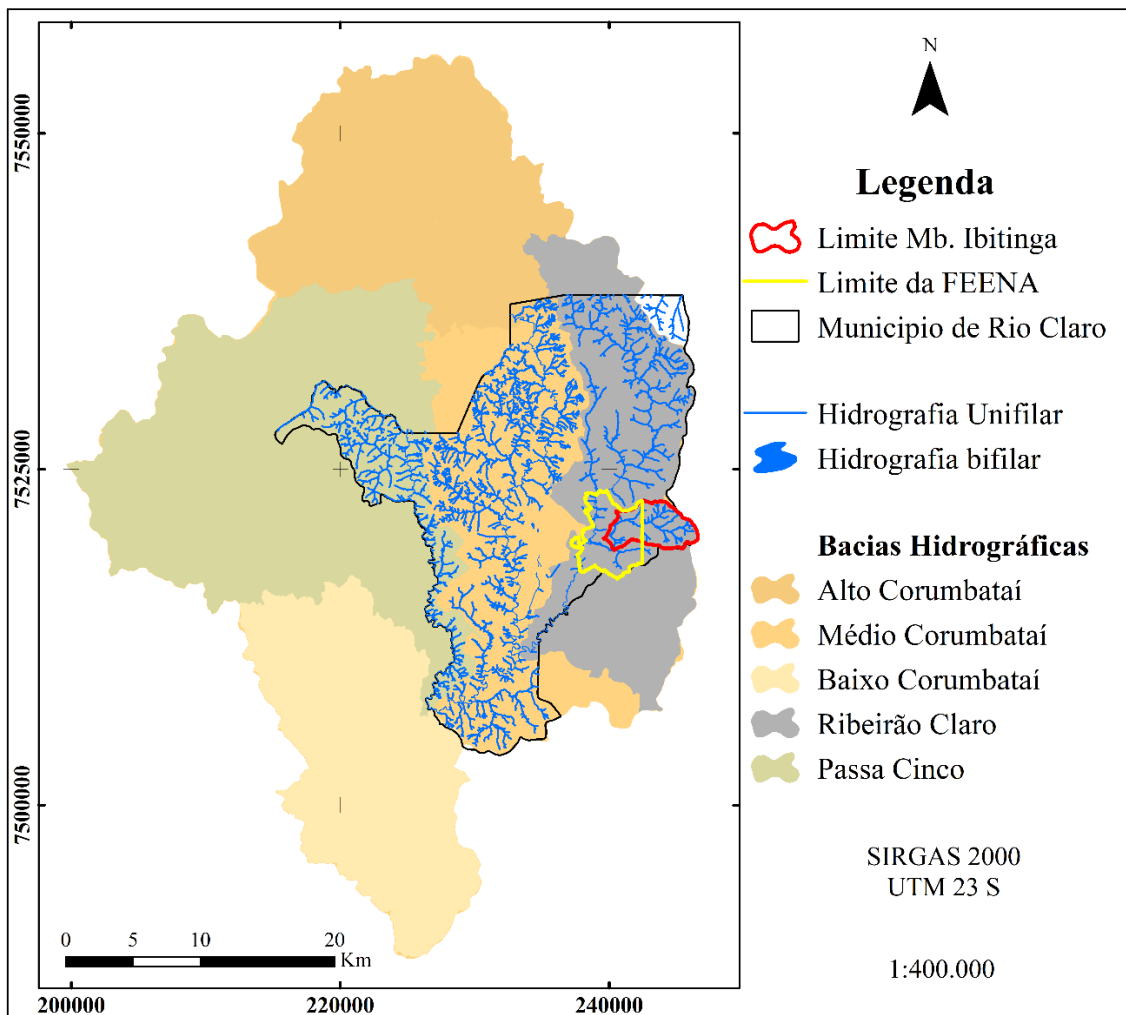


Figura 5: Hidrografia Regional, delimitação do município de Rio Claro nas sub-bacias do Ribeirão Claro, Médio Corumbataí e Passa Cinco. No detalhe a posição e limites da FEENA e da microbacia do Córrego Ibitinga, na sub-bacia do Ribeirão Claro.

Fonte: Elaborado pelo autor

#### 4.1.2 Hidrografia Local

A microbacia do Córrego Ibitinga está na área de gestão do Comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivarí e Jundiáí (PCJ - UGRHI-05).

Trata-se de uma microbacia, da sub-bacia do Ribeirão Claro, estando posicionada na porção médio-baixa da sub-bacia, à margem direita do ribeirão, que por sua vez, tem seu exultório no Rio Corumbataí (Figura 6).

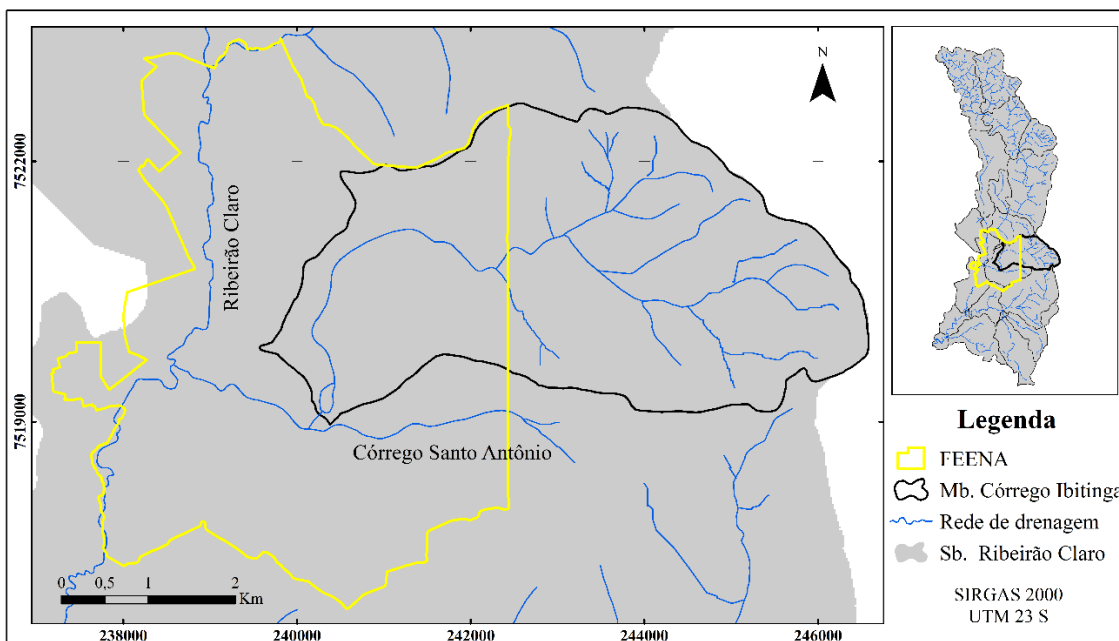


Figura 6: Hidrografia Local, microbacias que compõe a sub-bacia do Ribeirão Claro, em destaque a microbacia do Córrego Ibitinga, seu exultório no Córrego Santo Antônio, e posteriormente no Ribeirão claro, e ainda, os limites da FEENA na sub e microbacias.

Fonte: Elaborado pelo autor

Esta microbacia hidrográfica, de acordo com a classificação proposta por Strahler (1952), é uma bacia de 4º ordem de ramificação.

A microbacia do Córrego Ibitinga é uma importante contribuinte do Ribeirão Claro, manancial responsável por 40% do abastecimento de água para a cidade de Rio Claro e a jusante, um importante afluente do Rio Corumbataí, responsável pelos demais 60% do abastecimento da cidade (DAEE, 2017) e que responde ainda, por 80% do abastecimento da cidade de Piracicaba (GAEMA, 2017).

#### 4.1.3 Análise morfométrica

O plano de informação rede hidrográfica, apresenta as principais características morfométricas da microbacia do Córrego Ibitinga, e constitui um importante plano de informação no que tange a definição de áreas prioritárias a recuperação visando a produção de água.

De acordo com a figura 7, trata-se de uma microbacia de pequeno porte, com aproximadamente 16,93 km<sup>2</sup>, com índice de circularidade de 0,58, que corresponde a uma

microbacia mediamente alongada (TONELLO, 2005), o que permite inferir que a área da microbacia aproxima-se da área de um círculo, podendo contribuir na concentração de águas que favorecem processos de inundação na parte médio baixa da bacia, apresentando segundo Muller (1953); Schumm (1956), um nível moderado de escoamento, que, associado aos fatores edáficos de solo e relevo, tende a ter este escoamento acentuado.

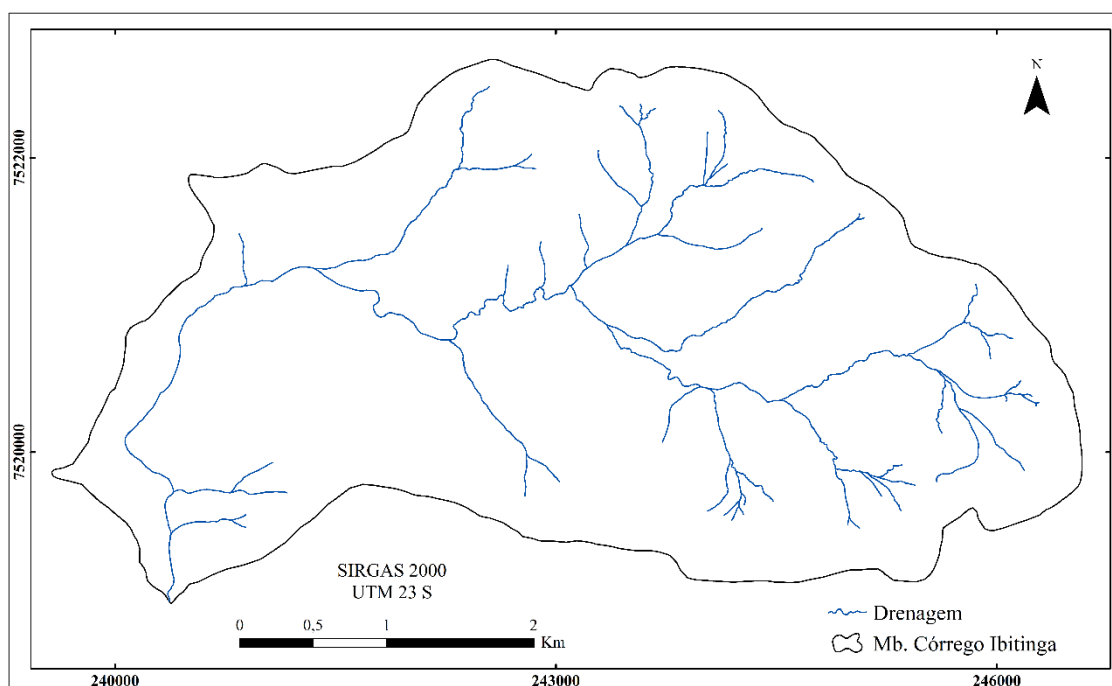


Figura 7: Rede hidrográfica.

Fonte: Elaborado pelo autor

A rede de drenagem do Córrego Ibitinga apresenta padrão dendrítico, com baixa densidade de drenagem embora bastante dissecadas, em relação à forma, apresenta-se medialmente alongada no sentido leste oeste com seu exortório na parte sudoeste da microbacia.

Com relação à rede de drenagem, todos os canais somados apresentam uma extensão de, aproximadamente 34 km. A Relação relevo ( $R_r$ ) é a relação entre a diferença de altitudes máxima e mínima na bacia e o comprimento total do canal principal (SCHUMM, 1956). O valor de ( $R_r$ ) calculado para a microbacia foi de 0,016, sugerindo que essa bacia possui um relevo relativamente suave.

A Densidade Hidrográfica ( $D_h$ ) expressa a magnitude da rede hidrográfica, indicando sua capacidade de gerar novos cursos de água em função das características pedológicas, geológicas e climáticas da área (FREITAS, 1952). O valor de ( $D_h$ ) obtido

foi de 2,77 canais/km<sup>2</sup>, o que determina a grande capacidade dessa bacia de gerar novos cursos d'água (LANA et al., 2001).

O Coeficiente de manutenção (Cm), é considerado um dos índices mais importantes do sistema de drenagem, fornecendo a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento. O valor obtido para este parâmetro foi de 500 m<sup>2</sup>/m, indicando que de uma maneira geral, essa microbacia é pobre em cursos d'água (SCHUMM, 1956).

O Gradiente de canais (Gc) demonstra a relação entre a cota máxima e o comprimento do canal principal expresso em porcentagem, cuja finalidade é indicar a declividade dos cursos d'água (HORTON, 1945). O valor de (Gc) da microbacia é de 0,076 %, demonstrando que os canais possuem baixa declividade.

A Densidade de drenagem (Dd), variável que se relaciona diretamente com os processos climáticos atuantes na área estudada, os quais influenciam o fornecimento e o transporte de material detrítico ou indicam o grau de manipulação antrópica, apresentaram um valor de 2,00 km/km<sup>2</sup>, mostrando que há um moderado escoamento superficial e uma intensa dissecação associada, caracterizando uma baixa densidade de drenagem na região da microbacia.

O fator topográfico, em função dos baixos valores da densidade hidrográfica e do Índice de circularidade (Ic) médio, indica moderada susceptibilidade à inundação e sedimentação na parte baixa da microbacia, e alta susceptibilidade a erosão, na parte alta da bacia, quando na ausência de cobertura vegetal.

Na porção rural da bacia, a vulnerabilidade erosiva é acentuada, devido ao manejo inadequado nessas áreas, conforme verificou Machi (2005), pela identificação de diversos sulcos erosivos na área da microbacia. No baixo curso do Córrego Ibitinga há o represamento das águas, o que originou o açude localizado no interior da FEENA (Figura 20). No entanto, entre os impactos ambientais ao canal, Machi (2005) verificou ainda, outro represamento, em área externa aos limites da FEENA, causando a total interrupção do fluxo fluvial, o que diminui consideravelmente a vazão do curso na confluência com o Córrego Santo Antônio. A interrupção causa, ainda, a elevação local do nível de base e consequente alteração na dinâmica erosiva e deposicional, assim, a elevação do nível de base condiciona mais à deposição em relação à erosão, culminando no assoreamento da represa e do canal hídrico.

A microbacia do córrego Ibitinga fornece ainda, um importante serviço socioambiental para o município de Rio Claro, 34 % da sua área total é coberta pela Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), conhecida internacionalmente por se tratar da primeira floresta plantada de *eucalyptus sp.* no Brasil, constituindo além de um ponto turístico, um importante banco genético de espécies de eucalipto, um espaço de esporte, cultura e lazer para população e ainda um indispensável refúgio da vida silvestre, abrigando diversas espécies de animais, pertencentes à vários grupos faunísticos, contribuindo significativamente no fornecimento de serviços ambientais diretos e indiretos para o município e região.

Vários autores têm implementado informações sobre rede hidrográfica em estudos envolvendo análise de múltiplos critérios, sobretudo na definição de áreas prioritárias, no âmbito dos recursos hídricos (NOSSACK, 2015; SARTORI et al., 2012; VETTORAZZI; VALENTE, 2016).

#### **4.1.4 Clima**

O clima da área de estudo enquadra-se na classificação Cwa de Köppen, como mesotérmico, com temperatura média no mês mais frio entre 3 °C e 18 °C, e tropical de altitude, com inverno seco e temperatura média do mês mais quente com 22 °C (CEAPLA, 2015).

Para a elaboração dos índices pluviométricos foram utilizados dados coletados na Estação Meteorológica – CEAPLA- UNESP, situada no município de Rio Claro - SP, em área contígua à FEENA, conhecido como posto D4-112, altitude 627 m, denominado Rio Claro - UNESP, localização geográfica 237875 E e 7521546 S. Os dados estão disponíveis no banco de dados hidrológicos, no site do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo – DAEE, (DAEE, 2018). Os dados abrangem os anos de 1995 à 2017.

Foram utilizados os dados de pluviosidade acumulada anual e a média mensal das precipitações ao longo dos anos para o período de abrangência.

Os períodos mais chuvosos datados foram 1995, 1996 e 2011, com precipitações anuais acumuladas próximas à 1800 mm, destaca-se o ano 2011, com precipitação acumulada próxima a 2000 mm. Os menores índices pluviométricos ocorreram nos anos

de 2001, 2008 e 2014, com destaque para o ano de 2014 com precipitação acumulada inferior a 900 mm. (Figura 8).

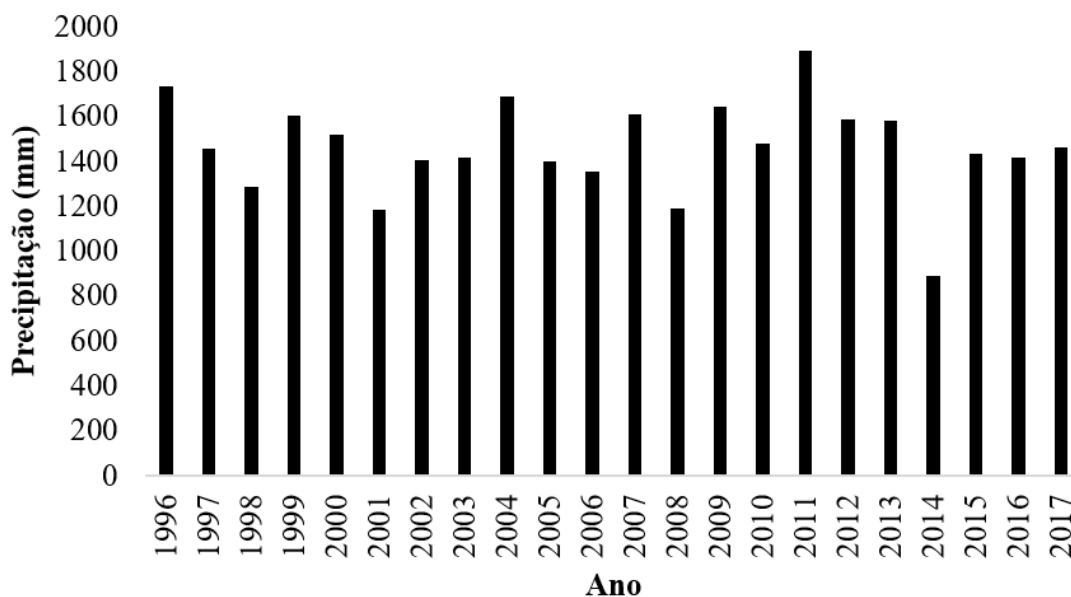


Figura 8: Precipitação anual acumulada entre os anos de 1937 a 2017.

Fonte: Banco de Dados Hidrológico do CEAPLA/UNESP, 2018.

A média de precipitação mensal foi caracterizada por apresentar maiores índices de pluviosidade nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, com valores de precipitação média mensal superior a 200 mm. Já os meses de junho, julho e agosto caracterizam períodos de estiagem hídrica, com índices pluviométricos inferiores a 40 mm. (Figura 9).

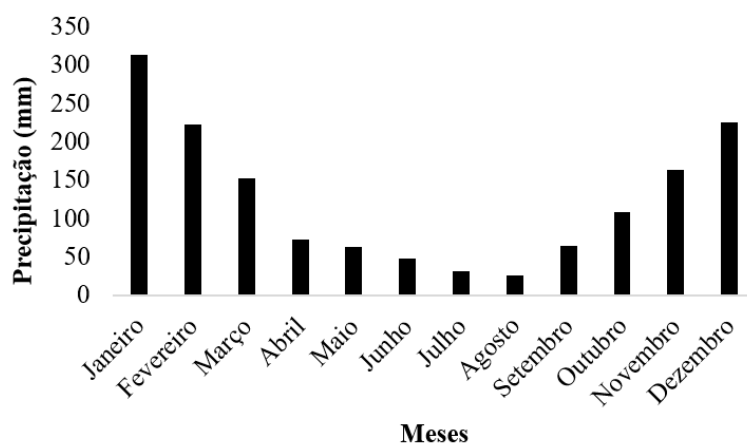


Figura 9: Média mensal de precipitação entre os anos de 1937 e 2017.

Fonte: Banco de Dados Hidrológico do CEAPLA/UNESP, 2018.



#### 4.1.5 Geologia

Com relação às características geológicas da bacia do Córrego Ibitinga (Figura 10), estas estão vinculadas às Formações Corumbataí, Serra Geral, Pirambóia e Rio Claro (CUNHA, 1997).

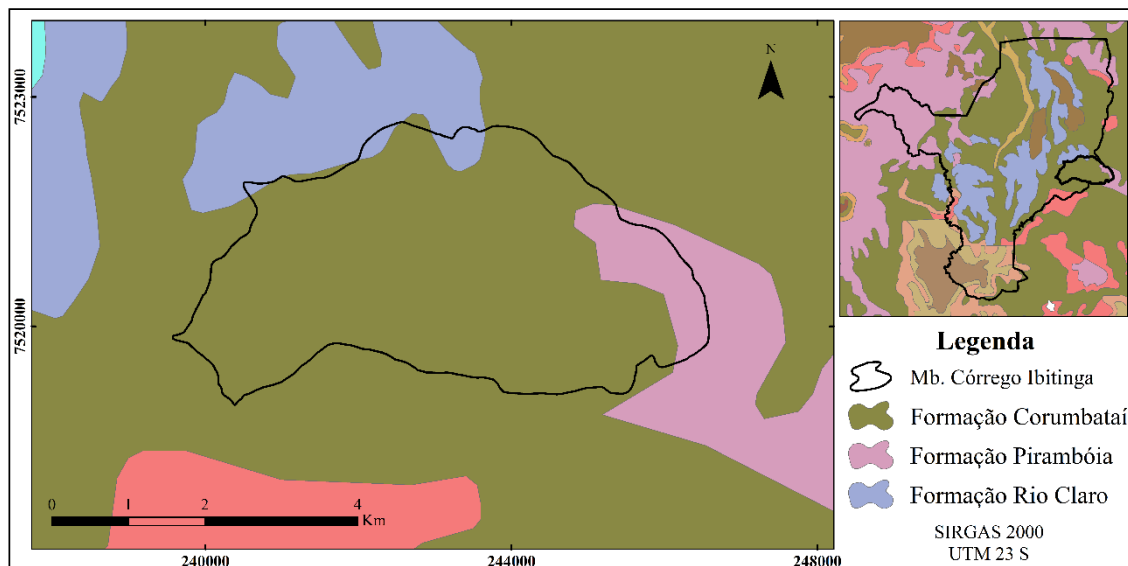


Figura 10: Geologia regional do município de Rio Claro, no detalhe as unidades geológicas ocorrentes na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: CUNHA (1997).

A Formação Corumbataí, datada do Permiano, ocorre no setor de vale do Córrego Santo Antônio, onde se encontra recoberta por Latossolos. Também se faz presente em uma faixa contínua que abrange a média bacia, onde sua decomposição dá origem a Argissolos, Unidade Serrinha.

A Formação Pirambóia, ocorre nos setores NE, E e SE, estando posicionada entre a Formação Corumbataí e uma faixa estreita da Formação Serra Geral, no extremo leste da área de estudo. Tal formação encontra-se recoberta por variadas coberturas pedológicas, as quais vinculam-se tanto a Latossolos, como a Argissolos das unidades Serrinha, Santa Cruz e Olaria.

Nesse contexto, destaca-se a existência de um falhamento responsável pelo soerguimento do setor posicionado no interflúvio entre os córregos Ibitinga e Santo Antônio, originando uma descontinuidade litoestrutural entre as Formações Serra Geral e Pirambóia, do Mesozóico, e Corumbataí, do Paleozóico. Nas áreas vinculadas à Formação Pirambóia ocorrem solos distróficos, com textura grosseira como consequência

dos materiais de origem. Ocorrem também litologias vinculadas a Formação Rio Claro, datada do Cenozóico onde se verifica a presença de arenitos inconsolidados de textura arenosa a areno- argilosa. Já entre 600 e 650 metros registram-se litologias vinculadas à Formação Corumbataí, cujos depósitos remontam ao Neopaleozóico, sendo constituídas por siltitos e argilitos (ZAINE, 2000).

Na microbacia do Córrego Ibitinga, a partir das principais superfícies erosivas estabelecidas em situações paleoclimáticas, o relevo se desdobra em direção aos talwegues através de vertentes predominantemente convexas onde é frequente a presença de terraços ou patamares estruturais. Nos terrenos da Formação Rio Claro, a retirada da vegetação e o preparo da terra para o plantio ou para a expansão urbana favorecem grandemente a formação de voçorocas, principalmente face o contato desta formação, de textura mais arenosa, com a Formação Corumbataí, de textura mais argilosa (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

#### **4.1.6 Relevo**

Considerando à Geomorfologia, a área de estudo localiza-se na Depressão Periférica Paulista, na Zona do Médio Tietê (ALMEIDA, 1974). É uma zona constituída principalmente por sedimentos mesozóicos, com áreas expressivas de intrusões de rochas básicas com reflexos na sua topografia (IPT, 1981). Esta unidade geomorfológica tem sua origem vinculada ao estabelecimento de uma zona de fraqueza estrutural no contato entre as litologias sedimentares vinculadas à Bacia Sedimentar do Paraná, e pré-cambrianas, associadas ao Planalto Atlântico. Ainda, a resistência oferecida à erosão pelos derrames basálticos e arenitos silicificados que sustentam o relevo de Cuestas, caracterizados pela existência de altas e extensas escarpas estruturais, bem como a ação das águas oriundas de canais sobsequentes e subsequentes, deram origem a uma grande depressão relativa, exumando litologias paleozóicas (AB' SÁBER, 1956).

As altitudes variam de 550 a 750 m, cuja evolução morfogenética está associada ao trabalho erosivo dos rios e águas das chuvas, nas bordas de uma bacia de sedimentação, configurando uma unidade de relevo deprimida entre o Planalto Atlântico a leste e o Relevo de Cuestas a oeste.

A microbacia apresenta, majoritariamente, declividades entre 6 a 12%, principalmente na alta bacia; já nos setores de concavidade, as declividades predominam

entre 12 a 20%. As declividades mais elevadas, entre 20 a 40% e acima de 40%, estão concentradas nos setores da alta bacia e, em menor proporção, nas áreas de concavidade do restante da bacia (Figura 11).



Figura 11: Geomorfologia da microbacia do Córrego Ibitinga, ao fundo (1) a FEENA, à noroeste à direita (2), leito principal do Córrego Ibitinga próximo a sua cabeceira, seguindo em direção à oeste, ponto (1).

Fotos do autor

Ressalta-se que o condicionamento geológico da margem direita do córrego, na média e baixa bacia, dá origem às vertentes, em sua maioria nesse setor, retilíneas com declividades de 12 a 20%. Já nas proximidades de sua foz com o córrego Santo Antônio, nota-se a presença de depósitos aluvionares e declividades inferiores a 2%. As baixas declividades se localizam também em áreas de linhas de cumeada suaves, porém as áreas de declividade entre 0 a 6% são pouco representativas, analisando a totalidade da bacia hidrográfica.

As características geomorfológicas da área mantêm estreita relação com a geologia local, principalmente com as litologias vinculadas às intrusivas básicas, representadas por "sills de diabásio" do Mesozóico, onde se observa a presença de três falhamentos (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

#### **4.1.7 Solos**

As características geológicas e geomorfológicas da área, bem como o clima local, condicionam a formação dos solos. Concernente a isso, a FEENA compõe-se em duas unidades principais referentes à abrangência de solos, o setor Norte, composto de solos

com textura média a arenosa, e analiticamente distróficos; e o setor Sul, composto de solos com textura argilosa a muito argilosa e analiticamente eutróficos (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

Os dados referentes a classificação dos solos na microbacia, foram obtidos da Carta Pedológica da microbacia do Córrego Ibitinga, escala de 1:10.000 elaborado por Pinheiro (2012), com base no Mapa de Classificação dos Solos, escala 1:100.000 de Koffler et al. (1993), refinado pelo Mapa pedológico semidetalhado da FEENA, escala 1:10.000 produzido pelo Instituto Florestal (2005) e pelo Mapa de Solos na escala 1:10.000 elaborado por Cunha (1997) para área de estudo.

De acordo com Pinheiro (2012), o mapa produzido pelo Instituto Florestal/SMA (2005), apresentou mapeamento apenas para área da FEENA, assim, os limites foram inferidos considerando-se as variações topográficas na microbacia e os levantamentos feitos em campo.

Considerando a totalidade da bacia, a área de estudo é marcada pela predominância dos Argissolos, onde a declividade do relevo é mais acentuada, esta, se apresenta como o principal fator de diferenciação e formação dos solos menos desenvolvidos (Neossolos Litólicos). Existe uma expressiva ruptura topográfica, marcada pelo aumento abrupto da declividade, nas altitudes mais elevadas da alta e média bacia do Córrego Ibitinga, a qual acompanha paralelamente os limites dessa. Assim, os Neossolos Litólicos ocorrem na alta e média bacia, próximo a cabeceira de drenagem, acima da linha de ruptura topográfica. Não deve ser descartado, no entanto, que as diferenciações do relevo, pelas dinâmicas escultural e estrutural, também podem ter atuado na formação desses solos.

Ocorrem também Gleissolos nas faixas marginais do Córrego Ibitinga, no setor leste e na porção central da bacia, a ocorrência de Argissolos distróficos com textura mais grosseira é justificada como consequência dos materiais de origem: arenitos das formações Rio Claro e Pirambóia; siltitos e argilitos da formação Corumbataí (PINHEIRO, 2012).

A distribuição de solos é coerente quanto à declividade, ou seja, Neossolo Quartzarênico e Latossolo em declividade pouco acentuada (até 5 %), e Argissolo em declividade ligeiramente mais acentuada. Estes solos apresentam horizonte B textural, marcado por um forte acréscimo do teor de argila em relação ao horizonte A. O Neossolo Quartzarênico caracteriza-se por profundidade elevada, baixíssima fertilidade química e

capacidade de retenção de água. As manchas de Latossolo são marcadas por solos muito desenvolvidos, profundos, característicos de relevos menos acidentados. Apresentam horizonte B latossólico, cuja fertilidade química e acidez variam bastante em função da textura (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

#### **4.1.8 Uso e cobertura do solo**

De acordo com Garcia (2000), as primeiras notícias que se têm sobre a região remetem aos princípios do século XVIII, quando passavam pela região viajantes e forasteiros, em direção ao interior, até então desconhecido. Entretanto, o povoamento e a ocupação só se desenvolveram com a expansão das fazendas de criação de gado e o desenvolvimento da lavoura canavieira, a partir do final do século XVIII.

A cultura da cana foi incentivada pelas autoridades reais já por volta de 1750, principalmente na região de Itu. Nas duas décadas seguintes a cultura estendeu-se para a região de Campinas e, mais tarde, para Piracicaba. Na região de Rio Claro o cultivo de cana ocorreu nas três primeiras décadas do século XIX.

Enquanto em Parnaíba e Piracicaba a cultura de cana prosperava, Campinas e Rio Claro migravam gradativamente para o café, que a partir da década de 1850, influenciou diretamente o povoamento além de acarretar mudanças nas relações de trabalho, visto que a dinâmica de trabalho muda quando o trabalhador europeu substitui o trabalho até então escravo (INSTITUTO FLORESTAL, 2005).

Com o café vieram as ferrovias, dada a necessidade de transporte do produto ao Porto de Santos, de onde era exportado. As ferrovias tiveram importante papel na ocupação da região, com diversas cidades nascendo ao redor das estações. Além disso, com as ferrovias, deu-se a ampliação e a diversificação das atividades econômicas na região, fomentadas pela instalação de serrarias, cerâmicas, beneficiadoras de grãos, armazéns, oficinas, hospedarias, vendas etc. Portanto, pode-se dizer que as cidades da bacia do Corumbataí, que passaram a ser servidas pela Companhia Paulista de Estrada de Ferro, foram cidades que "nasceram com o café" (VETTORAZZI, 2006).

Nas três primeiras décadas do século XX o café foi gradativamente perdendo a sua importância em área ocupada nos municípios da bacia, mas foi o grande responsável pela infra-estrutura aí instalada, à semelhança do que ocorria em outras regiões do Estado de São Paulo.

Na região de Rio Claro o café foi perdendo expressão e sendo substituído pela cana-de-açúcar e pela pecuária. Em 1970 a área cultivada com café diminuiu em mais de 60%, tendência essa que perdurou na década de 1980, ao passo que a citricultura teve sua área dobrada.

A cultura canavieira tomou o lugar de outras culturas no período 1950/1960, tendo sua área dobrada na década de 1970, com os incentivos do Pró-Álcool. Culturas de menor expressão, como arroz, feijão e milho, eram cultivadas apenas em pequenas propriedades, perdendo área gradativamente para a cultura da cana-de-açúcar. A pecuária passou a ocupar também destaque na região, principalmente ao norte de Rio Claro, porém com um nível tecnológico em geral baixo (pequenos produtores de gado leiteiro).

É de se destacar também a região de Rio Claro como o primeiro núcleo de reflorestamento com eucalipto no país, para atender à demanda por madeira da Companhia Paulista de Estrada de Ferro. A extração de minerais (calcário e argila) também foi e é importante para algumas regiões da bacia, notadamente com a indústria cerâmica de Santa Gertrudes.

Com relação à cobertura vegetal original, a região era coberta basicamente por florestas e cerrado, este principalmente nas porções superiores da bacia. Rodrigues (1999) destaca, para a região, cinco tipos de formação florestal: Floresta Estacional Semidecidual (Mata de Planalto); Floresta Ripária (Mata Ciliar); Floresta Paludosa (Mata de Brejo); Floresta Estacional Decidual (Mata Seca) e Cerrado, com diversas fisionomias. Para a finalidade deste trabalho, os diversos tipos florestais presentes na bacia foram enquadrados em uma categoria única, denominada remanescentes florestais.

Uma das consequências marcantes do processo de expansão da atividade agrícola é a fragmentação dos ecossistemas naturais. No caso das florestas tropicais, a fragmentação dos ecossistemas resulta numa série de ameaças à conservação da biodiversidade regional, bem como à conservação dos recursos hídricos (IPEF, 2001).

De acordo com Vedovato (2013), na região ocorrem as seguintes classes de uso e ocupação do solo: água, cana-de-açúcar, citrus, pasto, pasto sujo, silvicultura, mata avançada, mata média, mata inicial, mineração, área de várzea, instalações rurais, área urbana e estrada.

Na área da microbacia do Córrego Ibitinga predominam, a silvicultura, em sua maior parte em detrimento da FEENA, a cana-de-açúcar presente na parte médio alta da microbacia, pastagens, área de várzea, instalações rurais e remanescentes florestais,

classificados em função do seu estágio de desenvolvimento, sendo, matas avançada, média e inicial.

Um dos impactos ambientais negativos mais evidentes na bacia, resultante do processo de ocupação humana, tem sido a eliminação, ao longo do tempo, da maior parte de sua cobertura florestal original. Atualmente a cobertura florestal remanescente da bacia encontra-se intensamente fragmentada e degradada.

## **4.2 Base de dados**

### **4.2.1 Material Cartográfico**

Para vetorização das curvas de nível e rede de drenagem, foram utilizadas cartas planialtimétricas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), com equidistância vertical entre curvas de 5 m, na escala de 1:10.000, oriundas do mapeamento Macro - Metrópole de 1979 (Tabela 2).

Tabela 2: Cartas planialtimétricas

Codificação Internacional	Nome da folha
SF-23-Y-A-I-4-SE-B	Rio Claro II
SF-23-Y-A-II-3-SO-A	Fazenda Santana
SF-23-Y-A-I-4-SE-D	Santa Gertrudes I

Fonte: Elaborado pelo autor

## **4.3 Imagens**

### **4.3.1 Imagens aéreas**

Foram utilizadas ortofotos, ortoretificadas, compostas por fotografias aéreas, com resolução espacial aproximada de 1 m (pixel), escala de 1: 25 000, composição RGB (24 ). As imagens constituem parte do projeto de atualização cartográfica Mapeia São Paulo (2010/2011), que abrange todo o estado. As imagens foram cedidas pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA). Foram utilizadas as cenas SF-23-Y-A-II-3-SO e SF-23-Y-A-I-4-SE.

### 4.3.2 Imagens orbitais

A componente espacial do sistema RapidEye é formado por uma constelação de cinco satélites de Sensoriamento Remoto, posicionados em órbita síncrona com o Sol, com igual espaçamento entre cada satélite. Cada um dos cinco satélites da RapidEye efetua 15 voltas por dia em torno do planeta e os sensores a bordo dos satélites podem coletar imagens sobre a superfície da Terra ao longo de uma faixa de 77 km de largura por até 1500 km de extensão (Tabelas 3 e 4). Para a área de estudo foi utilizada a cena 2328704\_2014-08-01\_RE3\_3A\_312502\_CR, de 2014.

Tabela 3: Especificações técnicas gerais dos satélites do sistema RapidEye.

Número de Satélites	5
Altitude da Órbita	630 km, órbita síncrona com o Sol
Hora de Passagem no Equador	11:00 hs (aproximadamente)
Velocidade	27.000 km/h
Largura da Imagem	77 km
Tempo de Revisita	Diariamente (off-nadir); 5,5 Dias (nadir)
Capacidade de Coleta	4,5 milhões de Km <sup>2</sup> /dia
Tipo do Sensor	Multiespectral
Bandas Espectrais	5 (Ver. Verde, Azul, Ver.-Edge, IV. Próximo)
Resolução Espacial	6,5 m
Tamanho do Pixel (ortoretificado)	5 m
Armazenamento de Dados a Bordo	1.500 km de dados de imagens por órbita
Velocidade de Download (banda X)	80 Mbps

Fonte: geocatalogo.mma.gov.br

Tabela 4: Bandas espectrais dos satélites do sistema RapidEye.

440 – 510 $\mu\text{m}$	Azul
520 – 590 $\mu\text{m}$	Verde
630 – 685 $\mu\text{m}$	Vermelho
690 – 730 $\mu\text{m}$	Red-Edge
760 – 850 $\mu\text{m}$	IV. Próximo

Fonte: geocatalogo.mma.gov.br



### **4.3.3 Mapa Pedológico**

Foi utilizado como base de dados sobre os tipos de solos que ocorrem na microbacia, e vetorização das informações, o mapa pedológico semidetalhado, escala 1:10.000, produzido por Pinheiro (2012), apresentado no item 3.1.5, (Figura 10).

### **4.3.4 Mapa de uso e cobertura do solo**

Como base de dados para o uso e cobertura do solo, foi utilizado o mapa do uso e cobertura elaborado por Vedovato (2013), em mapeamento feito para uma paisagem de 1600 Km<sup>2</sup>, inseridos na Bacia do Rio Corumbataí, abrangendo a área total dos municípios de Rio Claro, Ipeúna e Santa Gertrudes. O mapeamento foi realizado por meio de interpretação visual de imagens de alta resolução (5m), obtidas com auxílio do programa Google Earth Pro, referentes ao ano de 2010, sendo produzido na escala de 1:10.000, sistemas de coordenadas UTM, datum SIRGAS 2000, fuzo 23 S.

## **4.4 Abordagem metodológica**

A pesquisa foi desenvolvida em duas etapas, a primeira consistiu na elaboração do mapa de áreas prioritárias e a segunda na geração do Índice de Conservação em Nascentes (ICN). A Figura 12, apresenta as etapas e o delineamento metodológico aplicado em função dos objetivos propostos.

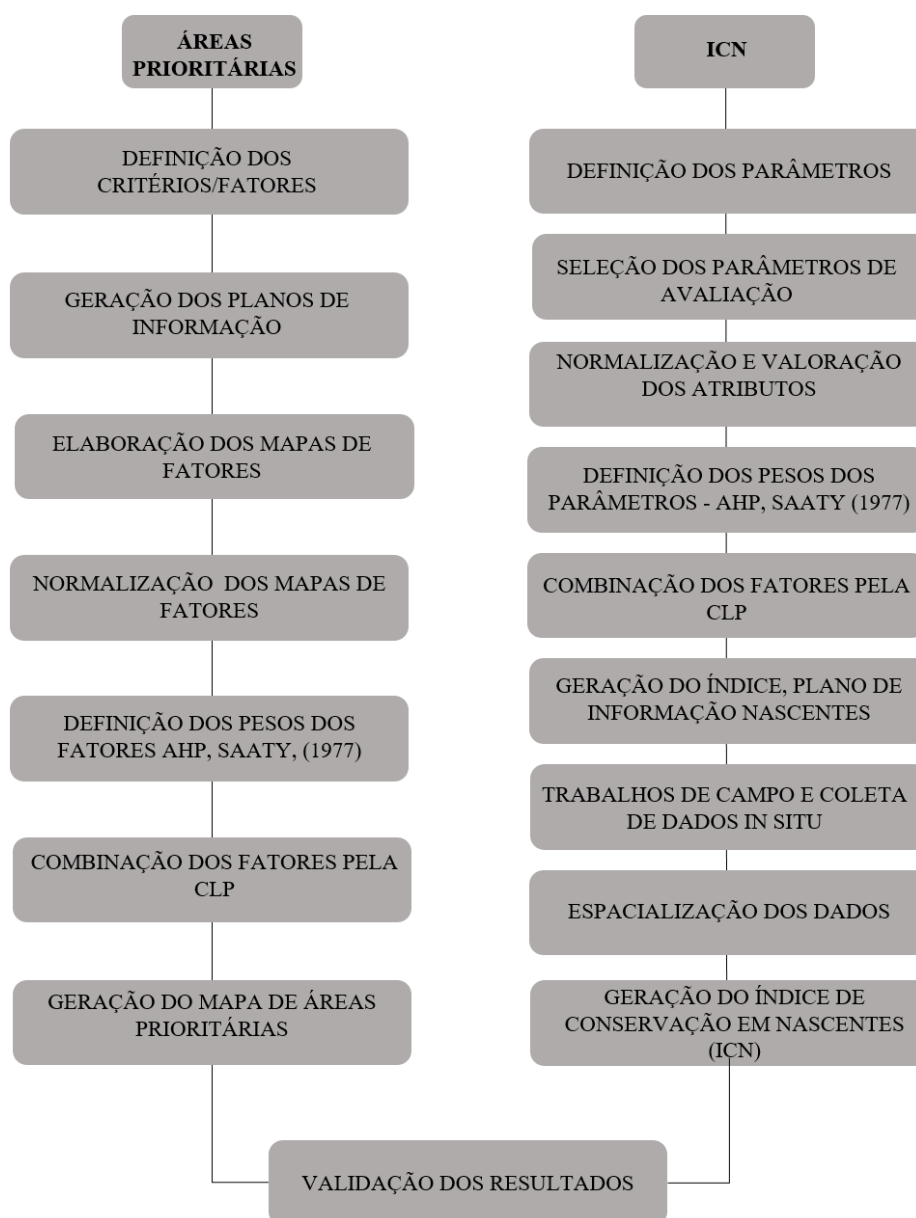


Figura 12: Fluxograma das etapas metodológicas realizadas na pesquisa.

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.5 Definição dos fatores

Para a definição dos fatores a serem aplicados no processo de AMC, foram considerados os diferentes aspectos ambientais envolvidos direta e indiretamente nos processos de degradação dos recursos hídricos, principalmente no que se refere áreas de nascentes.

Os fatores, a serem empregados e os pesos a serem atribuídos aos fatores, foram elencados com base na literatura específica e na Análise Participatória.

Para a aplicação desta técnica, foram consultados especialistas e pesquisadores das diversas áreas ligadas ao tema proposto, sendo eles, Biólogos, Ecólogos, Engenheiros Florestais e Ambientais, Hidrólogos, Sanitaristas, Geólogos, Gestores de Comitês de Bacias, Pedólogos.

Os profissionais foram contatados pessoalmente. À eles foi apresentado uma síntese do projeto, com os fatores ainda por serem selecionados e posteriormente serem mensurados em caráter quantitativo.

Ao final do processo de revisão literária e aplicação da Análise Participatória, foram selecionados quatro fatores, (Susceptibilidade erosiva do solo, Proximidade à estradas, Proximidade à remanescentes florestais e Proximidade à rede hidrográfica).

#### 4.6 Planos de informação (PIs)

Com base nas informações obtidas na análise participatória, e tendo definidos quais os fatores à serem incorporados ao processo de AMC, foram estabelecidos então, os planos de informação necessários à elaboração dos mapas de fatores. Deste modo, foram necessários sete planos de informação (Figura 13).

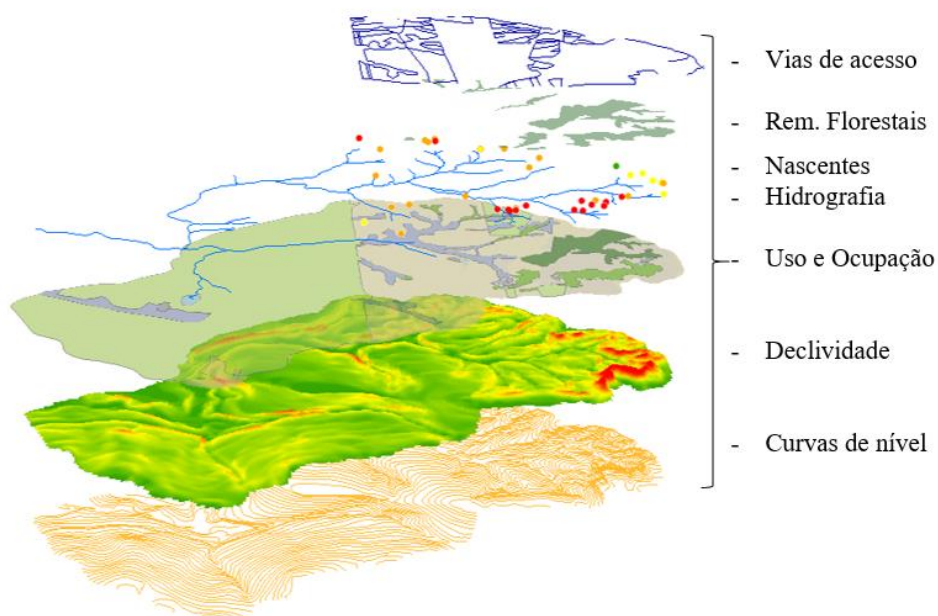


Figura 13: Sobreposição da base de dados que compõe os Planos de Informação, sendo estes, Curvas de nível, Declividade, Uso e cobertura do solo, Hidrografia, Nascentes, Remanescentes Florestais e Vias de Acesso.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os planos de informação bem como suas respectivas metodologias de elaboração serão apresentados detalhadamente a seguir.

#### **4.6.1 Uso e cobertura do solo**

O plano de informação uso e cobertura do solo foi elaborado com base no mapeamento de uso e cobertura do solo realizado por Vedovato (2013). O mapa foi atualizado para os limites da área de estudo, utilizando imagens aéreas ortoretificadas com resolução espacial de 1m, datadas de 2011 e imagens orbitais ortoretificadas com resolução espacial de 5m, datadas de 2014. Devido a alta resolução das imagens utilizadas na atualização das informações, o mapa de uso e cobertura atualizado foi elaborado na escala de 1:10.000. Os resultados da atualização associados aos dados coletados em campo, permitiram identificar as seguintes classes de uso cobertura do solo: água, cana-de-açúcar, pastagem, silvicultura, remanescentes florestais nativos (matas inicial e média), área de várzea, instalações rurais, e estradas.

Após a atualização do mapa de uso e cobertura de Vedovatto (2013), as classes matas inicial e média, passaram a compor uma única classe, denominada remanescentes florestais nativos.

Este mapa não foi elaborado apenas pela interpretação visual e dedutiva, mas pelo do conhecimento prévio da área de estudo e trabalhos de campo, onde foi possível a coleta de dados mais atualizados sobre a área de estudo bem como avaliar as classes de uso ocorrentes na microbacia.

A fim de identificar riscos de erosão associados aos diversos tipos de uso da terra, o mapa foi reclassificado considerando o índice de risco de erosão ou capacidade de uso-manejo permissível (UMP), onde aplicou-se o fator de uso e manejo do solo (C), que reflete todas as relações variáveis de cultura e manejo. Como fonte principal, utilizou-se os dados obtidos para a microbacia do Córrego São Joaquim, por Donzelli et al. (1992). Os autores definiram seis classes de uso da terra, sendo: culturas anuais, citros, cana-de-açúcar, pasto, reflorestamento e vegetação nativa (Tabela 5).

Tabela 5: Valores do Fator (C) para as classes de uso da terra na Bacia do Córrego Ibitinga.

Uso e cobertura	Fator C
Cana-de-açúcar	0,05
Pasto/Pasto sujo	0,0075
Reflorestamento	0,0489
Mata/Vegetação Natural	0,00004

Fonte: DONZELLI et.al. (1992).

#### 4.6.2 Erodibilidade do solo

A erodibilidade natural do solo (Fator K), é marcada pela diferenciação das propriedades dos solos, que determinam sua capacidade de resistir aos processos erosivos.

A fim de considerar os atributos de erodibilidade dos diferentes tipos de solo existentes na microbacia do Córrego Ibitinga, neste trabalho, foram utilizados os valores do Fator K obtidos por Donzelli et al. (1992), para a microbacia do São Joaquim em Pirassununga /SP, e por Mannigel et al. (2002), para o Estado de São Paulo, estando estes apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Valores do Fator K, utilizados como parâmetro de erodibilidade.

Classes de solos	Fator K	Autores
Gleissolos	0,0044	Mannigel et al. (2002)
Latossolo Vermelho Eutroférico	0,0122	Donzelli et al. (1992)
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico	0,0133	Donzelli et al. (1992)
Neossolo Quartzarênico Órtico	0,0223	Donzelli et al. (1992)
Argissolo Vermelho Eutrófico	0,0228	Mannigel et al. (2002)
Neossolo Litólico Eutroférico	0,025	Donzelli et al. (1992)
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico	0,0285	Donzelli et al. (1992)
Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico	0,0438	Donzelli et al. (1992)

Fonte: PINHEIRO (2012).

Com base nesses dados, a Carta Pedológica foi então reclassificada, na qual a informação vetorial foi convertida em matricial, sendo à esta atribuída uma nova assinatura de valor para cada classe. Assim, obteve-se um mapeamento pedológico com os valores de K, atribuídos às suas respectivas classes de solo, denominado, mapa de

erodibilidade, que posteriormente, foi associado aos planos de informação declividade e uso e cobertura do solo, para obtenção do mapa de susceptibilidade erosiva, fator a ser combinado aos demais fatores elencados, no processo de AMC.

#### 4.6.3 Declividade do terreno

O plano de informação declividade do terreno foi elaborado com base em cartas planialtimétricas na escala de 1:10.000, equidistância entre curvas de 5m do IGC. Foram digitalizadas três folhas (64-91, 65-92 e 64-92). Posteriormente, com o auxílio de um software em ambiente SIG, as cartas foram então georeferenciadas e organizadas em um mosaico, para a vetorização das curvas de nível, rede de drenagem e cotas altimétricas, para os limites da microbacia do Córrego Ibitinga. Com base na triangulação e interpolação dos dados vetoriais (polígonos, linhas e pontos cotados), foi gerado o modelo numérico do terreno (TIN), que, posteriormente foi convertido em um Modelo Digital de Elevação (MDE). Para gerar o mapa de declividade em graus, foram utilizadas as funções “Toporaster” e “Slope” do programa ArcMap. A função “raster calculator” foi aplicada para gerar o mapa de fator declividade do terreno, adotando a equação,  $D=(C/22,13)^{0,6} \times (\sin D/0,09)^{1,3}$  (VALADARES et al. 2012), em que: C é o tamanho do pixel e D é o declive em graus. Considerando a escala e equidistância entre curvas do mapa topográfico utilizado como base, o tamanho do pixel foi de 35 m.

O MDE foi então reclassificado em níveis de porcentagem, de acordo com EMBRAPA (1979), gerando o mapa de declividade classificado em valores percentuais que representam as formas de relevo (Tabela 7), sendo:

Tabela 7: Classes de declividade e descrição do relevo

Declividade (%)	Relevo
3	Plano
8	Suave-ondulado
20	Ondulado
45	Forte ondulado
75	Montanhoso
> 75	Forte-montanhoso

Fonte: EMBRAPA (1979).

#### **4.6.4 Rede hidrográfica**

O Plano de informação rede hidrográfica, foi extraído a partir da digitalização e vetorização em tela das cartas topográficas do IGC na escala de 1:10.000. Posteriormente, considerando que as cartas topográficas utilizadas são datadas da década de 80, os dados de hidrográfica foram revisados com o auxílio de fotografias aéreas e imagens orbitais atualizadas, de alta resolução espacial, 1m e 5m respectivamente, o que permitiu uma maior exatidão na atualização dos dados da rede hidrográfica da microbacia do Córrego Ibitinga.

#### **4.6.5 Malha viária**

De maneira análoga a elaboração do plano de informação hidrografia, a malha viária e vias de acesso foram geradas com base nas cartas topográficas e corrigidas e revisadas com base em imagens aéreas e orbitais de alta resolução. Foram extraídas tanto as estradas principais, como também as estradas secundárias.

Considerando importante para o objetivo da pesquisa, constam ainda neste plano de informação os carregadores, principalmente ligados às áreas de cultivo extensivo e intensivo como cana de açúcar, devido à logística de produção e escoamento.

#### **4.6.6 Remanescentes Florestais**

Os remanescentes florestais foram definidos como áreas de vegetação nativa, em qualquer estágio de sucessão, que sofreram ou não, fragmentação de sua área original por processos antrópicos, alterando assim sua matriz de inserção. Este processo interfere na dinâmica da paisagem em caráter espacial e funcional, tanto na redução da área total, quanto na alteração da forma e tamanho desses fragmentos na paisagem e na conectividade entre os fragmentos.

Este plano de informação foi obtido a partir do mapa de uso e cobertura do solo. Foram extraídas as feições referentes aos remanescentes florestais nativos, identificados na microbacia e a FEENA, sendo esta, classificada como Unidade de Conservação de Uso Sustentável.

#### 4.7 Geração dos mapas de fatores

Com base nos planos de informação obtidos na etapa anterior, foram elaborados então os fatores a serem combinados, para geração do mapa de áreas prioritárias.

Considerando os fatores elencados e a diferença existente entre suas respectivas escalas de mensuração, foi necessário que os fatores fossem normalizados para uma escala de mensuração comum, para que possam ser combinados pela CLP.

Deste modo a seguir serão apresentados os fatores bem como suas metodologias de elaboração e normalização.

#### 4.8 Normalização dos fatores

Além da escolha dos fatores a serem considerados na avaliação multicritérios, deve-se estar atento em como possibilitar que atributos com diferentes escalas de mensuração, possam ser combinados no processo de AMC, de modo a serem correlacionados positivamente.

Como comparar a declividade que tem sua quantificação em grau de inclinação com um atributo que se quantifica pela distância com áreas de preservação de mata nativa? Ou ainda, com atributo que se quantifica pelas características erosivas para determinado tipo do solo ou de uma cultura agrícola (ANTONELLO, 2008).

Devido às diferentes escalas de valores usadas na mensuração dos Planos de informação, é preciso que estes sejam normalizados, antes da combinação pela CLP e que possam ser transformados de maneira que os mapas de fatores apresentem correlação positiva com a adequação (VETTORAZZI, 2006). Ainda, de acordo com o autor, o procedimento mais simples é a transformação linear (formula 1), modificada de VOOGD, (1983).

$$Y = \frac{(Y_{\max} - Y_{\min}) * (X - X_{\min})}{(X_{\max} - X_{\min})} \quad (1)$$

Sendo:

X o escore (original), o Y o novo escore e m um multiplicador arbitrário.

Valente (2005) descreve o processo denominado normalização, a autora menciona que a representação contínua da paisagem é possível com a padronização dos fatores para



uma escala numérica comum, baseada na lógica Fuzzy, onde um conjunto de valores expressos numa dada escala é convertido em outro comparável, expresso em uma escala normalizada.

Jiang; Eastman (2000) afirmam que a forma mais comum de padronização é reclassificar a faixa de valores de cada atributo numa base numérica comum, por exemplo, numa escala de 0 a 255 (referente a imagens 8 ) ou 0 a 1.

#### **4.8.1 Fator susceptibilidade erosiva**

As características pedológicas de maior importância para estudos erosivos são aquelas relacionadas à capacidade de infiltração da água no solo e à capacidade do solo em resistir ao destacamento e arraste de partículas pelo escoamento. Características do solo, como porosidade e grau de agregação, afetam diretamente a capacidade de infiltração e conseqüentemente no escoamento superficial. Algumas destas características encontram-se intrinsecamente associadas, de forma qualitativa, à taxonomia dos solos (REIS et al., 2006).

O relevo representa outro aspecto de fundamental importância ao entendimento e à quantificação do processo erosivo, em que a declividade e o comprimento de encosta são os principais fatores relacionados à erosão. Quanto maior a declividade do terreno, sob as mesmas condições de solo e precipitação, menor será o volume de água que efetivamente se infiltrará no solo e, conseqüentemente, maior o volume e a energia associada ao escoamento.

A declividade e o comprimento de rampa são parâmetros muito utilizados nos estudos e nas recomendações de controle de erosão, e estão inseridos em modelos de predição de perdas de solo (LU et al., 2004; PINHEIRO, 2012).

Assim, é importante considerá-la entre os fatores de importância em uma análise multicritérios, que possui como objetivo, definir áreas prioritárias, com foco na restauração dos recursos hídricos superficiais.

Este fator tem sido muito utilizado em análise envolvendo múltiplos critérios, (VETTORAZZI, 2006; SARTORI et al., 2012; VALENTE 2005).

Para geração deste mapa de fatores foram combinados os planos de informação uso e cobertura do solo (C), erodibilidade do solo (K) e declividade do terreno (S), de

acordo com a Equação Universal de Perda dos Solos (EUPS), proposta de Wischmeier; Smith (1965).

Entretanto, considerando a necessidade de normalização das escalas de mensuração dos atributos, de cada plano de informação que compõe o fator suscetibilidade à erosão, os planos de informação foram normalizados por meio de uma função linear crescente, para uma escala comum de 0 a 255, variação relativa a imagens de 16. As tabelas 8 e 9, apresentam os escores originais dos planos de informação e seus respectivos valores de normalização.

Conforme pode ser observado na tabela 8, os valores de (K), referentes a erodibilidade natural dos solos, normalizados em uma escala numérica contínua de 0 a 255, apresentando uma correlação diretamente proporcional, ou seja, o 0 corresponde ao menor valor e 255 o maior valor de erodibilidade.

Tabela 8: Valores de erodibilidade do solo, fator (K) em MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, normalizados de 0 a 255.

<b>Classes de solo</b>	<b>MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup></b>	<b>(Valores)</b>
Gleissolos	0,0044	0
Latossolo Vermelho Eutrófico	0,0122	50
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico	0,0133	58
Neossolo Quarzarrênico Órtico	0,0223	116
Argissolo Vermelho Eutrófico	0,0228	119
Neossolo Litólico Eutrófico	0,025	133
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico	0,0285	156
Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico	0,0438	255

Fonte: Elaborado pelo autor

Na Tabela 9, estão descritos os valores de (C) com base em seus respectivos autores, normalizados por meio da regressão linear crescente, em uma escala contínua de 0 a 255, apresentando uma correlação diretamente proporcional, sendo distribuídos entre 0, equivalente às classes com menor erodibilidade (água e várzea) e 255 para a classe com maior índice de erodibilidade (pastagem).

Tabela 9: Valores de uso e cobertura (C), normalizados de 0 a 255

Classes	(C)	(Valores)	Serio et al. (2008)
Água	0	0	Donzelli et al. (1992); Maciel (2000)
Várzea	0	0	Donzelli et al. (1992); Maciel (2000)
Rem. Florestais	0,00004	0	Serio et al. (2008)
Instalações rurais	0,04	102	Donzelli et al. (1992)
Reflorestamento	0,0489	125	Donzelli et al. (1992)
Cana-de-açúcar	0,05	128	Maciel (2000)
Pastagem	0,1	255	Donzelli et al. (1992)

Fonte: Elaborado pelo autor

O Plano de Informação declividade do terreno que por sua vez apresenta seus valores expressos em porcentagem, foi normalizado também pela aplicação de uma função linear crescente, para uma escala de 0 a 255 (Tabela 10), apresentando correlação diretamente proporcional às classes de declividade, onde 0 representa a classe de menor declividade (0 – 3) e 255 a classe com declividades mais acentuadas (>75%).

Tabela 10: Valores de declividade (S), normalizados de 0 a 255

Relevo	(%)	(Valores)
Plano	3	8
Suave-ondulado	8	20
Ondulado	20	51
Forte-ondulado	45	115
Montanhoso	75	191
Forte-montanhoso	> 75	255

Fonte: Elaborado pelo autor

O fator suscetibilidade erosiva foi gerado pela aplicação da CLP. Os planos de informação foram combinados tendo como pesos de compensação, os valores propostos por Valadares et al. (2012), sendo: 50% para o PI. Erodibilidade (K), 30% para o PI. uso e cobertura do solo (C) e 20% para o PI. declividade do terreno (S).

No entanto, vários testes foram realizados aplicando diferentes pesos de compensação à cada plano de informação. A fim de analisar o comportamento individual dos planos de informação na combinação dos dados. Como mais adequado ao contexto

real da área de estudo, optou-se pela combinação dos planos de informação, aplicando igual compensação entre os fatores.

#### **4.8.2 Proximidade com estradas**

A relação entre estradas e erosão do solo é segundo Verttorazzi, (2006), avaliada como de significativa influência sobre a qualidade e quantidade de água superficial em determinada região.

A abertura de estradas e vias de acesso ocasionam impactos e alterações ao longo de seu traçado, e quando planejadas, construídas e conservadas de maneira inadequada tornam-se uma das principais causas antrópicas de produção de sedimentos e desencadeamento de processos erosivos, com forte impacto aos recursos naturais e capacidade produtiva dos solos, sobretudo sobre os recursos hídricos superficiais (FAO, 1989).

Para elaboração do fator proximidade com estradas levou-se em consideração estradas não pavimentadas, vias de acesso e ainda, carreadores abertos para escoamento de produção no caso de matrizes de culturas mecanizadas como cana-de-açúcar, soja, milho, café, citricultura entre outras.

O fator proximidade com estradas foi gerado aplicando a função *Distância euclidiana*, onde o arquivo vetorial é convertido em matricial. A partir de então o mapa de fator proximidade à estradas foi normalizado por meio de uma função de pertinência, para uma escala de 0 a 255. Onde 255, representa a maior proximidade e 0 a menor proximidade às estradas.

#### **4.8.3 Proximidade à rede hidrográfica**

Entre os fatores avaliados nesta AMC, considerando a conservação dos recursos hídricos, por meio da recuperação de áreas degradadas, a proximidade com a rede hidrográfica foi selecionado como importante fator de contribuição devido o provimento de cobertura florestal essencial para a manutenção da quantidade e qualidade da água em microbacias hidrográficas. A vegetação é importante independentemente da sua distância aos elementos de uma rede de drenagem, no entanto essa importância, geralmente cresce

à medida que a distância para o corpo de água ou nascente, diminui (VETTORAZZI, 2006).

A vegetação age diretamente na retenção dos sedimentos carreados pelos processos erosivos, favorecendo na infiltração de água no solo e recarga dos reservatórios subterrâneos. Já considerando os canais de escoamento de água a vegetação tem um papel importante para proteção dos mananciais, mantendo a estabilidade das vertentes e calhas dos rios e córregos, dificultando a entrada de poluentes via escoamento superficial. Do ponto de vista biológico a vegetação torna-se relevante na manutenção da biota aquática, na conectividade da paisagem, favorecendo a diversidade genética de fauna e flora bem como os processos de sucessão que os mantêm.

De acordo com Lima (2005) a integridade do sistema ripário reflete diretamente na capacidade de resiliência de microbacias, ou sua capacidade de ser alterada sem perder sua funcionalidade hídrológica.

Considerando que existe regulamentação legal quanto às larguras mínimas de vegetação ciliar, este plano de informação não contemplará os limites definidos pela lei nº 12.561 de 2012, ou Novo Código Florestal. Optou-se bem como Verttorazzi (2006) e Valente (2005), por conduzir a definição de áreas prioritárias levando em consideração as características naturais da paisagem, e alterações antrópicas.

De maneira similar ao fator proximidade às vias de acesso, a proximidade à rede hidrográfica foi gerada pela função *Distância euclidiana* da ferramenta *Distance* do Arctoolbox. Posteriormente, o fator proximidade à rede hidrográfica foi reclassificado pela aplicação de uma função linear decrescente, para uma escala de (0 a 255), onde, maior prioridade é atribuída à medida que se aproxima da rede de drenagem.

#### **4.8.4 Proximidade à remanescentes florestais**

A fragmentação de áreas florestais em bacias hidrográficas, tem se tornado uma séria ameaça à biodiversidade e à capacidade de sustentabilidade dos ecossistemas, desencadeando efeitos físicos e biológicos, alterando a configuração espacial da matriz, dificultando os processos ecossistêmicos e seus fluxos de energia, resultando na desestruturação da complexidade ecológica dos ambientes naturais.

Para preservação e reestabelecimento da vegetação em áreas ripárias, é imprescindível que as ações de restauração considerem a conectividade dos fragmentos

remanescentes facilitando o fluxo gênico e favorecendo a diversidade de espécies responsáveis pela manutenção e estabilidade desses ambientes.

A distância entre os fragmentos de uma paisagem contribui para a caracterização de sua configuração espacial e fornece indicativo sobre seu nível de fragmentação florestal (SARTORI et al., 2012).

Segundo Martins (2011), quanto mais próximo de remanescentes florestais saudios, menor será o tempo de reestabelecimento de fragmentos em fase inicial de sucessão, influenciando tanto na diversidade biológica dos remanescentes restaurados, como nos custos para indução dos processos de recuperação caso estes sejam necessários.

Neste mapa de fatores foram priorizadas as uniões entre os remanescentes de floresta nativa independentemente de seus tamanhos. A partir do plano de informação uso e cobertura do solo (Item 3.6.1), foram extraídas as classes de uso: mata média e mata inicial, posteriormente as classes foram unidas e passaram a constituir um único plano de informação, denominado remanescente florestais (Item 3.6.6).

De posse do plano de informação contendo os remanescentes florestais existentes na área de estudo, novamente com o uso da função, *Distância euclidiana*, foi gerado o mapa de proximidade aos remanescentes florestais.

Assim como os demais fatores de proximidade, este fator foi então normalizado por meio de uma função linear decrescente, para uma escala de (0 a 255). Desta maneira quanto maior a proximidade ao remanescente florestal, maior a prioridade (255).

#### **4.9 Definição dos pesos dos fatores**

Os pesos de compensação, expressam a importância, ou ordem de importância, dos fatores no processo de tomada de decisão.

Embora exista uma série de técnicas para a atribuição de pesos a dados qualitativos, uma das mais utilizadas é a comparação pareada entre fatores, desenvolvida por Saaty (1977), aplicada no contexto da AMC por Valente (2005), Vettorazzi (2006), conhecida como Processo Hierárquico Analítico (AHP).

Assim como na definição dos fatores (Item 3.5), os pesos foram atribuídos com base na pesquisa bibliográfica e Análise Participatória, onde especialistas e pesquisadores atribuíram pesos aos fatores por eles elencados. Para atribuição dos pesos, os especialistas

aplicaram os seus juízos de valor, utilizando o Método da Comparação Pareada, proposto por Saaty (1977) no contexto do Processo Hierárquico Analítico.

Para elaboração da matriz de comparação pareada, os fatores foram comparados aos pares, tendo como referência uma escala contínua de nove pontos. As comparações referem-se à importância relativa entre cada par de fatores, na determinação do produto para um determinado objetivo.

#### 4.9.1 Método de AHP

O método AHP avalia a importância relativa dos fatores, compara as alternativas para cada critério, que, nesse caso, são parâmetros de avaliação dos impactos ambientais associados aos recursos hídricos superficiais.

Na atribuição de pesos um indivíduo, ou um grupo de profissionais, compara todos os possíveis pares e entra com os juízos de valores em uma matriz de comparação pareada (matriz A), (Figura 2).

Sendo a matriz simétrica, somente uma das metades da matriz necessita ser preenchida, sendo as células remanescentes um espelho da escala de valores. Esse método aborda a tomada de decisão arranjando os componentes importantes de um problema em uma estrutura hierárquica similar a uma árvore genealógica. Na figura 14, é apresentado um esquema geral para a abordagem do método AHP. Uma vez definida a hierarquia, passa-se para o estágio de comparação aos pares.

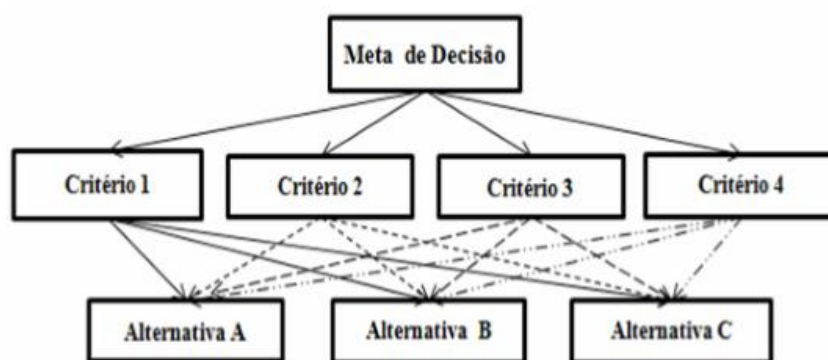


Figura 14: Esquema geral de uma Análise Multicritérios.

Fonte: GARDNER, (2001).

A descrição desse processo, foi baseada em Lai et al. (1999). Os julgamentos dos tomadores de decisão, com respeito à importância de um atributo em relação a outro,

podem ser realizados de forma subjetiva e convertidos para um valor numérico usando-se uma escala de 1 a 9 (Figura 15), sendo que o valor 1 denota igual importância e 9 denota alto grau de importância (MARCHEZETTI et. al., 2011).

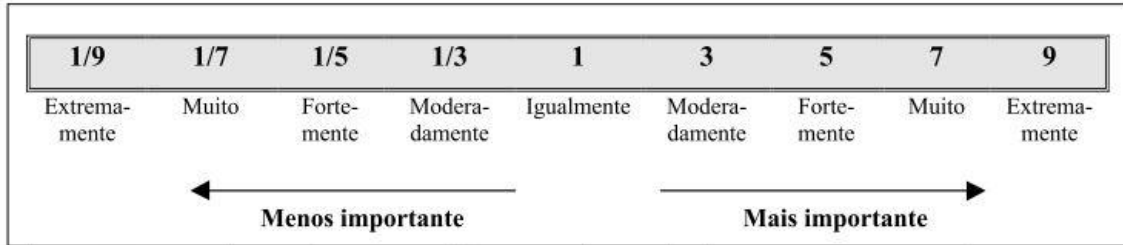


Figura 15: Escala contínua de nove pontos, utilizada na comparação pareada entre os fatores, na AMC.

Fonte: Adaptado de EASTMAN (2001).

Após a matriz de comparação pareada estar carregada com os valores que representam as importâncias relativas entre os fatores, deve ser calculado o auto vetor principal, que é utilizado para gerar o melhor conjunto de pesos de compensação para os fatores da matriz de comparação pareada.

Primeiramente, para uma coluna somam-se todos os valores de seus respectivos elementos e divide-se em seguida cada elemento pela soma calculada. Este procedimento deve ser repetido para todas as colunas da matriz de comparação pareada (ANTONELLO, 2008). A matriz que resulta deste processo é chamada de matriz normalizada ( $A'$ ) e seus elementos são calculados por (Formula 2):

$$A' = [a'_{ij}] \text{ em que: } a'_{ij} = a_{ij} / \sum_{k=1}^n a_{ik} \quad (2)$$

Para:  $1 < i < n$ ;

$1 \leq j \leq n$ .

A seguir, calcula-se o valor médio de cada linha da matriz normalizada para obter o peso relativo ou eigenvetor (matriz  $W$ ), de acordo com a formula 3.

$$W = W_k \text{ em que: } W_k = \sum_{i=1}^n a'_{ij} / n \quad (3)$$

para  $1 \leq j \leq n$ ; e



$$1 \leq k \leq n.$$

Repete-se o processo para cada matriz A, que é formada pelos fatores propostos versus os cenários ou alternativas avaliadas em campo para cada fator estabelecido.

Uma vez que todos os pesos relativos de cada fator para todas as alternativas tenham sido calculados, somam-se os pesos relativos, o que resulta no peso final, que hierarquiza os fatores por ordem decrescente (MARCHEZETTI et al., 2011).

De acordo com Saaty (1977), a soma dos pesos relativos que hierarquizam os fatores deve ser igual a 1, ou 100%.

#### 4.9.2 Cálculo da Taxa de Consistência (TC)

A taxa de consistência é um indicador matemático aproximado, ou guia da consistência das comparações aos pares. Essa taxa é função do que se denomina *maximum eigenvalue* e do tamanho da matriz, e é denominada “Índice de Consistência”, que é comparado então, com valores semelhantes, se as comparações, aos pares, tiverem sido simplesmente randômicas, denomina-se “Índice Randômico”. Se a relação do índice de consistência para o Índice Randômico, denominada “Taxa de consistência” (Formula 4), for menor do que 0,10, Saaty (1991) sugere, genericamente, que essa relação de consistência é aceitável.

$$TC = CI / RI \quad (4)$$

Sendo que:

TC é a Taxa de Consistência

CI é o Índice de Consistência

RI é o Índice Randômico

Primeiramente multiplica-se a matriz [A], pelo autovetor [W] para gerar um novo vetor [C] (Tabela 11).

Tabela 11: Cálculo da Taxa de Consistência da matriz de comparação pareada, matriz [A].

$$\begin{array}{ccc}
 & \mathbf{A} & \mathbf{W} & \mathbf{C} \\
 \begin{bmatrix} 1 & 2 & 5 & 9 \\ 0,50 & 1 & 5 & 3 \\ 0,20 & 0,20 & 1 & 0,33 \\ 0,11 & 0,17 & 3 & 1 \end{bmatrix} & \times & \begin{bmatrix} 0,545 \\ 0,289 \\ 0,067 \\ 0,100 \end{bmatrix} & = & \begin{bmatrix} 2,355 \\ 1,194 \\ 0,267 \\ 0,408 \end{bmatrix}
 \end{array}$$

Em seguida, divide-se cada elemento do vetor [C] pelo elemento correspondente no vetor [W] para gerar o vetor [D].

$$\begin{aligned}
 D &= \begin{bmatrix} 0,235 & 1,194 & 0,267 & 0,408 \\ \hline 0,545 & 0,289 & 0,067 & 0,100 \end{bmatrix} \\
 D &= \begin{bmatrix} 4,325 & 4,134 & 4,005 & 4,082 \end{bmatrix}
 \end{aligned}$$

Agora calcula-se a média dos elementos do vetor [D], resultando no que é chamado de autovalor máximo ( $\lambda_{\max}$ ) demonstrado pela fórmula 5:

$$\lambda_{\max} = 4,325 + 4,134 + 4,005 + 4,082 / 4 = 4,136 \quad (5)$$

Já o índice de consistência (CI) é determinado pela fórmula 6.

$$CI = \lambda_{\max} - N / N - 1 \quad (6)$$

Sendo que: CI é o Índice de Consistência

$\lambda_{\max}$  é o autovalor máximo

N refere-se ao tamanho da matriz

Na equação a seguir, o valor do CI referente a matriz de comparação pareada aplicada para esta pesquisa (Fórmula 7). (7)

$$4,136 - 4 / 4 - 1 = \underline{0,0455}$$

Considerando as diferentes possibilidades de aplicação de uma matriz de comparação pareada, e o número variado de fatores possíveis de serem comparados, foi definido por Saaty (1991), o Índice Randômico (RI) para vários tamanhos de matriz (N fatores), conforme a tabela 12.

Tabela 12: Índices Randômicos (RI) definidos por.

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	...
RI	0,00	0,00	0,058	0,90	1,12	1,24	1,32	1,45	1,41	1,49	1,51	...

Finalizando o cálculo da Taxa de Consistência da matriz de comparação pareada com quatro fatores, segue o cálculo para obtenção da (TC) expressa pela fórmula 8.

$$TC = CI / RI \quad (8)$$

### 4.9.3 Método da Combinação Linear Ponderada - CLP

Para a combinação dos fatores empregados nesta análise, bem como dos respectivos pesos a estes associados, foi empregado o método da Combinação Linear Ponderada, por ser um dos métodos mais empregados na AMC de acordo com Voogd, (1983), Valente (2005), Vettorazzi (2006), Sartori et al. (2012). Uma vez que os mapas de fatores tenham sido gerados, é uma simples questão de multiplicar cada mapa de fator (cada célula, ou pixel, de cada mapa) pelo seu peso, e então somar os resultados (Figura 16).

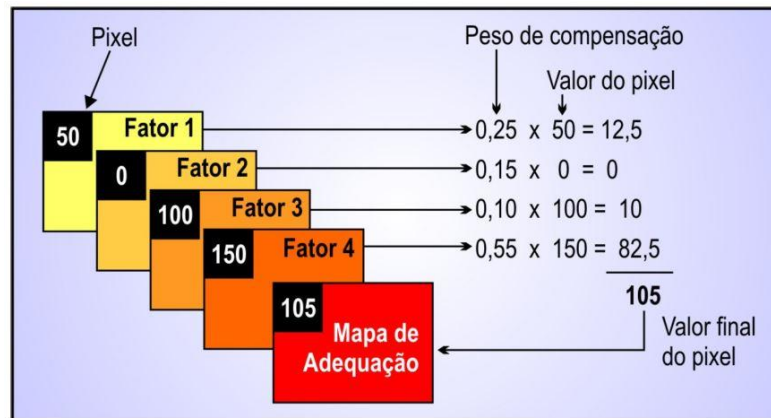


Figura 16: Representação do processo de avaliação pelo método da CLP.

Fonte: ANTONELLO (2008); SARTORI (2010).

Conforme Voogd (1983), este processo envolve a normalização dos fatores (em uma escala numérica comum), a atribuição de pesos a cada um destes e a posterior combinação dos fatores por meio de uma média ponderada conforme a equação (9).

$$s = \sum w_i x_i \quad (9)$$

Sendo que:

S a adequação;

$w_i$  = peso do fator  $i$ ;

$x_i$  = fator normalizado.

De acordo com Jiang; Eastman (2000), na CLP, os pesos dos fatores determinam como estes compensam relativamente um ao outro. Entretanto, o nível de compensação não é ajustável, assim assume-se uma compensação total.

Deste modo, após a realização dos procedimentos apresentados anteriormente, obteve-se um mapa final de áreas prioritárias à restauração e ou conservação, por meio da combinação dos fatores e seus respectivos pesos pela CLP. O mapa final foi normalizado para uma escala de 0 a 255, e reclassificado em cinco níveis de prioridade: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

## 5 ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO DE NASCENTES - ICN

### 5.1 Abordagem metodológica

Este método foi elaborado com a intenção de avaliar o estado de conservação de nascentes em microbacias hidrográficas, analisando os fatores de degradação, associando-os às matrizes de inserção (uso e cobertura) à que as nascentes encontram-se inseridas. A Figura 17 apresenta o fluxograma de desenvolvimento metodológico para geração do ICN.

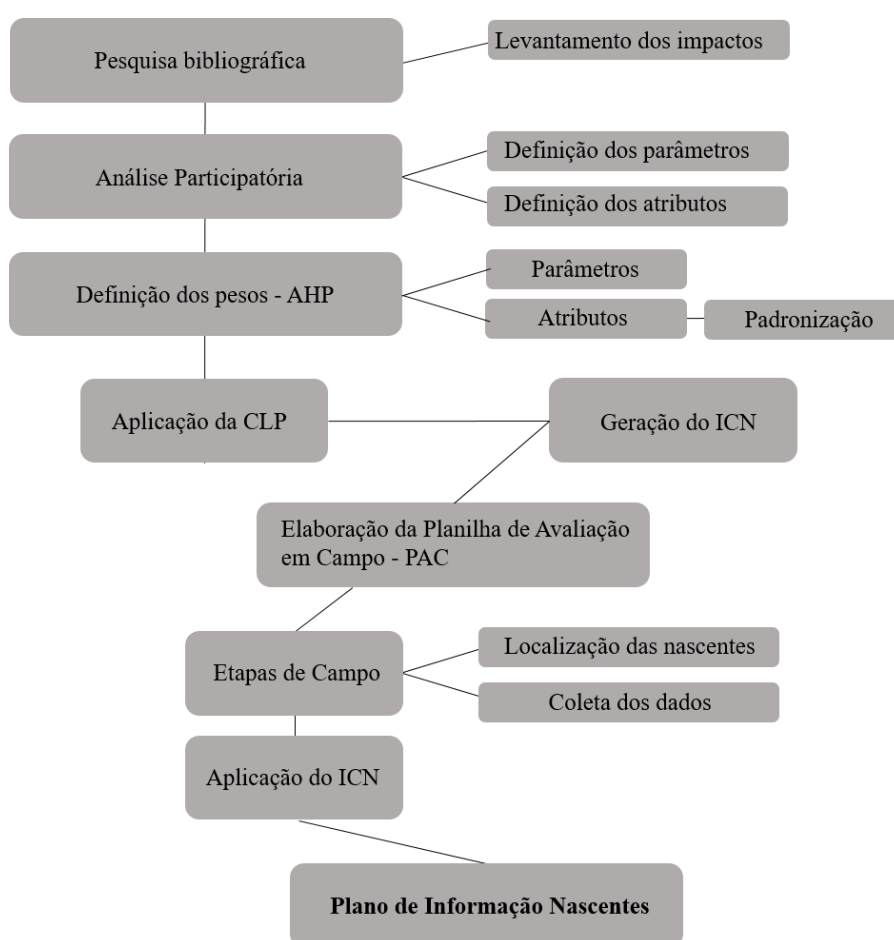


Figura 17: Fluxograma das etapas para elaboração do ICN.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para isto foram pesquisados os principais impactos ambientais que afetam os recursos hídricos superficiais, especificamente nascentes, e ainda, quais os aspectos

ambientais mais afetados pelas interferências antrópicas e o grau dessa interferência sobre os aspectos físico, biológico e socioeconômico.

Com base nas informações obtidas na análise participatória, foram elencados os principais parâmetros de avaliação à serem analisados na obtenção de um índice que considere, as características ambientais à que se inserem as nascentes, bem como os fatores de degradação e seu grau de interferência sobre tais características.

## **5.2 Definição dos parâmetros e atributos de avaliação**

Assim como na etapa anterior, para a definição dos atributos e parâmetros a serem avaliados na geração do ICN, foi aplicada a Análise Participatória, pelo método de AHP de Saaty (1977), item 3.5. Por meio desta análise, os pesquisadores e especialistas definiram quais os parâmetros necessários à obtenção do índice, como também os atributos de avaliação para cada parâmetro elencado.

O passo seguinte consistiu na valoração dos atributos de avaliação de cada parâmetro, e na atribuição de pesos aos parâmetros. Após definidos e valorados os atributos de avaliação, estes foram padronizados para uma escala de mensuração comum.

Tendo valorados os atributos de avaliação, foram definidos os pesos dos parâmetros a serem combinados na aplicação do índice, no processo de análise participatória.

Assim o valor dos atributos, multiplicado pelos pesos dos seus respectivos parâmetros de avaliação, e então somados os resultados para cada parâmetro, deram origem ao índice proposto. Como operador para a combinação dos parâmetros, foi aplicado a CLP, conforme o item 3.9.3, resultando no Índice de Conservação em Nascentes (ICN).

Ao todo foram definidos sete parâmetros de avaliação, sendo estes: erosão, proteção (cerca), vegetação, matriz de inserção, uso antrópico, proximidade à estradas e a residências. Cada parâmetro foi avaliado de acordo com o cenário (atributo) verificado em campo, sendo estes mensurados de acordo com seu nível de interferência, partindo de um cenário ótimo ou (menor valor de importância), para um cenário péssimo ou (maior valor de importância) do atributo. Os parâmetros de avaliação, bem como os atributos que os avaliam e seus valores de importância, estão apresentados a seguir.

### 5.2.1 Erosão

Erosão geológica ou normal ocorre na superfície terrestre sob condições naturais. Já a erosão acelerada é decorrente do aumento da taxa de erosão sobre a erosão geológica ou normal, resultado do desequilíbrio ambiental devido às atividades humanas (MAGALHÃES, 2001).

De acordo com Magalhães (1995), a erosão hídrica pode manifestar-se de três formas principais: erosão laminar, ravinamentos, e sulcos ou voçorocas (Tabela 13).

Tabela 13: Parâmetro de avaliação erosão, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetros	Atributos/Cenários	Valor
Erosão	Sem erosão	1
	Erosão laminar	2
	Sulcos	3
	Ravinas	4
	Voçorocas	5

Fonte: Elaborado pelo autor

A erosão laminar caracteriza-se pelo desgaste e arraste uniforme e suave em toda a extensão de superfície sujeita ao agente intempérico.

Apesar de ser de difícil observação este atributo foi constatado pelo aparecimento de raízes ou mesmo marcas no caule das plantas, onde o solo tenha sido arrastado.

Alguns elementos contribuem para a geração de sulcos erosivos, dentre eles as trilhas, especialmente as de gado, e estradas de acesso, a concentração de águas pluviais, os locais submetidos ao manejo agrícola impróprio, com remoção de cobertura vegetal, a criação intensiva de animais, a abertura de valetas e aceiros e de estradas e carreadores.

Deste modo, esses elementos foram adotados para a constatação das feições de sulqueamento em campo.

Já o ravinamento corresponde ao canal de escoamento pluvial concentrado, apresentando feições erosionais com traçado bem definido. A cada ano o canal se aprofunda devido à erosão das enxurradas podendo atingir até alguns metros de profundidade (BACCARO, 1994), sendo este o parâmetro adotado para a constatação desse atributo de avaliação.

A voçoroca consiste no desenvolvimento de canais nos quais o fluxo superficial se concentra. Formam-se devido à variação da resistência à erosão, que em geral é devida a pequenas mudanças na elevação ou declividade dos terrenos. Voçoroca é o estágio mais avançado de erosão acelerada correspondendo à passagem gradual do processo de ravinamento, até atingir o lençol freático, com o aparecimento de surgências de água.

Existem três tipos de voçorocas: ovóides, coalescentes e lineares. As formas ovóides são mais típicas e apresentam a configuração de um anfiteatro de paredes íngremes na parte superior e um canal estreito à jusante. As formas coalescentes são constituídas por mais de um anfiteatro à montante, sendo resultante de reentrâncias nas paredes laterais, que evoluem de forma independente. As formas lineares apresentam um grande desenvolvimento longitudinal, assemelhando-se a um cânion, mas terminando igualmente por um canal estreito (MAGALHÃES, 2001).

Em campo essas feições foram identificadas, tendo como base as características acima mencionadas.

### 5.2.2 Proteção às nascentes

Para avaliar a proteção às nascentes em relação aos fatores de perturbação, avaliou-se primeiramente a presença ou ausência de vegetação natural, independente do estágio de sucessão.

O isolamento da área da nascente também foi considerado na composição dos atributos, por ser fator fundamental à proteção da vegetação, bem como restringir o acesso à área da nascente. Com base nesses fatores, foram compostos os atributos conforme apresentado na tabela 14.

Tabela 14: Parâmetro de avaliação proteção, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Proteção	Com proteção (vegetação, cerca, sem acesso)	1
	Com proteção e com acesso (vegetação, com cerca, com acesso)	2
	Sem proteção sem acesso (vegetação, sem cerca, sem acesso)	3
	Sem proteção com acesso (vegetação, sem cerca, com acesso)	4
	Sem proteção (sem vegetação, sem cerca, com acesso)	5

Fonte: Elaborado pelo autor.



Deste modo observou-se a cobertura vegetal, a presença ou ausência de cerca de arame ou demais estruturas de isolamento das nascentes, e o acesso facilitado devido à ausência ou ineficiência de condições de isolamento adequadas.

### 5.2.3 Vegetação

Para avaliação do estágio de sucessão, bem como do estado de conservação da vegetação, foi tomada como base a Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP N° 001 de 17 de fevereiro de 1994 (SÃO PAULO, 1994), que regulamenta parâmetros para definição de vegetação primária e secundária e seus estágios de regeneração (ANEXO 1).

Considerando o disposto nesta resolução, foram analisados em campo as seguintes características da vegetação: fisionomia, altura, diâmetro à altura do peito (DAP), presença de epífitas, presença de lianas, serapilheira, indivíduos regenerantes e diversidade biológica. Com base nessas características e afim de representa-las sinteticamente, foram definidos os atributos de avaliação para o parâmetro vegetação. Assim, todos os remanescentes de vegetação foram classificados e mensurados conforme os atributos apresentados na tabela 15.

Tabela 15: Parâmetro de avaliação vegetação, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Vegetação	Vegetação primária	1
	Estágio avançado de sucessão	2
	Estágio médio de sucessão	3
	Estágio inicial de sucessão	4
	Área degradada	5

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a classificação da vegetação, considerou-se ainda, estado de conservação dos remanescentes de vegetação avaliados.

De acordo com o Artigo 3º da Resolução Conjunta IBAMA/SMA N. 01 de 1994, a caracterização dos diferentes estágios de regeneração da vegetação secundária pode variar, de uma região geográfica para outra, dependendo, entre outros fatores, do histórico de uso da terra.

A fim de considerar o estado de conservação da vegetação remanescente, entre os atributos de avaliação do parâmetro vegetação. Foram observados em campo a presença de espécies exóticas invasoras, evidências de pisoteio por animais, efeito de borda e indivíduos de árvores mortas. Deste modo áreas degradadas onde o processo de sucessão é deficiente ou inexpressivo, com predomínio de espécies invasoras, baixo índice de diversidade de espécies e de indivíduos nativos, puderam ser considerados no processo de avaliação da vegetação.

#### 5.2.4 Matriz

Tendo em vista que o estado de conservação de nascentes está intrinsicamente associado à sua matriz de inserção, ou seja, a cobertura do solo predominante onde determinada nascente se encontra, e ainda, os fatores de degradação inerentes à cada classe de uso, foram definidos os atributos de avaliação para o parâmetro matriz de inserção (Tabela 16).

Tabela 16: Parâmetro de avaliação matriz de inserção, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Matriz de inserção	Floresta	1
	Cultura perene (silvicultura, agrossistemas)	2
	Cultura anual (culturas de ciclo curto)	3
	Área degradada	4
	Área urbana ou Mineração	5

Fonte: Elaborado pelo autor.

Como base para mensuração e hierarquização desses atributos, foram utilizados as classes de uso e cobertura e os dados de erodibilidade do solo (Fator C), referentes ao mapa de uso e cobertura do solo do Córrego Ibitinga, (Item 3.6.1).

### 5.2.5 Uso antrópico

Os atributos de avaliação do parâmetro uso antrópico foram definidos e hierarquizados com base na Lei Nº 9.433/1997, que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, em seu Artigo 1º, parágrafo III, que trata, “em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais”. Os atributos foram mensurados ainda com base em Gomes et al. (2005). Os autores mencionam dentre os principais fatores de degradação associados as nascentes por eles analisadas, estão o acesso facilitado, conseqüentemente a deposição de lixo e entulho, à presença de animais e a remoção da cobertura vegetal nativa por supressão ou incêndios (Tabela 17).

Tabela 17: Parâmetro de avaliação uso antrópico, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Uso antrópico	Sem uso por humanos	1
	Captação/Edificações	2
	Presença de lixo e entulho	3
	Uso por animais (presença de animais)	4
	Evidências de incêndio ou supressão da vegetação	5

Fonte: Elaborado pelo autor.

Deste modo os atributos de avaliação do parâmetro uso antrópico foram mensurados e hierarquizados tendo como referência a prioridade de uso aos recursos hídricos e ainda, a evolução dos processos de degradação à que estão sujeitas as nascentes.

### 5.2.6 Distância de estradas

Estradas servem para conectar centros urbanos e para acessar e dar suporte a atividades de uso da terra. Elas se conectam em rede e variam em forma e propósito (FORMAN et al., 2003). No entanto as estradas afetam a atmosfera, o solo, as comunidades humanas em seu entorno e principalmente os recursos hídricos superficiais.

O efeito imediato da construção de uma estrada é a fragmentação das paisagens naturais, que subsequentemente causa o efeito de borda e o isolamento de populações

(MURCIA, 1995; DEVELEY; STOUFFER, 2001; FORMAN et al., 2003; SOUZA et al., 2009).

A área pela qual se estendem os efeitos ecológicos de uma estrada depende do fator biótico e abiótico considerado (FORMAN; DEBLINGER, 1999).

A proximidade de estradas em relação aos fragmentos florestais pode alterar sua riqueza e composição de espécies animais e vegetais (HANSEN; CLEVINGER, 2005; PALOMINO; CARRASCAL, 2007).

A invasão de plantas exóticas, por exemplo, pode atingir até 100 m de distância da estrada (SOUZA, et al., 2009).

Considerando que estradas com maior tráfego apresentam maior influência ecológica, dependendo do tipo de estrada (Forman, 2000), considerou-se para estradas não pavimentadas, a área afetada de 100 m para cada lado entorno da estrada de acordo com a metodologia proposta por SOUZA et al. (2009) (Tabela 18).

Tabela 18: Parâmetro de avaliação distância de estradas, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Distância de estradas em metros	> 100	1
	75 -100	2
	50 - 75	3
	25 - 50	4
	0 - 25	5

Fonte: Elaborado pelo autor.

Assim os atributos de avaliação do parâmetro proximidade com estradas, foram subdivididos em intervalos cuja a maior proximidade, corresponde à maior vulnerabilidade dos recursos hídricos aos fatores de degradação associados à estradas.

### 5.2.7 Distância à residências

A definição e valoração dos atributos de avaliação do parâmetro distância à residências foi realizada com base nos trabalhos realizados por Gomes, et al. (2005) e Felipe, (2014).

Os autores observaram em seus estudos que a proximidade com residências aumenta significativamente a vulnerabilidade das nascentes às ações antrópicas, como a

supressão da vegetação, a captação de água, o lançamento de efluentes por descargas superficiais (a céu aberto) ou subterrâneas (foças negras), e ainda a deposição de resíduos e entulho, e presença de animais, comprometendo a disponibilidade de água em tanto em quantidade quanto em qualidade. Portanto, os atributos de avaliação para este parâmetro, foram subdivididos em intervalos onde, quanto menor a distância, maior a vulnerabilidade das nascentes às interferências antrópicas (Tabela 19).

Tabela 19: Parâmetro de avaliação distância à residências, atributos e seus respectivos valores de importância.

Parâmetro	Atributo/Cenário	Valor
Distância de residências em metros	> 100	1
	75 -100	2
	50 - 75	3
	25 - 50	4
	0 - 25	5

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 5.3 Definição dos pesos dos parâmetros

De maneira análoga a etapa de definição de áreas prioritárias, os pesos aos parâmetros de avaliação do ICN, foram definidos com base na Análise Participatória, onde os juízos de valor dos especialistas foram atribuídos pela aplicação do método do Processo Hierárquico Analítico (AHP), (Item 3.9.1).

A tabela 20 apresenta o cálculo da Taxa de Consistência (TC) obtida para a matriz de comparação pareada (matriz A), na definição dos pesos dos parâmetros de avaliação que compõem o Índice de Conservação em Nascentes.

Tabela 20: Cálculo da Taxa de Consistência da Matriz de Comparação Pareada [A] do ICN

$$\begin{array}{c}
 \mathbf{A} \\
 \left[ \begin{array}{ccccccc}
 1 & 0,33 & 0,33 & 5 & 2 & 0,33 & 5 \\
 3 & 1 & 0,20 & 5 & 2 & 5 & 3 \\
 3 & 5 & 1 & 3 & 2 & 5 & 7 \\
 0,20 & 0,20 & 0,33 & 1 & 0,33 & 0,33 & 0,50 \\
 0,50 & 0,50 & 0,50 & 3 & 1 & 2 & 3 \\
 0,33 & 0,20 & 0,20 & 3 & 0,50 & 1 & 2 \\
 0,20 & 0,33 & 0,14 & 2 & 0,33 & 0,50 & 1
 \end{array} \right]
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{c}
 \mathbf{W} \\
 \left[ \begin{array}{c}
 0,145 \\
 0,219 \\
 0,350 \\
 0,043 \\
 0,121 \\
 0,071 \\
 0,047
 \end{array} \right]
 \end{array}
 =
 \begin{array}{c}
 \mathbf{C} \\
 \left[ \begin{array}{c}
 1,060 \\
 1,689 \\
 2,950 \\
 0,321 \\
 0,897 \\
 0,521 \\
 0,364
 \end{array} \right]
 \end{array}$$

O passo seguinte foi calcular o vetor [D], que é dado pela divisão do vetor [C] pelo valor correspondente no vetor [W] e então, somados os resultados para assim gerar o vetor [D].

$$\mathbf{D} = \left[ \begin{array}{ccccccc}
 \frac{1,060}{0,145} & \frac{1,689}{0,219} & \frac{2,950}{0,350} & \frac{0,321}{0,043} & \frac{0,897}{0,121} & \frac{0,521}{0,071} & \frac{0,364}{0,047}
 \end{array} \right]$$

$$\mathbf{D} = \left[ \begin{array}{ccccccc}
 7,310 & 7,712 & 4,005 & 7,465 & 0,7165 & 7,338 & 7,744
 \end{array} \right]$$

Com base nos valores obtidos no vetor [D], calcula-se a média dos seus elementos, resultando no autovalor máximo ( $\lambda_{\max}$ ) demonstrado pela fórmula 10:

(10)

$$\lambda_{\max} = 7,310 + 7,712 + 4,005 + 7,465 + 0,7165 + 7,338 + 7,744 / 7 = \underline{7,577}$$

O cálculo do Índice de Consistência (IC) é determinado pela subtração do autovalor máximo pelo tamanho da matriz, dividido pelo tamanho da matriz menos um, conforme apresentado abaixo na fórmula 11.

( 11 )

$$IC = 7,577 - 7 / 7 - 1 = \underline{0,096}$$

O cálculo da Taxa de Consistência (TC), é resultado da divisão do Índice de Consistência (IC), pelo valor respectivo do Índice Randômico (IR) (Tabela 12). Deste modo, o valor da TC, para a matriz de comparação pareada com sete parâmetros de avaliação é obtido pela aplicação da fórmula 12:

( 12 )

$$TC = IC / IR$$

### **5.3.1 Combinação Linear Ponderada.**

Tendo estabelecidos, valorados, normalizados os atributos e definidos os parâmetros de avaliação e seus respectivos pesos de compensação, foi necessário combiná-los para a composição do índice. Para tal, foi aplicada a CLP (Item 3.9.3), para a combinação dos parâmetros e geração do índice final.

Deste modo, o valor de cada atributo pôde ser multiplicado pelo peso do seu respectivo parâmetro de avaliação. A combinação dos resultados para cada parâmetro pela CLP, definiu o índice proposto e posteriormente, os intervalos e as classes de conservação que os representam.

### **5.3.2 Índice de Conservação em Nascentes**

Com base na multiplicação do valor dos atributos pelo peso dos parâmetros, e pela combinação dos parâmetros pela CLP, gerou-se o índice de Conservação em Nascentes (ICN). A tabela 21 ilustra um exemplo de como o índice é estruturado e quais os intervalos das classes de conservação estabelecidas pelo índice gerado.

Tabela 21: Estrutura de aplicação do Índice de Conservação em Nascentes (ICN)

Solo	Proteção	Vegetação	Matriz de Ins.	Uso Antrópico	Prox. estradas	Prox. residências	ICN
<b>0,1452</b>	<b>0,2192</b>	<b>0,3505</b>	<b>0,04382</b>	<b>0,1215</b>	<b>0,0717</b>	<b>0,0477 = 1</b>	
1	1	1	1	1	1	1	<b>1 A</b>
2	2	2	2	2	2	2	<b>2 B</b>
3	3	3	3	3	3	3	<b>3 C</b>
4	4	4	4	4	4	4	<b>4 D</b>
5	5	5	5	5	5	5	<b>5 E</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Considerando que a soma dos pesos dos parâmetros de avaliação (matriz W) é obrigatoriamente igual a 1, os valores dos atributos multiplicados pelo peso do seu respectivo parâmetro de avaliação, e somados os valores de cada parâmetro, gerou-se um índice com um intervalo de 1 à 5.

A classificação das nascentes pelo ICN se dará pelo enquadramento destas em um intervalo de 1 (A) à 5 (E), onde o valor 1 representa o estado de conservação preservado e 5 um cenário de conservação altamente degradado das nascentes.

Sendo assim, a fim de agrupar nascentes que se encontram com valores de avaliação próximos, o intervalo estabelecido pelo índice foi subdividido, ficando assim classificados: (1 - classe A) preservada, (1 a 2 - classe B) perturbada, (2 a 3 - classe C) baixa degradação, (3 a 4 - classe D) degradada, e (4 a 5 - classe E) altamente degradada.

### 5.3.3 Planilha de Avaliação em Campo

A fim de subsidiar a coleta de informações *in situ*, foram elaboradas duas planilhas de avaliação em campo (PAC), contendo as alternativas para avaliação dos parâmetros e seus respectivos atributos, e ainda, para o parâmetro vegetação, foi elaborada uma segunda planilha, na qual o conjunto de alternativas determinam os tipos de vegetação (primária e secundária) e o estágio sucessional da vegetação (inicial, médio e avançado).

As planilhas de avaliação são apresentadas no Anexo 1.

### 5.3.4 Etapas de Campo

As etapas de campo foram realizadas em três períodos, compreendendo os anos de 2014, 2015 e 2016, mais especificamente nos meses de outubro e novembro de cada



ano, caracterizando o final da estação seca para a região (Item 3.1.3). Optou-se pela realização dos trabalhos de campo nos meses de menor índice pluviométrico (Figura 6), a fim de confirmar a perenidade das nascentes identificadas.

A primeira etapa ocorreu no ano de 2014 e consistiu na localização, georeferenciamento, levantamento dos principais fatores de degradação e análise preliminar do estado de conservação das nascentes identificadas. Para a localização das nascentes, a rede de drenagem foi percorrida no sentido de jusante para montante, de modo a identificar o exato ponto de exfiltração de água. Para a tomada de coordenadas e cota altimétrica das nascentes, foi utilizado um aparelho GPS de navegação.

A segunda etapa ocorreu no ano de 2015, nesta etapa foram coletadas as informações a serem avaliadas pelo Índice de Conservação em Nascentes.

Considerou-se como perímetro de análise para a coleta dos dados um raio mínimo de 50 m do ponto de exfiltração, em função dos limites mínimos estabelecidos pela Lei 12.561/2012, para Áreas de Preservação Permanente (APP), no entorno de nascentes. Entretanto, considerando ainda que as pressões sobre essas áreas, tem relação direta com o uso e cobertura do entorno, o perímetro pode ser estendido, de modo a avaliar também a vulnerabilidade das nascentes e APPs, às características de degradação inerentes as classes de uso e cobertura do solo à que se inserem as nascentes.

A última etapa dos trabalhos de campo foi realizada no ano de 2016, nesta etapa foi realizado o monitoramento das nascentes identificadas bem como a atualização das informações referentes aos parâmetros de avaliação do ICN. Ao final desta etapa foi realizado o registro fotográfico das nascentes e dos atributos (cenários) avaliados em campo.

Com base nas informações obtidas nas etapas de campo, foi aplicado o Índice de Conservação em Nascentes. A classificação obtida na aplicação do índice foi combinada a localização das nascentes, gerando um plano de informação composto pela distribuição espacial das nascentes identificadas na microbacia hidrográfica do Córrego Ibitinga, e sua classificação em relação ao ICN.

## 5.4 Espacialização dos dados

Embora o plano de informação nascentes apresente os dados sobre o estado de conservação e a distribuição espacial das nascentes nos limites da microbacia, essa informação foi representada pontualmente.

Na tentativa de representar espacialmente os resultados da aplicação do ICN, os dados referentes à localização e estado de conservação, foram submetidos ao processo de elaboração e reclassificação do mapa de proximidade à nascentes.

Para gerar o mapa de proximidade foi aplicada em um SIG, a função distancia euclidiana, que calcula, para cada célula, a distância euclidiana para a fonte mais próxima. Esta função gera um gradiente de valores a partir de um ponto, linha ou polígono, que aumenta ou diminui à medida que se afasta ou aproxima da feição determinada. No caso do mapa de proximidade, este gradiente de valores representa que, quanto mais próximo à feição de interesse, maior o valor do pixel (célula) ou maior a prioridade.

Primeiramente o plano de informação nascentes, foi subdividido pelas classes do ICN, passando a compor cinco planos de informação, referentes a cada classe de conservação.

A figura 18 ilustra os procedimentos metodológicos aplicados na espacialização dos dados pontuais, para cada classe do ICN.

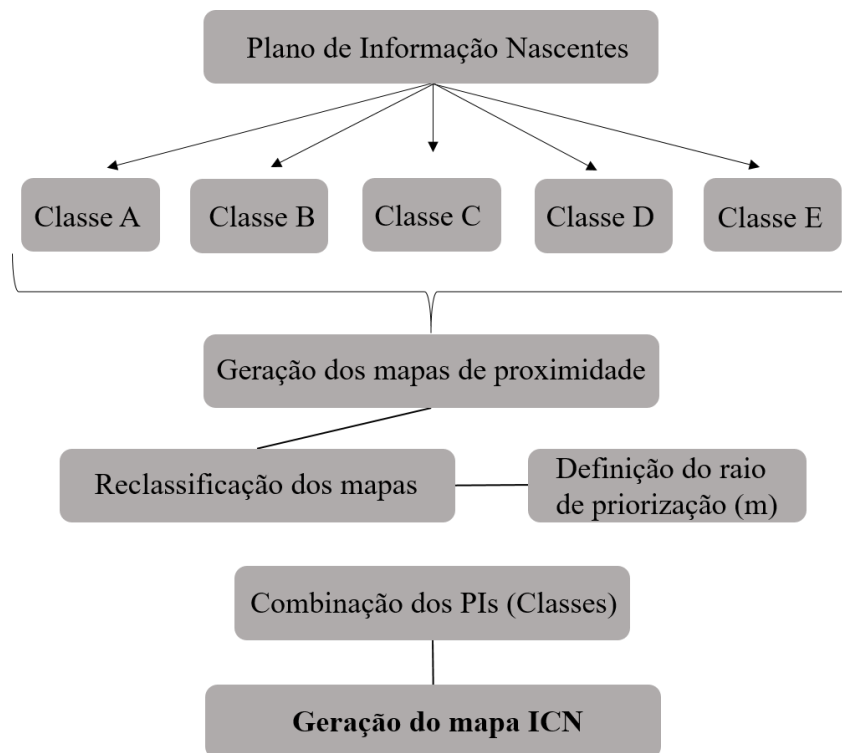


Figura 18: Fluxograma do procedimento para espacialização dos dados do ICN.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base nos planos de informação organizados separadamente, foi gerado um mapa de proximidade para cada uma das classes do ICN.

Neste ponto foi possível definir a distância máxima a ser considerada para a distribuição das classes de prioridade. O perímetro de priorização foi definido em função da Lei nº 12.561/2012, sendo estabelecido um raio de cinquenta metros, e atribuído à este a classe de maior prioridade, as demais classes foram distribuídas de modo que, o nível de prioridade diminui, à medida que se distanciam da classe de maior prioridade. O perímetro máximo considerado nesta análise, se deu pela distância e distribuição relativa entre as nascentes na microbacia do Córrego Ibitinga, podendo variar em outras micro, sub e ou bacias hidrográficas, em função das características morfométricas específicas de cada bacia.

Neste procedimento, a fim de evitar a extrapolação dos dados de proximidade para fora dos limites da microbacia, o limite máximo definido para geração do mapa de proximidade foi de 300 m, e o tamanho da célula (pixel) utilizado na geração dos mapas foi de 5 m. Foram realizados ainda, testes, aplicando limites de espacialização distintos (50, 100 e 200 m), afim de verificar a aplicação do método em bacias que possuam características morfométricas diferentes.

Após gerados e normalizados os mapas de proximidade para cada classe de conservação, os mesmos foram combinados para novamente compor um único plano de informação. Para a combinação dos mapas de proximidade, foram atribuídos pesos de compensação de modo à hierarquiza-los, em função das classes do ICN, porém, considerando um igual intervalo de valor entre as classes. A tabela 22 apresenta os pesos atribuídos à cada classe do ICN, e o intervalo que as hierarquiza no mapa final.

Tabela 22: Pesos de fator atribuídos na combinação das classes do ICN.

<b>Classes</b>	<b>Pesos (%)</b>
A	10
B	15
C	20
D	25
E	30
Total	100%

Fonte: Elaborado pelo autor.

O mapa final foi então normalizado para uma escala de 0 a 255, e reclassificado pela aplicação de uma função linear crescente, resultando em uma correlação diretamente proporcional dos dados espacializados, ou seja, quanto maior o valor do índice de conservação, maior o nível de prioridade correspondente no mapa de ICN (Tabela 23).

Tabela 23: Normalização dos valores do ICN para níveis de prioridade, do mapa de áreas prioritárias.

<b>PI. ICN</b>	<b>Est. Conservação</b>	<b>Mapa ICN</b>	<b>Prioridade</b>	<b>Classes</b>
1	Preservada	0 - 64	Muito Baixa	<b>A</b>
2	Perturbada	64 - 98	Baixa	<b>B</b>
3	Baixa degradação	98 - 130	Média	<b>C</b>
4	Degradada	130 - 160	Alta	<b>D</b>
5	Alta degradação	160 - 255	Muito Alta	<b>E</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base nessas informações foi gerado um mapa do Índice de Conservação em Nascentes da microbacia do Córrego Ibitinga, apresentado em escala de representação contínua de 0 a 255.

### **5.5 Validação dos Resultados**

Para verificar a distribuição dos resultados, se normal ou não, e a fim de selecionar o teste estatístico de correlação adequado, aplicou-se o teste de aderência à normalidade de Shapiro-Willk. Como a hipótese de normalidade não foi verificada para todos os grupos, aplicou-se um teste não paramétrico. Para dados que apresentam distribuição normal, é recomendada a aplicação do teste de correlação de Pearson, e quando não ocorre essa normalidade, o indicado é o teste de correlação de Spearman (COSTA NETO; OLIVEIRA, 2002). Todo o processamento estatístico foi realizado no ambiente do software R.

Com base do teste de normalidade, foi definido o tratamento estatístico a ser aplicado para a análise e validação dos dados.

Para extração e comparação dos valores de pixel dos dois mapas gerados, foram aplicados os pontos de localização das nascentes obtidos no ICN, e ainda numa malha regular de pontos amostrais, gerada com intervalos de 50 m entre pontos, restrita à distância máxima de proximidade estabelecida para as nascentes (300 m).

Deste modo, foram extraídos os valores do pixel correspondente aos pontos no mapa de áreas prioritárias, e no mapa do ICN, normalizados para uma escala de 0 a 255. Assim, os dados puderam ser comparados e os resultados interpretados, considerando a característica pontual, os resultados da espacialização do ICN e a correlação de ambos, com o mapa de áreas prioritárias.

## 6 RESULTADO E DISCUSSÃO

### 6.1 Uso e cobertura do solo

O mapa de uso e cobertura do solo apresenta as classes de uso e cobertura do solo ocorrentes na microbacia do Córrego Ibitinga.

Conforme pode ser observado na figura 19, na parte baixa da microbacia à oeste, predomina a silvicultura, na área coberta pela Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, na parte médio alta da microbacia, ocorre a cultura de cana-de-açúcar, confrontando-se à leste, na parte alta, com a matriz de pastagem, sendo estas, as classes de uso e cobertura mais expressivas.

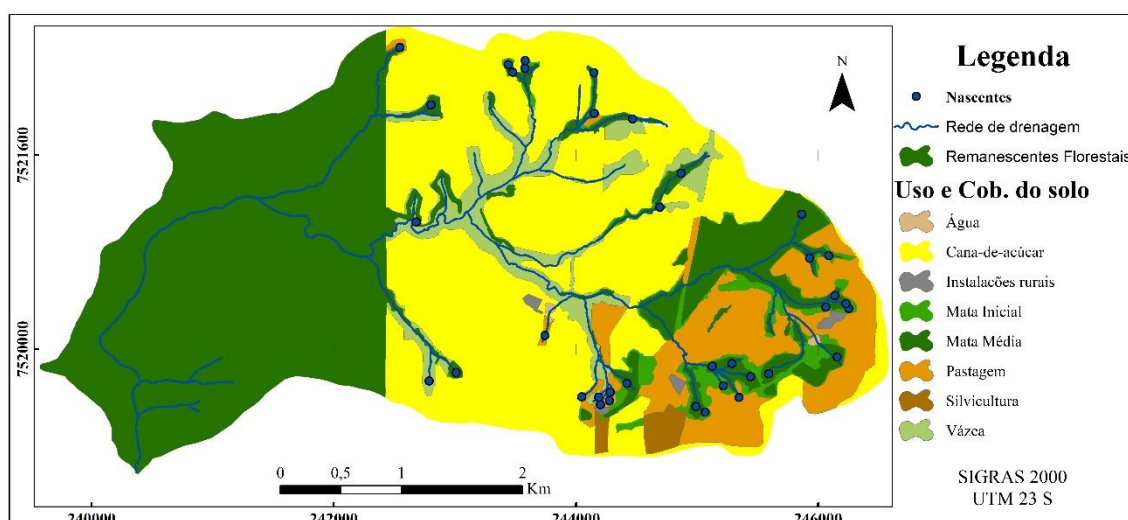


Figura 19: Uso e Cobertura do solo, rede de drenagem e localização das nascentes identificadas na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado Pelo Autor

Observa-se o predomínio do cultivo de cana-de-açúcar, da silvicultura (FEENA) e na porção da alta microbacia, os remanescentes florestais nativos em meio às matrizes de pastagem à e cana-de-açúcar.

As áreas de silvicultura, majoritárias espacialmente, (Tabela 24) com maior importância para a porção da bacia cultivada com eucalipto na FEENA, permitem o estabelecimento do sub bosque e a formação da serrapilheira e, assim, oferecem proteção ao solo.

As superfícies ocupadas pela cana de açúcar possuem manejos que visam a conservação, como terraceamentos, curvas de nível e em alguns pontos, faixas de vegetação. Em situação mais preocupante, as pastagens não possuem práticas conservacionistas adequadas; em algumas áreas existem curvas de nível ou terraceamento, mas, deveriam ser feitas manutenções no pasto, devido ao pisoteio do gado. Em outras áreas de pastagens inexistem qualquer prática conservacionista, potencializando a dinâmica erosiva nessas áreas (PINHEIRO, 2012).

Tabela 24: Classes de uso e cobertura do solo presentes na microbacia do Córrego Ibitinga

<b>Classes de Uso</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Área (%)</b>
Pastagem	163,33	9,63
Mata inicial	76,89	4,53
Mata media	87,35	5,15
Silvicultura	641,85	37,86
Água	7,08	0,42
Instalações rurais	5,15	0,30
Várzea	122,33	7,21
Cana-de-açúcar	591,55	34,89
<b>Total</b>	<b>1695,53</b>	<b>100</b>

Fonte: Elaborado Pelo Autor

De acordo com Vettorazzi (2006), uma das consequências marcantes do processo de expansão agropecuário na região foi a fragmentação dos ecossistemas naturais, e considerando florestas tropicais, esta fragmentação resulta em uma série de ameaças à conservação da biodiversidade regional, bem como à conservação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (IPEF, 2001).

De acordo com Sartori (2012), a vegetação pode ser considerada um importante indicador das condições ambientais de uma região, pois protege o solo, reduz o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de servir de habitat para animais silvestres, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica.

Em relação à cobertura vegetal nativa na microbacia do Córrego Ibitinga, esta, encontra-se fragmentada, restrita em sua maioria aos canais de drenagem e à fragmentos dispostos à leste da microbacia, em grande parte associados à relevos mais acentuados, parte alta (cabeceira), circundados por matrizes de pastagem e cana de açúcar.

Há também a ocorrência de vegetação rasteira de fundo de vale. Nessas áreas a baixa declividade, aliada à proteção oferecida pela vegetação, diminuem o potencial

erosivo. As áreas de vegetação natural oferecem a maior proteção ao solo e estão localizadas próximas aos cursos hídricos e, em sua maioria, no setor leste da microbacia, entretanto, em grande parte da microbacia essa vegetação ripária é deficiente ou até mesmo inexistente.

Com base nos dados de erodibilidade do solo (DONZELLI et al., 1992), os valores de (C), foram atribuídos as classes de uso e ocupação do solo ocorrentes na microbacia, de modo à hierarquiza-las em função do seu potencial de erosão.

De acordo com o índice de risco de erosão ou capacidade de uso permissível (UMP), e a atribuição do fator (C), às respectivas as classes de uso e cobertura do solo, estas ficam assim hierarquizadas: cana-de-açúcar (0,05), seguida por silvicultura (0,0489) e pastagem (0,0075), já a classe vegetação natural (0,00004) não apresenta potencial de erodibilidade significativo.

Valente (2005), utilizou o uso e cobertura do solo entre os planos de informação, para definição de áreas prioritárias à conservação e preservação florestal, por meio da abordagem multicriterial. Segundo a autora, o mapa de uso e cobertura foi tomado como base para obtenção dos planos de informação cobertura florestal, fragmentos de maior área nuclear, centros urbanos e malha viária.

No entanto, para os objetivos desta pesquisa o plano de informação uso e cobertura do solo foi combinado aos PIs. declividade e erodibilidade do solo, para geração do fator susceptibilidade erosiva a ser combinado aos demais fatores para gerar o mapa de áreas prioritárias à recuperação.

## **6.2 Erodibilidade do solo**

De acordo com Bertoni; Lombardi Neto (1990), o significado de erosão do solo é diferente de erodibilidade do solo. Segundo os autores, a erosão de uma dada área ocorre em função das características edafoclimáticas e cobertura vegetal. Entretanto, alguns solos são naturalmente mais erosivos que outros, mesmo em condições de declividade, pluviosidade, cobertura e manejo semelhantes.

A erodibilidade do solo tem sido amplamente implementada em estudos envolvendo análises espaciais por meio de metodologias multicritério, podendo ser aplicada tanto diretamente, quando aplicada como fator, ou indiretamente, quando é combinada à outros PIs, na composição de um fator (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).



Para efeitos desta pesquisa, fez-se o uso indireto do plano de informação erodibilidade, utilizando-o na composição do fator susceptibilidade erosiva.

A figura 20 apresenta o plano de informação erodibilidade do solo obtido a partir da Carta Pedológica (Item 3.1.5) e reclassificado segundo a Embrapa (2006).

Pode-se observar a predominância de Argissolos na maior parte da microbacia, nas áreas de cabeceira ao leste, ocorrem Neossolos Litólicos, associados aos limites da microbacia. Já na parte baixa, ao oeste, ocorrem solos mais desenvolvidos, Latossolos e Gleissolos. Ocorrem Gleissolos também na porção central da microbacia associados às áreas de várzea e canais de drenagem, circundados por Argissolos.

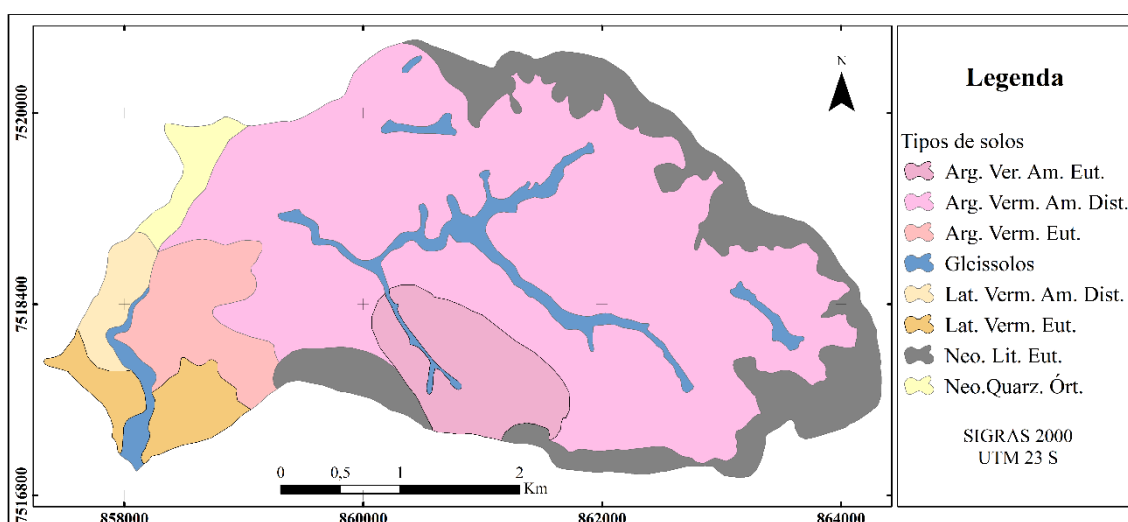


Figura 20: Plano de informação erodibilidade do solo: Distribuição das classes de solo ocorrentes na Microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Modificado de Pinheiro, (2012).

Os dados espaciais referentes as classes de solo ocorrentes na microbacia do Córrego Ibitinga, foram ainda associados aos valores do fator (K) (Item 3.6.2), que determinam a erosividade natural do solo. Deste modo as classes de solo com maior potencial de erosividade foram os Argissolos, com valores de erosividade entre 0,0438 e 0,0228, seguidos do Neossolo Litólico Eutroférico 0,025 e Neossolo Quazzarrênico Órtico (0,0223), Latossolos entre 0,0133 e 0,0122 e com menor Fator k, a classe dos Gleissolos com 0,0044 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

De acordo com Pinheiro (2012), As classes com perdas de solo menores que 20 ton./ha/ano ocupam quase 70% da área da bacia, e que a grande concentração destes valores, situa-se nos limites da FEENA.

Segundo o autor, as maiores perdas de solo, principalmente acima de 50 ton./ha/ano, concentram-se no médio curso do Córrego Ibitinga, associados à cultura de cana-de-açúcar, no entanto, também ocorrem, em menor quantidade no alto curso, e que as maiores variações foram determinadas pela cobertura vegetal e pela declividade do terreno.

### **6.3 Declividade**

O plano de informação relevo, obtido a partir das cartas topográficas do IGC, apresenta as características topográficas da microbacia do Córrego Ibitinga. Observa-se baixa amplitude altimétrica variando de 585 à 755 m, com maiores inclinações na porção leste ou cabeceira da microbacia e ainda na porção noroeste, associadas ao canal de drenagem do Córrego Ibitinga.

Na porção da médio bacia, verifica-se um relevo suave, variando entre 600 e 670 metros, com maiores inclinações nas dissecações associadas aos canais de drenagem.

Em relação as características das vertentes, dadas pelo substrato rochoso, pelo solo e pela declividade, ocorrem formas variadas (Figura 21).

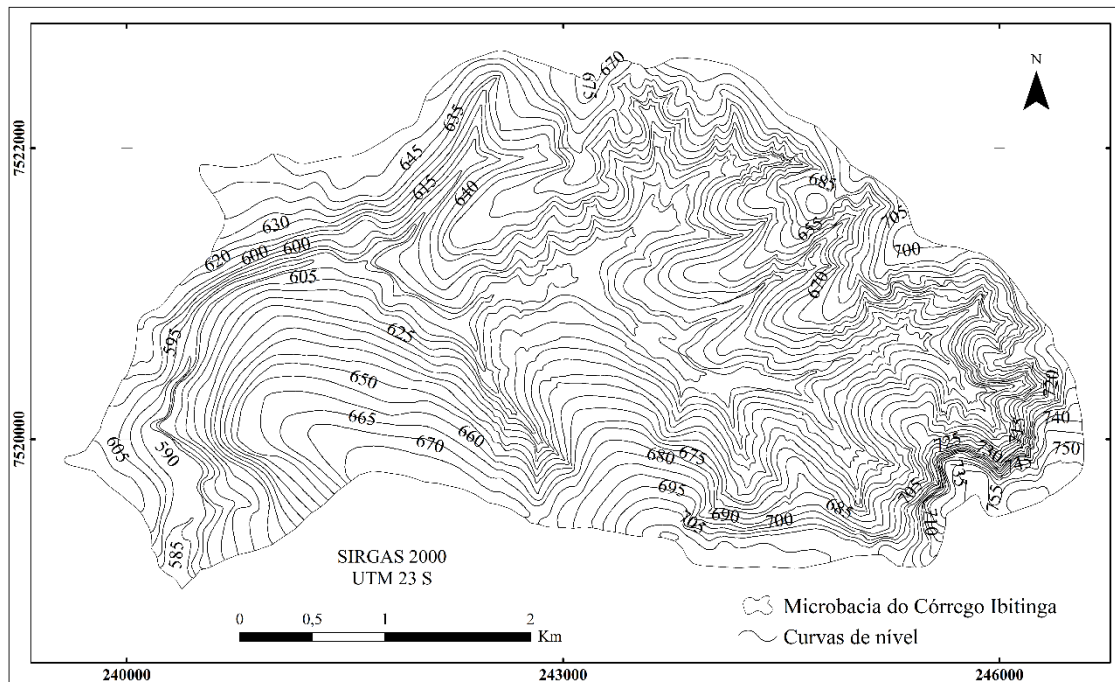


Figura 21: Relevo da microbacia do Córrego Ibitingam, representado pelas curvas de nível com equidistância entre curvas de 5 m.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Contudo, constata-se que as vertentes vinculadas à ocorrência da Formação Serra Geral e, conseqüentemente, dos Latossolos, apresentam, com maior frequência, formas retilíneas, caracterizadas por grande continuidade espacial. Tais formas também ocorrem sobre outras litologias, porém, nestes casos, são mais fragmentadas e com menor extensão, como nos Argissolos e Neossolos (Figura 20).

No setor leste da bacia apresentam em maior concentração as vertentes côncavas, que correspondem ao setor de nascentes do Córrego Ibitinga. Estas vertentes, geralmente, caracterizam-se por concentrarem água, dando origem, na maioria das vezes, a canais fluviais de primeira ordem. Já as formas convexas vão ocorrer em diversos setores da bacia, não apresentando grande continuidade espacial, visto que se encontram interceptadas pelas outras formas já descritas.

Com base nos dados topográficos, foi obtido o mapa de declividade, tendo em vista a necessidade de conversão de dados vetoriais em matriciais para a posterior elaboração dos fatores a serem combinados no processo de AMC, na definição de áreas prioritárias.

Utilizando os dados matriciais, o plano de informação foi classificado segundo a Embrapa (1979) em seis classes de declividade (Figura 22).

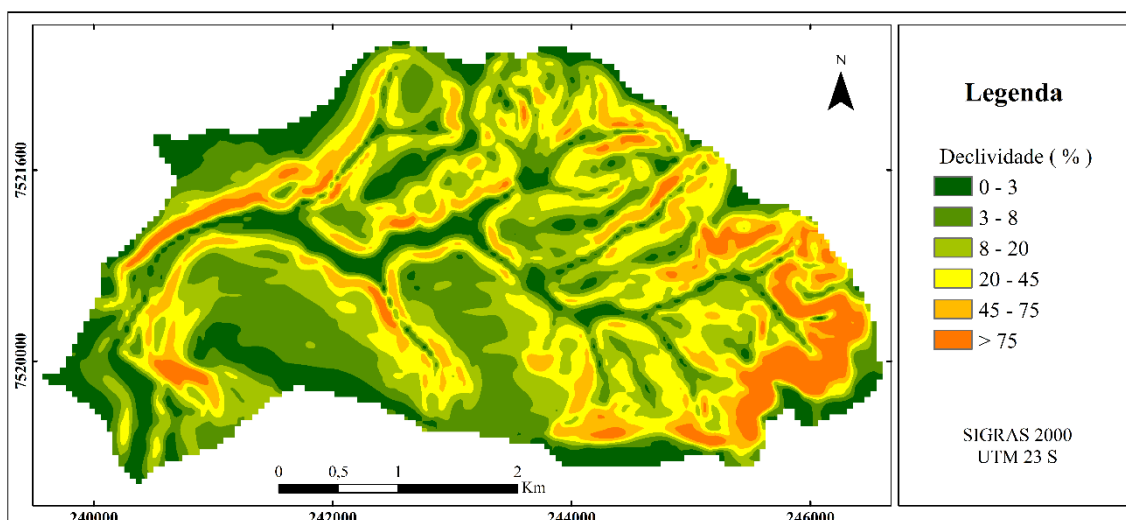


Figura 22: Plano de informação Declividade do terreno na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Observa-se as maiores declividades na parte leste da microbacia, na cabeceira de drenagem, com declividades entre 45 e 75 %.

Conforme pode ser observado, em função do relevo relativamente suave, as maiores declividades estão associadas às regiões da alta bacia à leste, com declividades superiores à 75 %. Nas porções médio alta, médio e baixa da bacia, predominam declividades abaixo de 20 %, porém, nas dissecções, ao longo dos canais de drenagem as declividades variam entre 20 e 45 % e em alguns trechos dos canais, acima de 75 %.

Nesta pesquisa o plano de informação declividade teve caráter importante associado aos planos de informação uso e cobertura e erodibilidade do solo, fatores C e K respectivamente, devido sua relevância na composição do fator susceptibilidade erosiva a ser combinado no processo de AMC.

#### 6.4 Estradas e vias de acesso

Embora as estradas sejam importantes do ponto de vista sócio econômico e cultural, sua proximidade torna-se potencialmente degradante considerando os fatores erodibilidade do solo, vegetação, visto que, estradas e carreadores concentram e direcionam os sedimentos transportados aos corpos hídricos podendo assoreá-los, além

de elevar a vulnerabilidade à supressão e fragmentação da vegetação natural e demais fatores de degradação inerentes às estradas.

A figura 23 apresenta o plano de informação contendo as estradas e vias de acesso existentes na microbacia do Córrego Ibitinga.

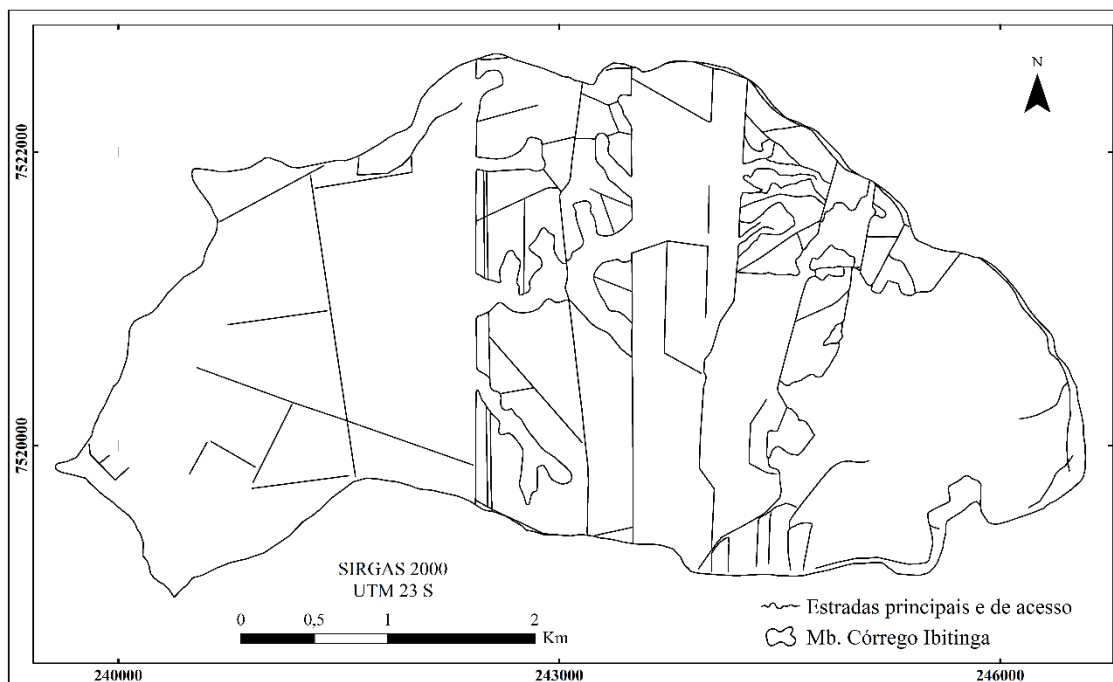


Figura 23: Plano de informação estradas e vias de acesso na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nota-se a maior concentração de estradas na parte meridional da médio bacia, associadas às áreas de cultivo de cana-de-açúcar, à oeste, as principais estradas dentro dos limites da FEENA, apresentando feições mais retilíneas e ainda, ao leste da microbacia a baixa densidade de estradas, associadas neste ponto à áreas de cabeceira, cujo uso predominante é a pastagem.

Esses carregadores foram considerados nesta pesquisa como fatores de degradação, por estarem normalmente em contato direto com as áreas de APPs, próximos a cursos hídricos, sejam em nascentes ou ao longo das drenagens.

De acordo com Souza et al. (2009), cerca de 4% do território do Estado de São Paulo está sob influência ecológica das estradas. De acordo com os autores, 70 das 112 Unidades de Conservação (UCs) são afetadas pelas estradas e ainda, quanto maior a área das UCs, maior a área absoluta afetada pelas estradas.

Quando a vegetação é fragmentada por estradas, ela fica mais vulnerável a impactos: aumenta-se o efeito de borda, a invasão de espécies exóticas e torna-se mais fácil o acesso humano em áreas antes remotas (GOOSEM, 2007). Assim, a vegetação é mais instável e possui menor capacidade de se recuperar de distúrbios em regiões mais próximas às estradas (SAUNDERS et al., 1991).

Dessa forma, as estradas são um fator que deve ser considerado no planejamento ambiental e na definição de áreas prioritárias para conservação e recuperação, já que geram tanto fatores diretos (perda de habitats) quanto indiretos (fragmentação e degradação de habitat) para a redução de ecossistemas e serviços ecossistêmicos prestados (GENELETTI, 2004).

### **6.5 Remanescentes florestais nativos**

Dentre os remanescentes, foi considerada a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, que, embora seja coberta predominantemente por silvicultura, representa um importante fragmento florestal em nível de paisagem regional e ainda por se tratar de uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável (IF, 2005). Deste modo, para efeito desta pesquisa a FEENA, foi considerada como sendo um importante remanescente florestal na composição da paisagem na microbacia do Córrego Ibitinga.

A figura 24 apresenta o mapa dos remanescentes florestais nativos identificados na microbacia do Córrego Ibitinga.

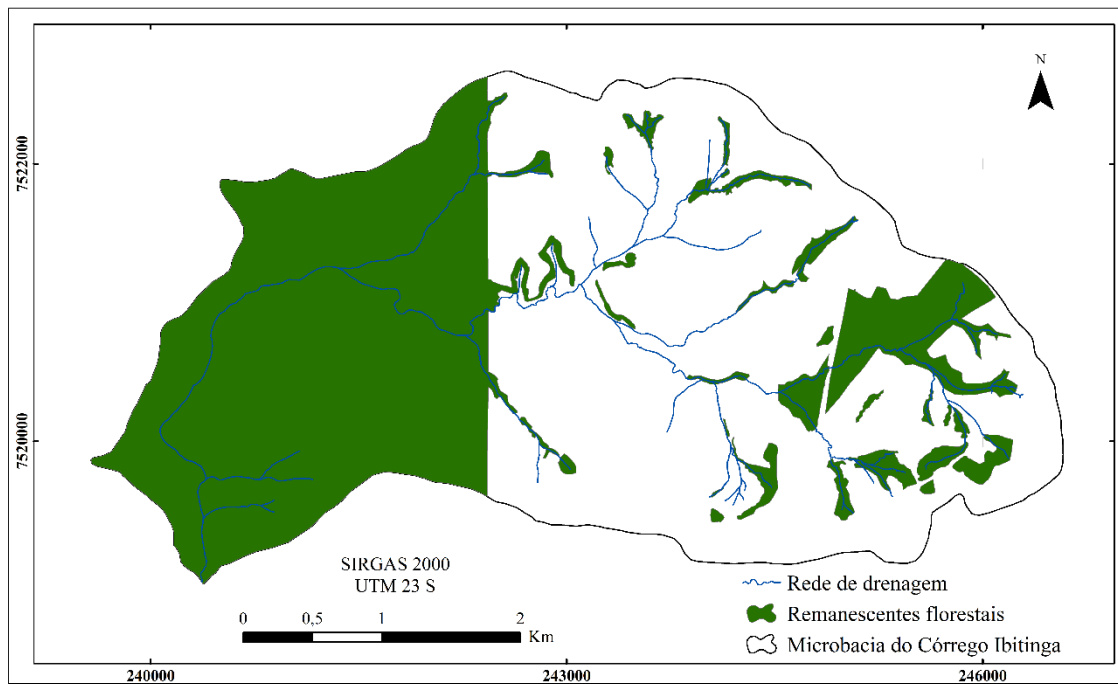


Figura 24: Plano de informação Remanescentes Florestais.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A oeste na porção baixa da microbacia, área coberta pela FEENA, na cabeceira de drenagem observa-se a presença dos fragmentos de maior área.

Pode-se observar a concentração dos fragmentos de maior área, na parte leste da microbacia, associados às declividades mais acentuadas na cabeceira da bacia. Observa-se ainda fragmentos menores dispersos na paisagem, em grande parte associados à Áreas de Preservação Permanente APP ao longo dos canais de drenagem, e na maioria dos casos, restritas à eles.

Embora esses fragmentos ciliares ocorram, esses apresentam-se descontínuos, diferente do que preconiza o conceito de vegetação ciliar, que define faixa de vegetação natural contínua ao longo dos cursos de água.

Segundo Sartori (2012), conforme as paisagens florestais tornam-se fragmentadas, as populações das espécies são reduzidas, os padrões de migração e dispersão são alterados e os habitats tornam-se expostos a condições externas adversas anteriormente inexistentes.

De acordo com Vettorazzi (2006), a integridade do sistema ripário é um dos fatores fundamentais para resiliência de bacias hidrográficas, ou seja, sua capacidade de sofrer alterações sem perder significativamente sua funcionalidade hidrológica.

Deste modo os remanescentes florestais consistiram em um aspecto fundamental considerando o processo de priorização de áreas, tendo em vista a produção de água e conservação dos recursos hídricos.

## **6.6 Mapas de fatores**

Os mapas de fatores definidos na etapa de análise participatória, foram elaborados tendo como base os planos de informação gerados para fins desta pesquisa.

Considerando que os fatores elencados na análise possuem escalas de mensuração distintas, estes foram normalizados, antes da combinação pela CLP.

Foram elaborados os mapas de fatores: susceptibilidade erosiva, proximidade à rede hidrográfica, proximidade à estradas e proximidade à remanescentes florestais.

### **6.6.1 Susceptibilidade erosiva**

O fator susceptibilidade erosiva é resultado da combinação dos planos de informação declividade (S) em %, uso e cobertura do solo (C) e Erosividade natural do solo (K) em  $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

Ambos os planos de informação foram combinados tendo como base uma escala comum de 0 a 255 (bits), e ainda, considerando um igual peso de compensação entre eles. A figura 25 apresenta o resultado da combinação dos planos de informação (S, C e K).



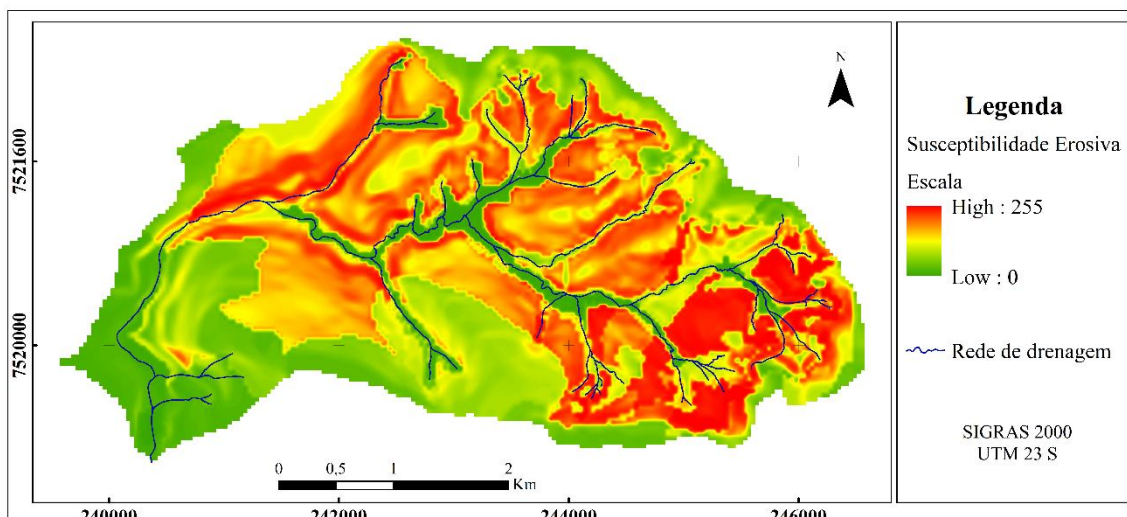


Figura 25: Mapa de susceptibilidade erosiva e rede de drenagem da microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Este fator deu maior ênfase aos solos mais erodíveis, em maior declividade e vulnerabilidade em função do uso e cobertura, e nestas condições, encontram-se mais suscetíveis aos processos erosivos.

Observa-se que os maiores valores de susceptibilidade erosiva estão localizados à leste e sudeste da micobacia e também associados aos canais de drenagem, sendo estas áreas de maior declividade. Também a sudeste de acordo com o mapa de uso e cobertura do solo, predominam matrizes de pastagem, que corroboram para os maiores valores de susceptibilidade erosiva dos solos nesta região.

Nesta região os solos que apresentam maior susceptibilidade foram os Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico e Neossolo Litólico Eutroférico. Já na porção da baixa bacia, ocorrem os Latossolos e Gleissolos com menor valor de susceptibilidade.

Cunha (1997), em seu estudo na microbacia do Córrego Santo Antônio, verificou a existência de um grande setor na porção baixa da bacia onde estão a maior parte dos Latossolos ocorrentes na microbacia.

Segundo Bertoni; Lombardi Neto (2012), a topografia, representada pela declividade e pelo comprimento das vertentes, tem grande influência sobre a erosão. O tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água dependem da intensidade do fluxo da drenagem, que é representado pelo grau de declive do terreno,

que determinam a potencialidade da erosão (TUNDISI et al., 2006; BATISTELLA; VALLADARES, 2009).

De acordo com Machi et al. (2007), a maior parte das nascentes vinculadas ao Córrego Ibitinga tem sua origem sobre um degrau topográfico sustentado pela Formação Serra Geral, e, na sequência de seu curso, atingem a Formação Pirambóia, constituída por material arenítico, de grande fragilidade erosiva. Estas características geológicas potencializam a velocidade do escoamento da água e implicam em contatos litológicos que indicam suscetibilidade a ação dos processos morfogenéticos, caracterizados por esta discordância erosiva.

Em situações em que a vegetação encontra-se degradada, constatou-se que o material remobilizado das vertentes atinge o leito do córrego e canais de drenagem, modificam a forma do vale, gerando processos de retomada erosiva, como foi observado em campo, no Córrego Ibitinga.

Machi et al. (2015) analisando a qualidade das águas do Córrego Ibitinga, mencionam que, de acordo com os resultados obtidos no monitoramento, estima-se que o transporte anual de sólidos dissolvidos devido ao intemperismo das rochas da bacia do Córrego Ibitinga é de 2624 toneladas. Já os processos erosivos são responsáveis pelo carreamento de 656 toneladas de solo anualmente. Além disso, os resultados indicam retenção anual de 533 e 410 toneladas de sólidos totais dissolvidos e em suspensão, respectivamente.

Neste contexto a susceptibilidade erosiva é considerada como um importante fator na composição de estudos que tenham como objetivo à conservação e manutenção dos recursos hídricos, sobretudo os superficiais, e tem sido implementada por diversos autores em processos de AMC, tendo como objetivo comum à conservação e recuperação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (NOSSACK 2015; SARTORI et al., 2012; SUMIDA, 2013; VALENTE; VETTORAZZI, 2016).

### **6.6.2 Proximidade à rede hidrográfica**

A cobertura florestal é importante à geração de água em quantidade e qualidade em uma bacia hidrográfica, independentemente da sua distância aos elementos da rede de drenagem, porém essa importância, em geral, aumenta à medida que a distância para o corpo d'água, ou nascente, diminui (VETTORAZZI, 2006).

Nas encostas, a cobertura florestal auxilia diretamente na prevenção à erosão, protegendo as margens de rios e cursos d'água, favorecendo a infiltração da água, alimentando o lençol freático, entre outras funções, como dificultando a entrada de sedimentos e poluentes pelo escoamento superficial, influenciando a conectividade entre fragmentos florestais, favorecendo o fluxo gênico e a manutenção da biodiversidade, que compõe o conjunto de ecossistemas que integram a microbacia hidrográfica.

O mapa de proximidade à rede hidrográfica foi obtido com base no plano de informação rede hidrográfica e nos limites da microbacia do Córrego Ibitinga, o que resultou na espacialização da proximidade apenas para os limites da bacia (Figura 26).

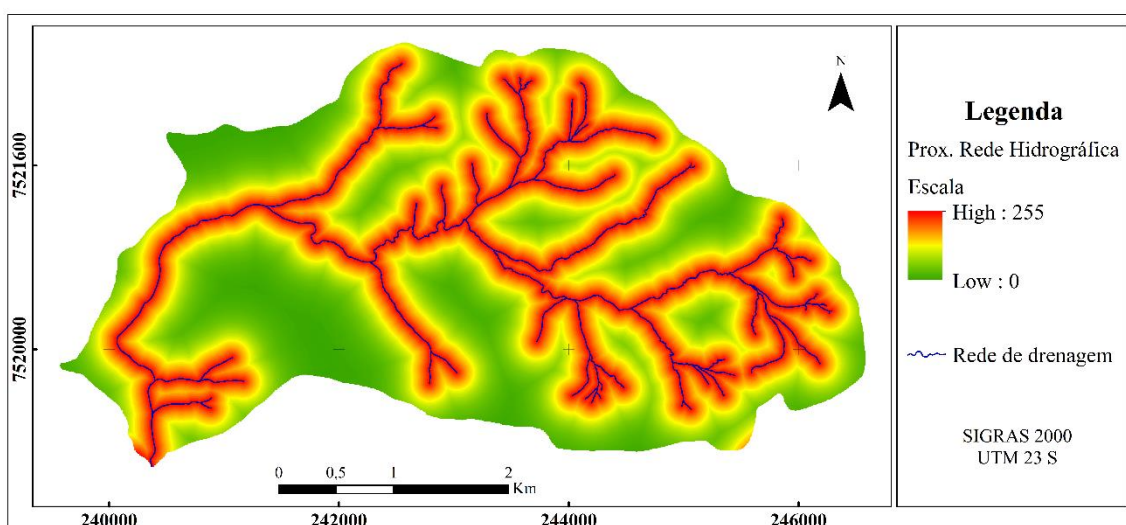


Figura 26: Mapa de proximidade à rede hidrográfica da microbacia do Córrego Ibitinga, normalizado por uma função linear decrescente de 0 a 255.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Deste modo, conforme pode ser observado na figura 28, os valores de proximidade diminuem, à medida que se afastam da rede hidrográfica, dados à aplicação de uma função linear decrescente.

A proximidade à rede hidrográfica foi aplicada como fator em avaliações multicritério por Nossack (2015); Sartori et al. (2012); Valente; Vettorazzi (2016), na priorização de áreas à recuperação e preservação dos recursos hídricos. Os autores mencionam a importância da vegetação ciliar na manutenção e preservação dos canais de drenagem, nascentes, rios e lagos, a fim de garantir a estabilidade estrutural e funcional das bacias hidrográficas, bem como dos serviços ambientais por estas fornecidos.

Sartori et al. (2012), considerou áreas próximas aos corpos d'água, mais adequadas à recomposição vegetal, devido sua importância não só para a manutenção dos processos ecológicos naturais, bem como para a proteção dos recursos hídricos e ainda, para o uso humano como atividades de lazer, subsistência etc.

Segundo Valente (2005), a conexão florestal promovida pela união entre fragmentos que margeiam os corpos d'água pode ser incorporada em paisagens com matriz predominantemente agrícola. De acordo com a autora essas áreas podem coexistir, mesmo sem grandes alterações na estrutura dessas paisagens.

### **6.6.3 Proximidade à remanescentes florestais**

A fragmentação de ambientes naturais na microbacia do Córrego Ibitinga, historicamente reduziu a vegetação natural à fragmentos florestais dispersos na paisagem, de modo a estarem condicionados aos fatores topográficos, morfométricos e antrópicos ocorrentes na microbacia.

O mapa de proximidade à remanescentes florestais foi elaborado com base no plano de informação remanescentes florestais nativos (Figura 26) e nos limites da microbacia do Córrego Ibitinga, ficando a espacialização restrita à área da microbacia.

Optou-se pelo fator remanescentes florestais devido a abordagem não só reparadora dos ambientes degradados, como também pelo aspecto de conservação dos remanescentes existentes (Figura 27).

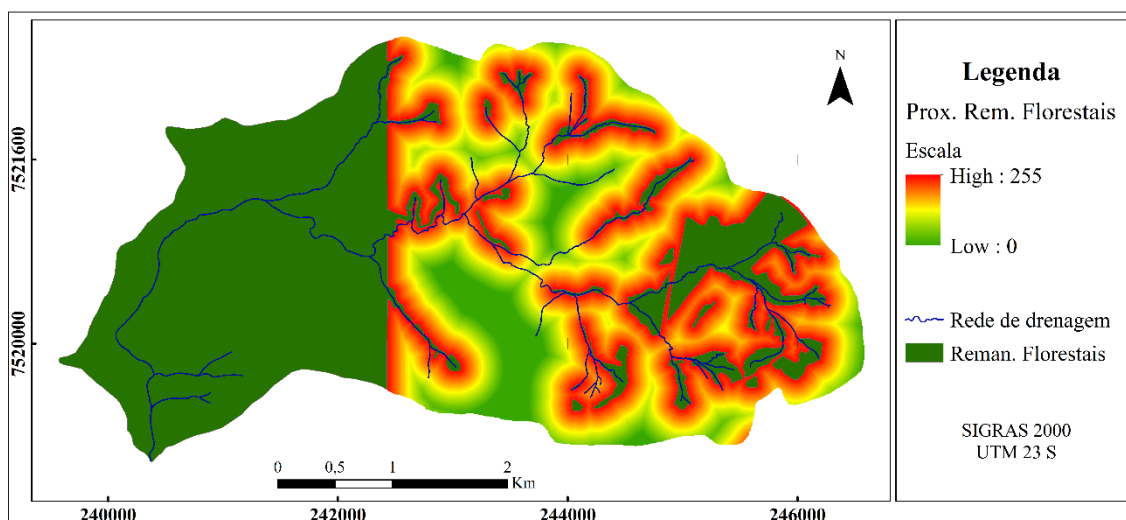


Figura 27: Mapa de proximidade aos remanescentes florestais da microbacia do Córrego Ibitinga, normalizado por uma função linear decrescente de 0 a 255.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A proximidade à remanescentes florestais é um importante fator na composição de estudos que tenham por objetivo a recuperação de áreas degradadas, visando à conservação dos recursos hídricos.

Alguns autores têm considerado relevantes os remanescentes florestais em análises multicritério. Valente (2005), cita que a os fragmentos devem ser considerados, independentemente de suas dimensões, e que para conservação e preservação florestal é necessário que esses fragmentos sejam reconectados.

Este fato deriva de que a vegetação remanescente tem o potencial de promover o aporte genético, bem como prover recursos indispensáveis à fauna e flora e manutenção dos serviços ecossistêmicos, podendo ser considerada como um núcleo de dispersão que permite que áreas degradadas próximas possam ser recolonizadas.

A eficiência deste processo depende diretamente da distância desses remanescentes ou seja, o potencial de restauração natural de áreas degradadas diminui à medida em que se distancia dos remanescentes ou fragmentos florestais, influenciando não só no tempo dos processos de sucessão da vegetação, como também nos custos envolvidos na recuperação (MARTINS, 2011).

#### 6.6.4 Proximidade à estradas

A locação de caminhos e estradas em relação ao declive, aos canais naturais de drenagem e a solos sensíveis, tem um efeito direto sobre a quantidade de sedimentos que irá atingir a rede de drenagem. Esta relação possui significativa influência sobre a qualidade e quantidade de água de uma bacia hidrográfica.

Segundo Vettorazzi, (2006), a densidade da malha viária, quantificada pelo comprimento total de vias por unidade de área, está diretamente relacionada à erosão. O autor menciona que a severidade do impacto está relacionada ao total de superfície exposta pelas vias, a densidade de drenagem, o relevo, fatores geológicos e ao clima.

O mapa de proximidade à estradas foi elaborado com base no plano de informação estradas e vias de acesso (Figura 25), normalizado pela aplicação de uma função linear decrescente de 0 a 255. Observar-se a densidade de estradas existente na porção médio alta da microbacia, e os pontos de interceptação e contorno dos canais de drenagem pelas estradas (Figura 28).

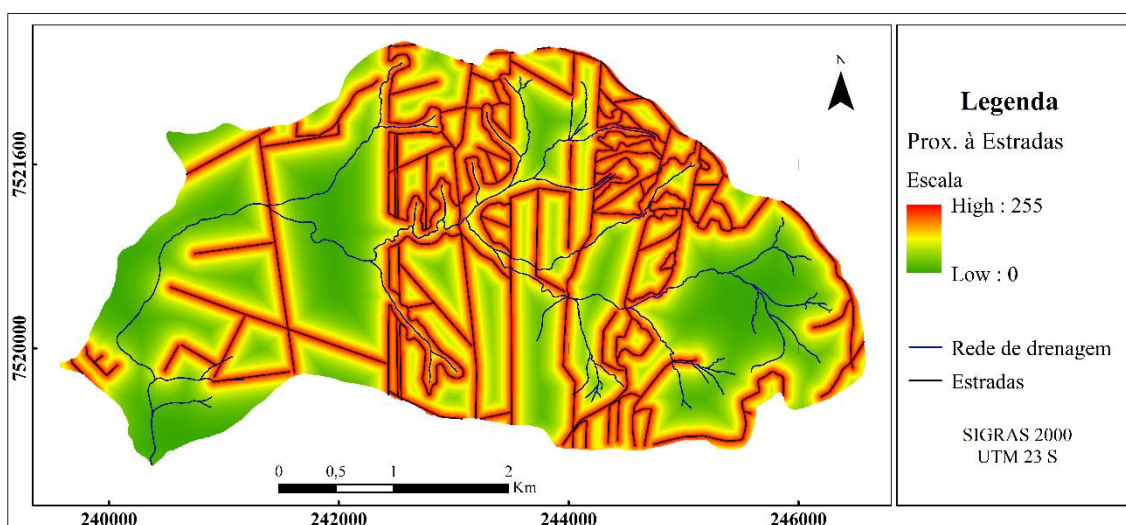


Figura 28: Mapa de proximidade à estradas da microbacia do Córrego Ibitinga, normalizado por uma função linear decrescente de 0 a 255.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na bacia do Córrego Ibitinga, ocorrem aproximadamente 72 km de estradas e considerando a área da microbacia, a densidade de estradas por unidade de área é de 0,023 km/ha, ou 23 metros por ha, o que pode ser considerado uma baixa densidade de estradas

se comparadas a outras microbacias de mesmo porte. No entanto, se considerarmos a área coberta pela FEENA, e que as estradas concentram-se nas áreas agrícolas da microbacia, essa densidade torna-se significativa para o processo de tomada de decisão, para estas áreas especificamente.

Alguns autores têm utilizado as estradas no processo de AMC, (VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Segundo os autores, para garantir o sucesso das ações de conservação e preservação florestal é interessante, portanto, que sejam priorizadas as regiões mais distantes da malha viária.

Entretanto, diferente dos objetivos dos autores, que determinam uma função linear crescente na normalização da proximidade à estradas, ou seja, a prioridade aumenta à medida que se distancia das estradas, para efeitos desta pesquisa, foi aplicada uma função linear decrescente para a normalização do mapa de proximidade à estradas do Córrego Ibitinga, assim, quanto mais próximo das estradas maior a prioridade considerada.

De acordo com Valente (2005), os fragmentos florestais próximos à estradas estão sob as mesmas influências negativas que os fragmentos próximos aos centros urbanos (uso inadequado do entorno, risco de incêndios etc), e ainda, conforme citado por Lima (2000), se o traçado da estrada não considera os atributos da bacia hidrográfica, constitui-se em um foco permanente de erosão, principalmente em solos mais erodíveis, constituindo um importante fator de degradação, especialmente quando relacionadas aos recursos hídricos superficiais.

## **6.7 Pesos de compensação**

Devido ao número de matrizes obtidas na etapa de Análise Participatória, os pesos de compensação considerados, são resultado da média dos pesos obtidos na matriz W de cada análise, tendo sido adotadas, apenas matrizes que apresentaram taxa de consistência inferior à 0,07.

Ao todo, 11 especialistas participaram da análise, das quais 10 matrizes apresentaram consistência e 8, consistência abaixo de 0,07.

A taxa de consistência (TC) calculada para a matriz final foi de 0,05, considerando que o limite aceitável de acordo com Saaty (1980), é  $< 0,10$ , a taxa de consistência obtida, indica que os valores foram gerados randômica ou aleatoriamente, não havendo a necessidade de reavaliar a matriz de comparação pareada (Tabela 25).

Tabela 25: Matriz de comparação pareada entre os fatores do mapa de definição de áreas prioritárias à recuperação.

Fatores	Suscep. erosiva	Rede hidrográfica	Prox. Estradas	Prox. reman.	Pesos de Compensação	%
Suscep. eros.	<b>1</b>				0,5521	55,2
Prox. R. hid.	0,50	<b>1</b>			0,2761	27,6
Prox. Estr.	0,20	0,20	<b>1</b>		0,1104	11,0
Prox. reman.	0,11	0,17	3	<b>1</b>	0,0613	6,1
Taxa de consistência (CR) = 0,05				Total	1	100

Suscep. eros. = Susceptibilidade erosiva; Prox. R. hid. = Proximidade à Rede hidrográfica; Prox. Estr. = Proximidade à estradas; Prox. reman. = Proximidade à remanescentes florestais.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O fator de maior importância (peso) foi a susceptibilidade erosiva (0,5521), seguido da proximidade à rede hidrográfica (0,2761), proximidade à estradas (0,1104) e por fim, proximidade à remanescentes florestais (0,0613).

O método da matriz de comparação pareada, proposto por Saaty (1977) para atribuição de pesos aos fatores em AMC, tem sido utilizado com sucesso em diversos trabalhos, entre eles: Antonello (2008); Sartori (2012); Sumida (2013); Valente e Verttorazzi (2016); Valente e Vettorazzi (2005).

Nos trabalhos realizados por Valente (2005) e Sartori et al. (2012), os fatores de maior importância, foram a proximidade à fragmentos de maior área nuclear, seguido da proximidade à cobertura florestal.

Já Vettorazzi (2006) obteve maiores valores de importâncias atribuídos ao fator proximidade à rede de drenagem, seguido dos fatores erodibilidade do solo e distância da malha viária.

Nossack (2015), em sua avaliação no Córrego Descalvado, obteve maiores valores de importância para os fatores proximidade às nascentes, à rede de drenagem e proximidade aos processos erosivos.

Neste contexto, a ponderação entre os fatores pelos pesos de compensação, tem influência direta sobre a espacialização de áreas prioritárias à restauração. Deste modo,



considerando os valores obtidos nesta pesquisa, espera-se nesse caso, uma certa concentração dos maiores níveis de prioridade, nas áreas relacionadas a maior susceptibilidade erosiva e próximas aos elementos da drenagem, sendo estes os fatores de maior importância relativa.

## 6.8 Mapa de áreas prioritárias

O resultado da combinação dos fatores foi a geração de um mapa de áreas prioritárias à recuperação, visando a produção de água na microbacia do Córrego Ibitinga.

Foram gerados dois mapas, representados em escala contínua de valores (0 - 255) (Figura 29), e classificado em 5 níveis de prioridade (Figura 30).

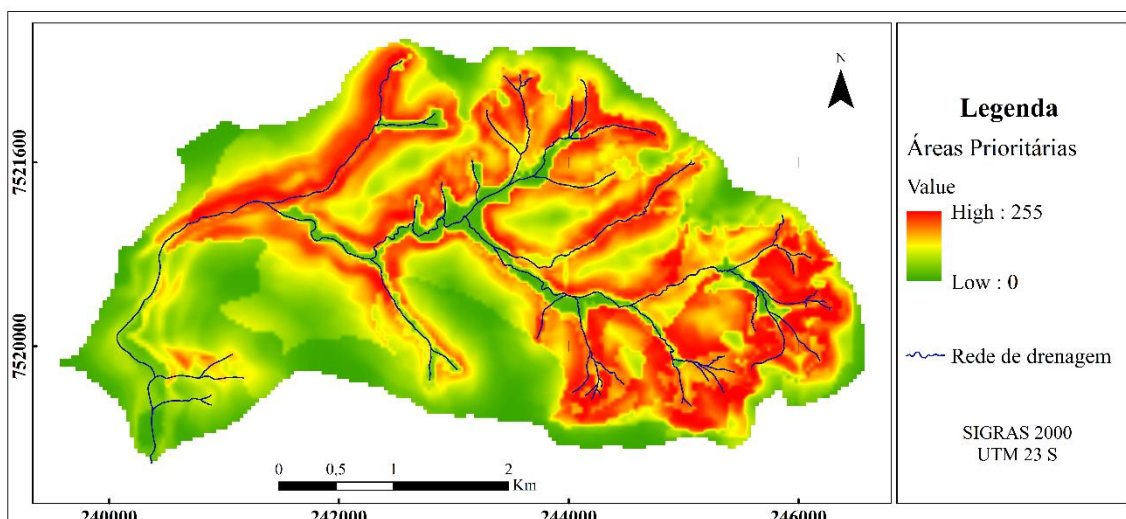


Figura 29: Mapa de áreas prioritárias à recuperação da microbacia do Córrego Ibitinga, representado em escala contínua de valores (0 – 255).

Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com o mapa apresentado na figura 31, observa-se os maiores níveis de prioridade, concentrados na porção sudeste da microbacia e junto ao canais de drenagem, ao longo do Córrego Ibitinga.

Na região oeste da microbacia encontram-se as áreas com os menores valores de prioridade, a isto foi atribuído o fato de grande parte destas áreas estarem cobertas pela Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, sobre solos de menor erodibilidade (Latosolos).

Já os maiores valores verificados na parte sudeste da microbacia, estão associados às áreas de maior declividade, e ainda, ao uso e cobertura por pastagens e pela proximidade com os principais fragmentos florestais ocorrentes na microbacia.

A distribuição espacial dos níveis de prioridade, reflete a importância relativa atribuída a cada fator.

A fim de avaliar os níveis de prioridade, em relação a sua distribuição e respectivas áreas de abrangência na microbacia, o mapa de áreas prioritárias a recuperação em escala contínua, foi então reclassificado em cinco níveis de prioridade sendo estas, muito baixa, baixa, média, alta e muito alta (Figura 30). O intervalo entre as classes foi definido com base na avaliação do histograma do mapa em escala contínua (0 – 255).

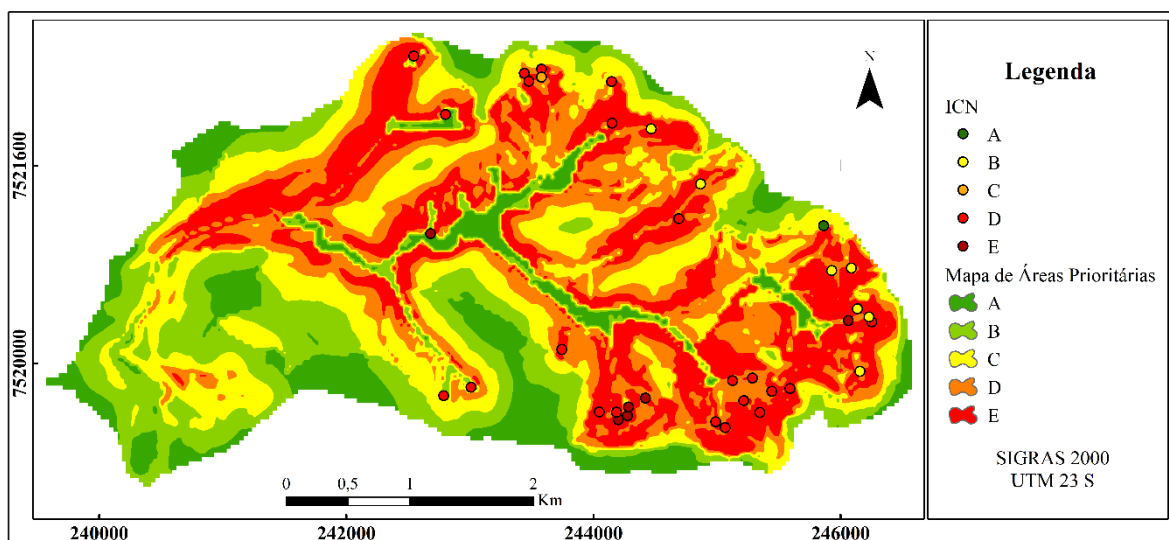


Figura 30: Mapa de áreas prioritárias à recuperação da microbacia do Córrego Ibitinga, classificado em cinco níveis de prioridade.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A tabela 26, apresenta as áreas referentes aos respectivos níveis de prioridade, estabelecidos no mapa de áreas prioritárias. Pode-se observar que 48,18% da área passível de recuperação encontram-se classificadas com níveis de prioridade alta e muito alta, 26,62% com nível de prioridade média, e ainda, 25,2% da área em níveis de prioridade baixa e muito baixa.

Tabela 26: Área (ha e percentual) associada aos níveis de prioridade à recuperação, obtidos para a microbacia do Córrego Ibitinga.

Nível de prioridade	Área	
	(ha)	(%)
Muito baixo	108,21	10,92
Baixo	141,49	14,28
Médio	263,80	26,62
Alto	307,72	31,07
Muito Alto	169,47	17,11
Total	990,69	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Importante mencionar, que os valores de área prioritárias representam somente as áreas passíveis de serem recuperadas, ou seja, tendo sido consideradas as devidas restrições, dadas pelas áreas dos remanescentes florestais.

Sartori (2012), observou em seus estudos utilizando a CLP para definição de áreas prioritárias na sub-bacia do Rio Pardo, que 58,92% das áreas à serem restauradas, foram classificadas em níveis de prioridade alta e muito alta e outros 35,27% em nível médio de prioridade.

Vettorazzi (2006), verificou no mapa gerado pela CLP, que grande parte das áreas prioritárias à restauração na bacia do rio Corumbataí, estão localizadas nos níveis de prioridade alto e muito alto, totalizando 90,47%. De acordo com o autor, nas áreas classificadas com prioridades alta e muito alta, percebe-se nitidamente a influência dos fatores erodibilidade e proximidade à rede hidrográfica, atribuídos aos valores de maior compensação.

No mapa de áreas prioritárias à recuperação da microbacia do Córrego Ibitinga, observou-se a influência dos fatores susceptibilidade erosiva e proximidade à rede hidrográfica, sendo estes os fatores de maior importância.

Sumida (2013), em função do ranqueamento dos fatores considerados em seu estudo, verificou que o mapa produzido pelo operador CLP, não mostrou-se adequado à priorização de áreas no município de Piedade, SP.

Valente; Vettorazzi (2008) citam que e os mapas obtidos pelo método da CLP equivalem aos mapas obtidos com risco médio e compensação total entre os fatores pelo método da Média Ponderada Ordenada.

Valente; Vettorazzi (2013) constataram ainda que os produtos da CLP têm forte influência de seus fatores de maior ranqueamento (peso), sendo comum uma ou duas classes de prioridades ocuparem grandes regiões da área de estudo.

### **6.9 Caracterização dos planos de informação em função dos níveis de prioridade alto e muito alto.**

Para caracterização dos níveis de prioridade em relação aos planos de informação utilizados na composição dos fatores, foi realizado o cruzamento entre níveis de prioridade alto e muito alto e os planos de informação uso e cobertura do solo, erodibilidade do solo e declividade.

A tabela 27 apresenta a área das classes de uso e cobertura do solo, classificadas nos níveis de prioridade muito alto e alto.

Pode-se observar que a pastagem corresponde à 50,44% da área classificada em nível de prioridade muito alto e a cana-de-açúcar representa 37,92%, seguida da silvicultura com 6,08%. No nível de prioridade alto, destaca-se a cana-de-açúcar com 62,03 % da área, seguida de pastagens com 16,70% e silvicultura com 5,86%.

Tabela 27: Caracterização dos níveis de prioridade alto e muito alto, em relação ao uso e cobertura do solo na microbacia do Córrego Ibitinga

Uso e cobertura do solo	Níveis de Prioridade (%)	
	Muito Alto	Alto
Pastagem	50,44	16,70
Silvicultura	6,08	5,86
Água	0,09	0,47
Inst. Rurais	1,09	0,81
Várzea	4,38	14,13
Cana-de-açúcar	37,92	62,03
Total	100	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

Segundo Verttorazzi (2006), tanto para os níveis de prioridade muito alto quanto alto, a pastagem representou 64,85 e 51,37%, seguida da cana de açúcar com 28,48 e 33,96% da área respectivamente.

Sartori (2010), verificou para os níveis de prioridade alto e muito alto que a pastagem foi o uso predominante, seguida no entanto de culturas anuais e posteriormente cana-de-açúcar.

Deste modo observa-se em ambas as abordagens, a predominância das pastagens e cana de açúcar como principais fatores de degradação, estando predominantemente associadas aos níveis de prioridade mais altos.

Considerando os aspectos pedológicos, para os níveis de prioridade muito alto e alto, predominam o Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico e em menor proporção o Neossolo Litólico Eutroférico (Tabela 28). Este fato devida da erodibilidade do solo, dada pelo fator K.

Tabela 28: Caracterização dos níveis de prioridade alto e muito alto, em relação as classes de solo ocorrentes na microbacia do Córrego Ibitinga

Classes de solo	Níveis de Prioridade (%)	
	Muito Alta	Alta
Argissolo Verm. Amar. Distr.	87,53	90,77
Neossolo Litólico Eutroférico	8,24	8,44
Gleissolos	0,60	0,64
Argissolo Verm. Amar. Eutr.	3,63	0,15
Total	100	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

Verttorazzi (2006) também observou a predominância de Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico, seguido de Neossolo Litólico, para os níveis de prioridade muito alto e alto do mapa de áreas prioritárias à conservação dos recursos hídricos na bacia do Rio Corumbataí.

Com relação à declividade, para ambos os níveis de prioridade, as áreas concentram-se em declividades entre 8 a 45% (Tabela 29), associadas à parte alta da bacia e canais de drenagem, e ainda, declividades entre 45 e 75% observadas à leste (cabeceira) da microbacia.

Tabela 29: Caracterização dos níveis de prioridade alto e muito alto, em relação as classes de declividade ocorrentes na microbacia do Córrego Ibitinga

Declividade	Níveis de Prioridade (%)	
	Muito Alta	Alta
0 a 3	0,13	0,45
3 a 8	0,74	2,04
8 a 20	16,40	41,29
20 a 45	72,49	53,42
45 a 75	8,06	2,68
> 75	2,18	0,12
Total	100%	100,00%

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em resumo, as áreas mapeadas com níveis de prioridade alta e muito alta, caracterizam-se predominantemente por pastagens, associadas à Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico e Neossolo Litólico, em declividades que variam entre 20 e 45%, podendo alcançar valores acima de 75% na porção da alta da bacia, e a cana-de-açúcar, que ocorre sobre Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico e em menor proporção Argissolo Vermelho Amarelo Etutroférico, associado à declividades entre 3 e 8% caracterizando um relevo relativamente suave, ocorrente na porção da médio baixa da bacia.

Considerando à rede de drenagem as áreas de prioridade muito alta concentram-se nos primeiros 100 metros a partir do canal de drenagem.

Neste contexto, configuram-se os ambientes de maior prioridade à recuperação visando a produção de água na microbacia do Córrego Ibitinga.

### 6.10 Índice de Conservação em Nascentes

Com base nos parâmetros e pesos definidos na etapa de Análise Participatória, a tabela 31 apresenta os parâmetros elencados, bem como os respectivos pesos de compensação, atribuídos na matriz de comparação pareada.

Tabela 30: Matriz de comparação pareada entre os fatores do Índice de Conservação em Nascentes (ICN)

Parâmetros	Solo	Proteção	Veg.	Matriz	Uso Antr.	Prox. est.	Prox. resid.	Pesos de Comp. (%)
Solo	<b>1</b>							0,1453
Proteção	3,00	<b>1</b>						0,2193
Vegetação	3,00	5,00	<b>1</b>					0,3506
Matriz de Ins.	0,20	0,20	0,33	<b>1</b>				0,0438
Uso Antr.	0,50	0,50	0,50	3,00	<b>1</b>			0,1215
Prox. estradas	0,33	0,20	0,20	3,00	0,50	<b>1</b>		0,0717
Prox. resid.	0,20	0,33	0,14	2,00	0,33	0,50	<b>1</b>	0,0478
Taxa de consistência (TC) = 0,07							Total	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme pode ser observado na tabela 31, os parâmetros de maior importância foram a vegetação (0,3506), seguida dos parâmetros proteção (0,2193) e solo (0,1453), sendo estes os parâmetros com maiores pesos de compensação. O uso antrópico também apresentou peso de compensação significativo (0,1215), seguido dos parâmetros proximidade à estradas (0,0717), proximidade à residências (0,0478) e matriz de inserção (0,0438), atribuídos à pesos de compensação de menor importância.

Deste modo, os atributos normalizados, multiplicados pelos pesos de compensação dos respectivos parâmetros de avaliação, deram origem ao Índice de Conservação em Nascentes (ICN), da microbacia do Córrego Ibitinga, que contempla não só o estado de conservação das nascentes em relação aos parâmetros avaliados, como também a localização e distribuição espacial das nascentes na microbacia.

Com isto as nascentes foram enquadradas em suas respectivas classes, resultando em um range categórico de cinco níveis de conservação

A tabela 31 apresenta o resultado da aplicação do índice de conservação, na avaliação de 37 nascentes, identificadas na microbacia do Córrego Ibitinga.

Tabela 31: Aplicação do ICN para avaliação das nascentes identificadas

Nascentes	Solo	Prot.	Veget.	Dist. Estr.	Dist. Res.	Matriz ins.	Uso Antr.	Total	Classes
	0,1453	0,2193	0,3506	0,0717	0,0478	0,0438	0,1215	ICN	
27	1	1	1	1	1	1	1	1	A
28	1	1	1	1	1	4	1	1,1314	B
26	2	1	1	1	1	3	1	1,2329	
25	1	1	2	1	1	4	1	1,482	
10	1	3	1	1	1	3	1	1,5262	
36	2	3	2	1	1	4	1	2,0659	C
7	3	3	2	4	1	2	1	2,3387	
35	3	4	2	1	1	4	1	2,4305	
4	4	2	3	4	1	3	1	2,6591	D
9	3	2	5	5	1	3	1	3,2867	
2	3	3	5	4	1	3	1	3,4343	
1	3	3	5	4	1	3	1	3,4343	
6	2	4	5	3	1	3	1	3,4366	
13	3	4	4	3	2	4	3	3,5659	
5	3	4	5	3	1	3	1	3,5819	
3	3	4	5	5	1	3	1	3,7253	
38	2	4	5	1	2	4	4	3,7493	
30	4	4	5	4	1	3	1	3,7989	
19	3	4	5	1	1	4	4	3,8468	
21	3	4	5	1	1	4	4	3,8468	
22	3	4	5	1	1	4	4	3,8468	
20	3	4	5	1	1	4	4	3,8468	
32	3	5	5	3	1	3	2	3,9227	
29	5	4	5	4	1	3	1	3,9442	
39	3	5	5	5	1	3	1	3,9446	
24	4	4	5	1	1	4	4	3,9921	
23	4	4	5	1	1	4	4	3,9921	
31	3	5	5	4	1	3	2	3,9944	
17	4	4	5	2	1	4	4	4,0638	E
12	4	4	5	4	2	4	3	4,1335	
18	4	5	5	1	1	4	4	4,2114	
16	3	5	5	4	2	4	4	4,329	
37	4	5	5	2	3	4	4	4,3787	
15	4	5	5	4	2	4	4	4,4743	
8	4	5	5	4	1	3	5	4,5042	
14	4	5	5	4	5	4	4	4,6177	
11	4	5	5	3	4	4	5	4,6197	

Fonte: Elaborado pelo autor.



## 6.11 Classificação das nascentes segundo o ICN

Os resultados apresentados demonstram o número das nascentes identificadas, bem como os dados da avaliação do estado de conservação das nascentes, obtidos pela aplicação do ICN. Foram georreferenciadas e avaliadas 37 nascentes (Figura 31), a maioria das nascentes identificadas encontram-se à montante, na cabeceira da microbacia, circundadas em maior parte por matrizes de pastagem, silvicultura e cana-de-açúcar.

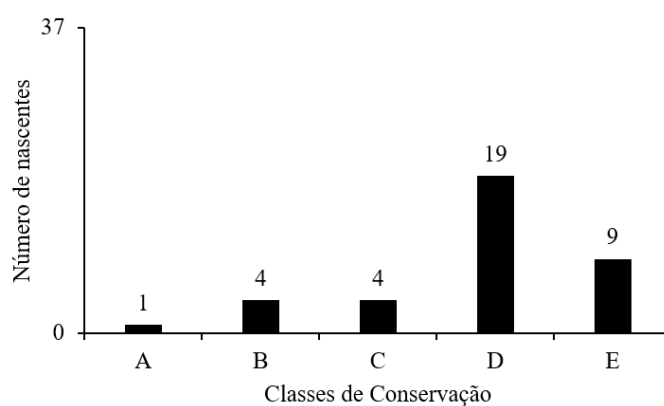


Figura 31: Número das nascentes em relação ao ICN. Classe A (1) nascente, B (4) nascentes, C (4) nascentes, D (19) e E (9) nascentes.

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 6.11.1 Nascentes classe A

Apenas uma nascente foi enquadrada na classe A (Figura 34), entretanto, embora esteja avaliada como em ótimo estado de conservação, a avaliação dos parâmetros demonstrou a vulnerabilidade da nascente em relação a proximidade com estradas, estando a uma distância inferior a 100 metros da estrada mais próxima, mesmo estando inserida em uma matriz florestal.

Dentre os parâmetros avaliados positivamente, a dificuldade de acesso foi o mais expressivo, devido a barreiras naturais como declividade acentuada do terreno e rede de drenagem, sendo inviável o desenvolvimento de atividades agrícolas nessas áreas.

Em relação à vegetação, considerando os parâmetros estabelecidos pela Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP N° 001 de 17 de fevereiro de 1994 (SÃO PAULO, 1994), e com base nos resultados obtidos nos trabalhos de campo verificou-se que os

remanescentes florestais apresentaram fisionomia florestal, apresentando árvores de vários tamanhos, presença de diferentes alturas, com cobertura variando de aberta a fechada. Dependendo da localização da vegetação, a altura das árvores pode variar de 4 a 12 m e o Diâmetro médio à Altura do Peito (DAP) pode atingir até 20 cm. A distribuição diamétrica das árvores apresentou amplitude moderada, com predomínio de pequenos diâmetros. Foi verificada a presença de epífitas, em maior número (líquens, musgos e bromélias). Foi observada a presença de lianas nas bordas do fragmento e a serapilheira, apresentou-se espessa e pouco decomposta, o que pode variar em função das estações do ano. A diversidade biológica mostrou-se significativa, havendo neste caso a dominância de algumas espécies (pau-de-espeto (*Casearia gossypiosperma*), cedro (*Cedrela* spp.), canjarana (*Cabralea canjerana*), açoita-cavalo (*Luehea* spp), tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*).

Assim os remanescentes florestais analisados nas APPs das nascentes, caracterizam-se como Floresta Estacional Semidecidual em processo de sucessão secundária, e na nascente avaliada como classe A, em estágio médio de regeneração.

### **6.11.2 Nascentes classe B**

Quatro nascentes foram avaliadas como perturbadas, inseridas em matrizes de pastagem e silvicultura. A avaliação dos parâmetros demonstrou a vulnerabilidade das nascentes da classe B em relação à proximidade com estradas.

Em comparação com a classe A, as nascentes perturbadas estão localizadas em média, a uma distância inferior de 50 metros da estrada ou residência mais próxima. Este fato tornou-se relevante na avaliação do estado de conservação, já que esta distância é inferior à definida pelo Novo Código Florestal, (BRASIL, 2012). A vegetação e proteção do local também contribuíram diretamente para o enquadramento destas nascentes em um nível de conservação inferior, estando em algumas nascentes apresentando fisionomia florestal savânica, ocorrendo extrato herbáceo em meio à árvores de pequeno porte. Epífitas, apresentaram-se pouco abundantes (musgos e líquens), e as trepadeiras presentes são herbáceas, associadas em maior parte ao efeito de borda. A serapilheira apresentou-se descontínua e pouco decomposta e a diversidade biológica é baixa ocorrendo ao redor de espécies arbóreas dominantes, (leiteiro (*Peschieria fuchsiaefolia*), maria-mole (*Guapira* spp), sangra d'água (*Croton urucurana*), capororoca (*Rapanea* spp).

As alturas das plantas lenhosas estão situadas geralmente entre 1,5 m e 8,0 m e o diâmetro médio dos troncos à altura do peito (DAP = 1,30 m do solo) foi de aproximadamente 8 cm, apresentando pequeno produto lenhoso. Foi observado ainda, evidências de fatores de perturbação, como falta de isolamento, presença de espécies invasoras e acentuado efeito de borda.

### **6.11.3 Nascentes classe C**

Na classe C, quatro nascentes foram classificadas em estado de conservação de baixa degradação. Os parâmetros mais vulneráveis foram: proteção, vegetação e proximidade com estradas. Em relação a matriz de inserção, 2 nascentes encontram-se inseridas em áreas de pastagem, 1 nascente em área de silvicultura e 1 em matriz de cana-de-açúcar.

As nascentes classificadas nesta categoria apresentaram fisionomia florestal baixa, com predomínio de espécies herbáceas em meio à árvores de médio porte. Não foi verificado número significativo de epífitas nestas áreas e a serapilheira apresenta-se ausente, principalmente nas nascentes inseridas em matriz de pastagem, assim como plantas jovens de sub-bosque, que tendem a não ocorrer nestas áreas. Portanto a diversidade biológica também apresentou-se baixa, ocorrendo em maior parte espécies pioneiras (mamona (*Ricinus communis*), arranha-gato (*Acacia* spp), sangra d'água (*Croton urucurana*), embaúbas (*Cecropia* spp), pimenta-de-macaco (*Xylopia aromatica*), sendo estas as espécies mais representativas. Observou-se ainda, a presença de espécies invasoras como a braquiária (*Braquiária* sp.) e capim colônia (*Panicum maximum*), principalmente em nascentes inseridas em culturas de cana-de-açúcar.

Em relação à distância das estradas, as nascentes encontram-se a menos de 50 metros da estrada mais próxima e quando associadas a matrizes de pastagem, esta proximidade estende-se também à residências.

### **6.11.4 Nascentes classe D**

Assim como na classe C, a vegetação e proteção do local, proximidade com estradas, foram impactos mais frequentes observados nas nascentes degradadas. A

vegetação apresentou fisionomia florestal com árvores de tamanhos variados e extrato lenhoso fechado, intercalado à clareiras.

A altura das plantas lenhosas varia entre 3 e 7 metros e diâmetro médio (DAP = 12 cm). Observou-se ainda, a ocorrência de espécies trepadeiras herbáceas em função do efeito de borda. A serapilheira apresentou-se descontínua, fina e pouco decomposta, principalmente em áreas onde verificou-se o uso por animais. Em função do pisoteio, é baixo o número de plantas jovens regenerantes e a diversidade biológica também é baixa, ocorrendo basicamente em torno de 8 espécies entre herbáceas e arbóreas dominantes (capororoca (*Rapanea* spp), mutambo (*Guazuma ulmifolia*), leiteiro (*Peschieria fuchsiaefolia*), sangra d'água (*Croton urucurana*), cambará ou candeia (*Gochnatia polymorpha*), amendoim-bravo (*Pterogyne nitens*), embaúbas (*Cecropia* spp).

Em geral as nascentes desta categoria encontram-se em estágio de degradação avançado, não apresentando nenhum aspecto de proteção, e ainda, expressivamente vulneráveis aos parâmetros de solo e uso por humanos. Nas nascentes da classe D, foram observadas feições erosivas que vão desde erosão laminar até sulcos e ravinamentos.

O uso por animais e captação de água também foram frequentes nas nascentes da classe D, principalmente em ambientes de pastagem onde a proximidade com residências também foi verificada, ficando evidente que alteração da qualidade da água é inerente à ausência de proteção do local e conseqüente degradação da vegetação, somados aos potenciais tipos de uso e processos de degradação à estes associados.

#### **6.11.5 Nascentes classe E**

Conforme previsto, a vulnerabilidade dos parâmetros verificados na classe D estendem-se também à classe E. Contudo, as nascentes enquadradas nesta classe apresentaram-se vulneráveis ainda aos parâmetros fogo, presença de lixo, além do uso por animais.

Considerando as nascentes em estado de conservação altamente degradadas, todas as nascentes desta classe apresentaram vegetação esparsa com dominância de espécies invasoras, sem nenhum mecanismo de isolamento da área de APP. As nascentes encontram-se inseridas em matrizes de pastagem e cana-de-açúcar, a uma distância inferior a 50 metros da estrada ou residência mais próxima. Foi constatada a captação de água e presença de animais nos corpos hídricos e áreas de APP, quando em áreas de

pastagens e nestas nascentes a água apresentou alterações de coloração e odor, o que permite inferir que o uso e ocupação do solo estão intrinsecamente associados a evolução dos processos de degradação dos recursos hídricos e alteração da qualidade da água.

Em relação ao plano de informação erodibilidade do solo (Item 3.6.2), 35 nascentes encontram-se inseridas sobre Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico e no contato entre este e o Neossolo Litólico Eutroférico à montante, na cabeceira da bacia e duas nascentes encontram-se sobre Argissolo Vermelho Amarelo Eutroférico, ao sul, na porção média da bacia. Deste modo considerando o fator K, pode-se inferir que as nascentes identificadas na microbacia do Córrego Ibitinga estão associadas às classes de solo de maior erodibilidade, dentre as classes de solo ocorrentes na microbacia, o que sugere uma grande vulnerabilidade dos recursos hídricos superficiais, ao conjunto de fatores de degradação dos solos avaliados pelo ICN.

#### **6.11.6 Caracterização dos atributos/cenários avaliados**

A coleta de dados em campo e análise dos parâmetros de avaliação possibilitaram caracterizar cada um dos atributos/cenários em relação ao seu nível de ocorrência.

Observando a frequência de ocorrência dos impactos em relação ao percentual total de nascentes avaliadas, verificou-se que os parâmetros de avaliação apontam informações importantes do ponto de vista da tomada de decisão e de planejamento.

A avaliação do parâmetro distância de estradas (Figura 32 A), mostrou que 32,43 % das nascentes encontram-se a uma distância inferior a 50 metros da estrada mais próxima e ainda 8,1 % com proximidade inferior à 25 m.

Já o parâmetro distância de residências (Figura 32 B), demonstra que a maioria, 78,37 % das nascentes encontram-se a uma distância superior a 100 m, seguidos de 13,51 % distando entre 75 e 100 m das residências.

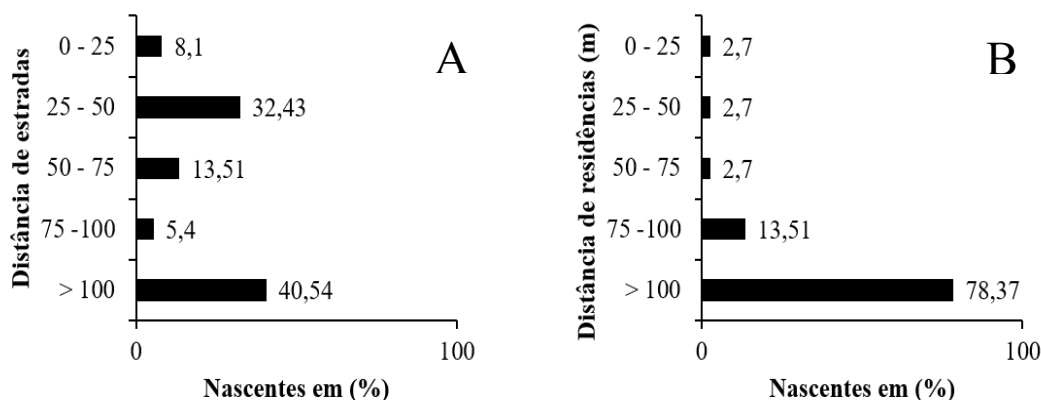


Figura 32: Distâncias de estradas em (A) e distância de residências em (B).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Mais de 40,53% das nascentes avaliadas estão à uma distância menor que 50 metros da estrada mais próxima. A distância de residências apontou 2 nascentes à menos de 50 metros de residências.

Gomes, em levantamento realizado em 16 nascentes da área urbana do município de Uberlândia, MG verificou que 56,25% das nascentes analisadas encontravam-se próximas a residências e estradas. Consequentemente a proteção nessas nascentes apresentou-se deficiente ou inexistente e segundo o autor, a degradação ambiental foi inversamente proporcional em nascentes que se localizam a maiores distâncias de residências e vias de acesso (GOMES et. al., 2005). A maior proximidade com residências, foi atribuída as nascentes inseridas em áreas de pastagem, já a proximidade com estradas foi associada nascentes localizadas em meio à cana-de-açúcar.

Oliveira et. al. (2013) avaliou o estado de conservação de 28 nascentes em uma microbacia na qual está inserido o campus da Universidade Federal de Juiz de Fora MG. Segundo o autor, o parâmetro proximidade de estradas e edificações foram os que obtiveram menor pontuação, portanto mostrando maior vulnerabilidade às ações antrópicas.

França Junior; Villa (2013) em estudo realizado em cabeceiras de drenagem na área urbana do município de Umuarama, noroeste do Estado do Paraná, relata que 38% das nascentes por ele analisadas localizam-se a menos de 50 metros das residências e vias de acesso mais próximas e que, a cobertura vegetal nessas nascentes apresenta alta degradação.

Em decorrência da proximidade com estradas a vegetação também apresentou impactos expressivos no que tange a conservação de nascentes, 72,97 % das nascentes (Figura 33 A), apresentaram alta degradação da vegetação, não tendo sua área de APP de 50 m preservada, indicando que, o déficit de vegetação nessas áreas, podem dar condições ao surgimento ou agravamento dos demais fatores de degradação.

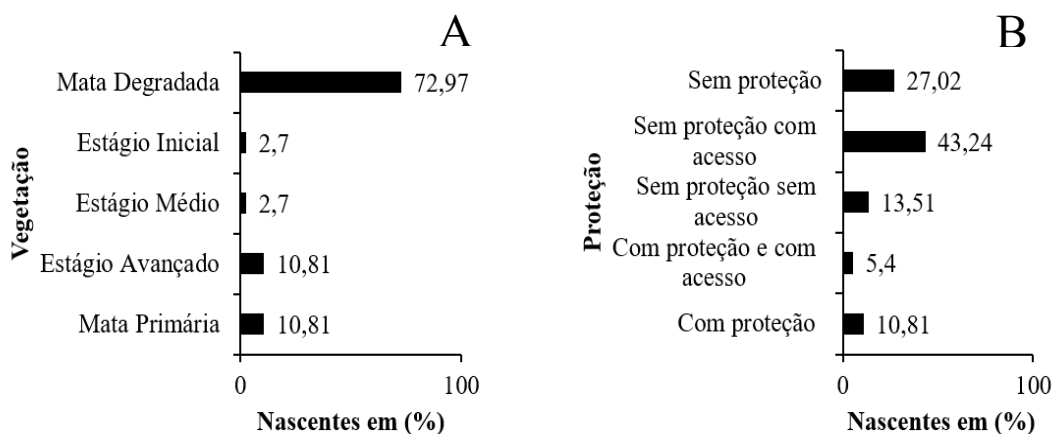


Figura 33: Frequência de ocorrência dos atributos dos parâmetros de avaliação vegetação em (A) e proteção, em (B).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação a vegetação, 72,97% das nascentes apresentaram alta degradação da vegetação. No que se refere a proteção, a maioria das nascentes apresentaram-se sem proteção e com acesso.

Gomes et. al. (2005) verificou que 68,75 % das nascentes por ele avaliadas apresentaram valores negativos de preservação da vegetação. Segundo o autor, em geral foi observada a degradação da vegetação pela ocupação das áreas de APP, sendo evidenciada pela elevada dominância de espécies invasoras e em alguns casos, no entorno dos pontos de exfiltração pela presença somente de pastagem.

Considerando os demais parâmetros avaliados, como apresentado na figura 33 B, 43,24 % das nascentes encontram-se sem proteção e com acesso, seguidas de 27,02 % sem proteção, seja pela proximidade com estradas ou isolamento por cerca e principalmente pela degradação da vegetação (Figura 34).

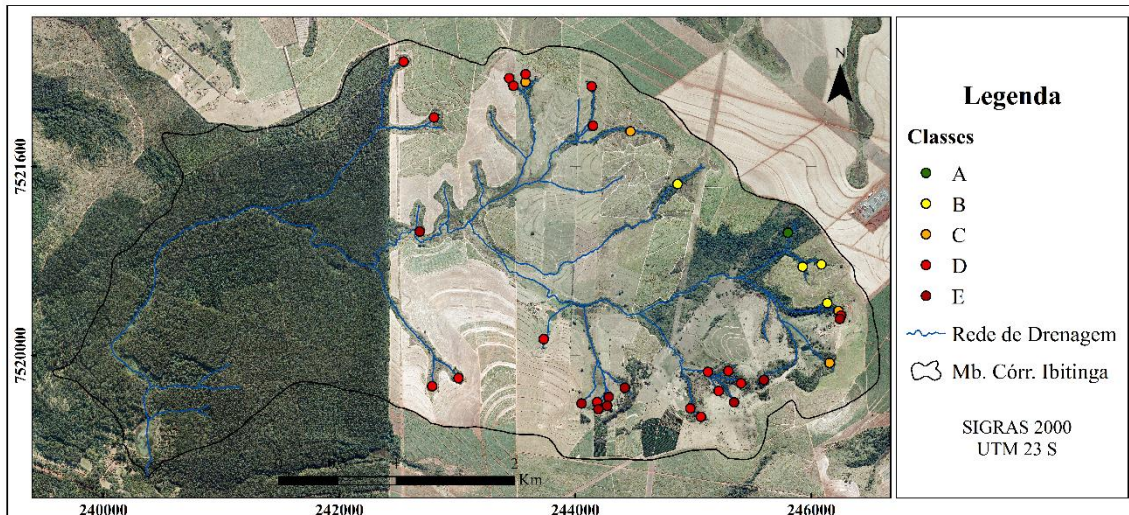


Figura 34: Remanescentes florestais na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Observa-se na porção baixa da bacia extensa área coberta pela FEENA, e a montante, na porção médio-alta da microbacia, a disposição das nascentes em meio a paisagem antropizada.

Conforme também mencionam França Junior; Villa (2013), 25 % das nascentes por eles avaliadas não apresentavam proteção adequada, e embora as demais nascentes apresentem-se protegidas por cercas, o acesso ainda é facilitado.

Considerando que as nascentes encontram-se afastadas da área urbana, não foi atribuído às alterações de coloração da água, o lançamento de efluentes e sim, a elevada turbidez provavelmente associada aos processos erosivos verificados em vários pontos, tanto nas nascentes, quanto em seus canais de drenagem e ainda, pela presença de animais, como pode ser observado na figura 35 A e B, respectivamente.





Figura 35: Processos erosivos na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em A, observa-se processos erosivos e de subsidência da vertente em área de pastagem, na cabeceira da microbacia, e em B presença de animais, junto ao canal de drenagem, podendo-se observar ainda, processos erosivos, vegetação esparsa, ausência de serapilheira e processos erosivos.

A avaliação do parâmetro erosão, demonstrou ampla ocorrência nas nascentes avaliadas. Conforme pode ser observado na figura 36 A, 32,43 % das nascentes apresentaram feições de ravinamento, 43,24 % feições de sulqueamento e 2,7 %, ou seja, uma nascente, com processos erosivos em nível de voçoroca.

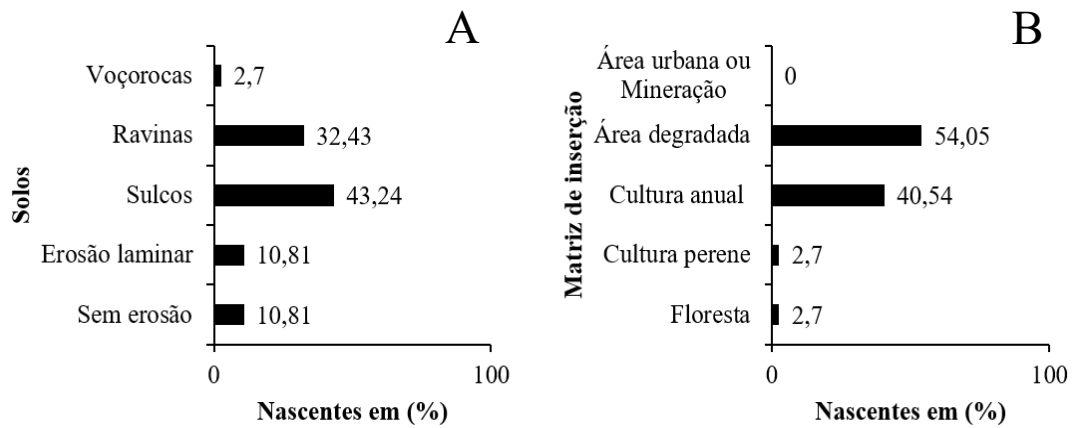


Figura 36: Ocorrência dos atributos dos parâmetros de avaliação erosão em (A) e matriz de inserção em (B).

Fonte: Elaborado pelo autor.

A matriz de inserção apresenta a frequência de ocorrência das nascentes em relação ao tipo de uso e ocupação do solo na Microbacia. Pode-se observar na figura 36

B, que 54,05% das nascentes avaliadas encontram-se em matriz de pastagens ou degradadas e 40,54% em matriz de cultivo anual ou cana de açúcar. Apenas 2,7% ou uma nascente encontra-se em matriz de silvicultura e uma em matriz de floresta.

De acordo com as observações os processos erosivos estão associados diretamente à ausência de proteção, ausência de vegetação ou baixo nível de conservação da vegetação remanescente, e principalmente a presença de animais e proximidade com estradas.

Se tratando dos processos erosivos é importante salientar ainda que estes foram verificados também em número, nos canais de drenagem e margens dos cursos de água, em grande parte associados assim como na matriz de inserção, às áreas de pastagens e cultivo de cana de açúcar, sendo um dos principais impactos associados diretamente à degradação dos recursos hídricos na microbacia do Córrego Ibitinga (Figura 37).

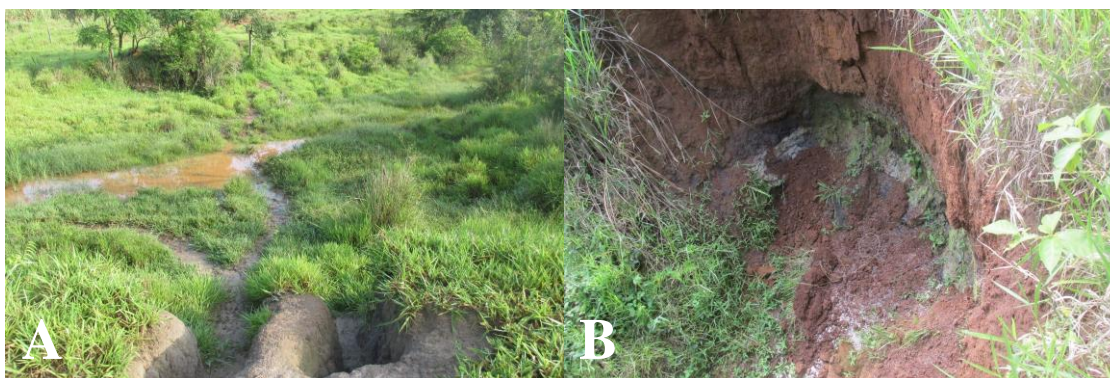


Figura 37: Processos erosivos registrados na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na figura 37 A, ravinas as margens do curso de água, e em B, voçoroca observada à montante da nascente em área de pastagem.

Em relação ao uso por humanos, 35,13 % das nascentes apresentaram evidências ou presença de animais, tanto em cabeceiras, como nos canais de drenagem e em alguns casos, foi verificada a presença de grande número de animais nas áreas de APP (Figura 38).

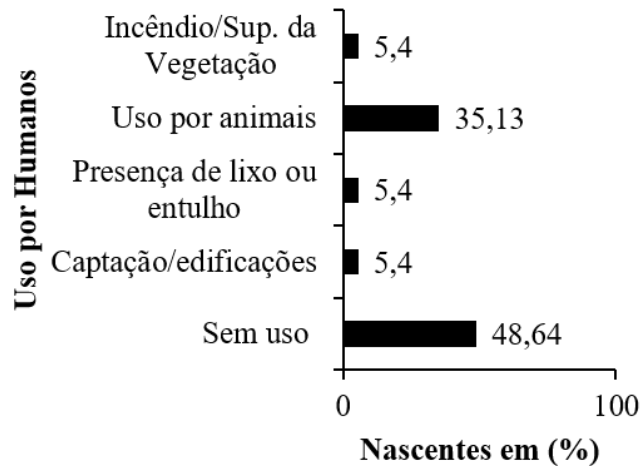


Figura 38: Frequência de ocorrência dos atributos do parâmetro de avaliação uso antrópico.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Pode-se observar que 48,64% das nascentes não apresentaram evidências de uso. Entretanto, 35,13% das nascentes encontram-se sob o uso de animais e 16,2% apresentaram evidências de incêndio e supressão da vegetação, presença de lixo e captações de água.

O uso por humanos foi verificado também pela presença de estruturas e instrumentos de captação de água, sobre ou próximas às nascentes. Ao todo 5,4 % das nascentes apresentam estruturas para captação de água (Figuras 39 A e B). No entanto, 48,64 % das nascentes não apresentaram uso, estando expostas aos demais parâmetros de degradação.



Figura 39: Captação de água em nascentes na microbacia do Córrego Ibitinga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Pode-se observar em ambas as imagens, equipamentos para captação de água, em estruturas rudimentares, sem as devidas estruturas de proteção e manutenção. Nota-se ainda, a ausência de cobertura vegetal no entorno das captações.

Gomes et al. (2005) observou que 68,75% das nascentes apresentaram evidências de uso por animais e 75% evidências de uso por humanos. Oliveira et al. (2013) não observou valores significativos para os tipos de uso mencionados, relatando apenas uma nascente classificada como uso esporádico por humanos.

Tendo em vista que as 37 nascentes avaliadas neste estudo estão localizadas distantes da área urbana, 5,4 % das nascentes avaliadas continham lixo no entorno (Figura 40), entretanto, a quantidade de lixo aferida foi elevada.



Figura 40: Presença de lixo no entorno de nascentes.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em ambas as imagens observa-se a presença de lixo em meio à vegetação à montante, no entorno das nascentes.

Gomes et al. (2005) menciona também a presença de lixo e entulho no entorno de grande parte das nascentes por ele avaliadas, destacando a quantidade elevada de lixo em algumas delas. O autor ainda atribui isso à ausência da APP, e ainda pela proximidade com residências, estradas ou vias de acesso.

Para Oliveira et al. (2013), a presença de lixo foi o impacto ambiental mais observado, deixando claro, portanto, a vulnerabilidade das nascentes em relação à poluição e contaminação da água. O autor defende que uma vez depositados, esses resíduos durante os períodos chuvosos, estes são carregados aos corpos hídricos influenciando direta e indiretamente na qualidade das águas.

Ainda em relação ao uso por humanos, foram verificados impactos também relacionados à incêndios e supressão da vegetação em 5,4 % das nascentes (Figura 41).

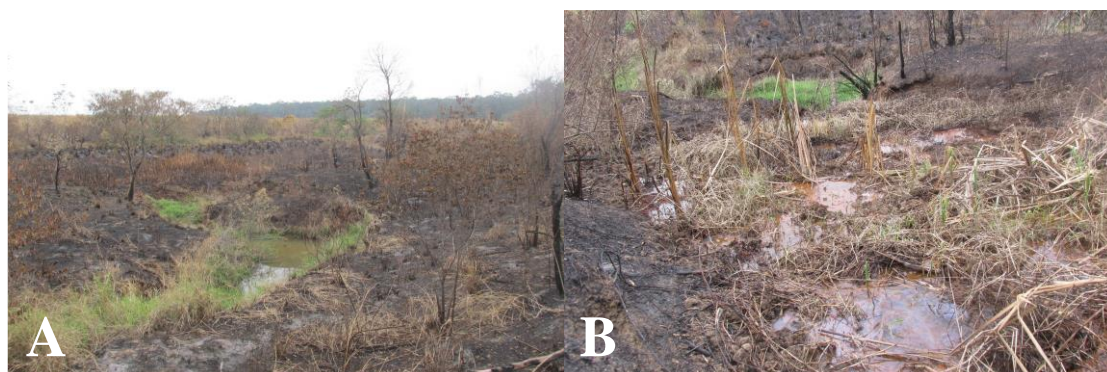


Figura 41: Evidências de fogo e supressão da vegetação.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em A, evidências de incêndio as margens do Córrego Ibitinga, na porção média da bacia e em B, à montante, nascente classificada como altamente degradada.

Nestas áreas o nível de degradação é muito alto e as exfiltrações ocorrem sem nenhum tipo de proteção, seja pela presença de vegetação ou estruturas de isolamento e neste caso a degradação por processos erosivos mostrou-se bastante acentuada.

#### **6.11.7 Espacialização do ICN**

Com base no mapa do Índice de Conservação em Nascentes da microbacia do Córrego Ibitinga, levantou-se a hipótese de que os dados pontuais do ICN pudessem ser especializados, considerando a proximidade relativa entre as nascentes avaliadas, associada as classes de conservação à que se inserem as nascentes.

A figura 42 apresenta o mapa do ICN, com raio de priorização de 300 metros estabelecido para as nascentes, com objetivo de priorizar as áreas dentro dos limites da microbacia.

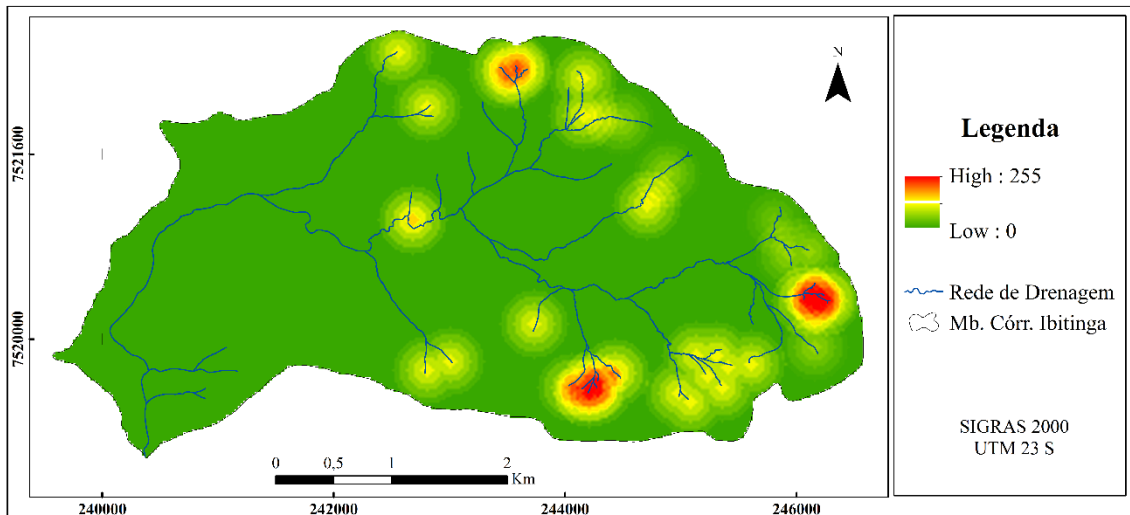


Figura 42: Espacialização dos dados pontuais do ICN com raio de 300 metros das nascentes, normalizado de 0 a 255, por uma função linear decrescente.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Pode-se observar o agrupamento das nascentes em função da proximidade relativa entre elas, e ainda, pelas categorias nas quais se enquadram.

No entanto, foram modelados ainda, limites de espacialização de 50, 100 e 200 metros, considerando que microbacias com características morfométricas diferentes, venham requerer ajustes no modelo para sua implementação (Figura 43).

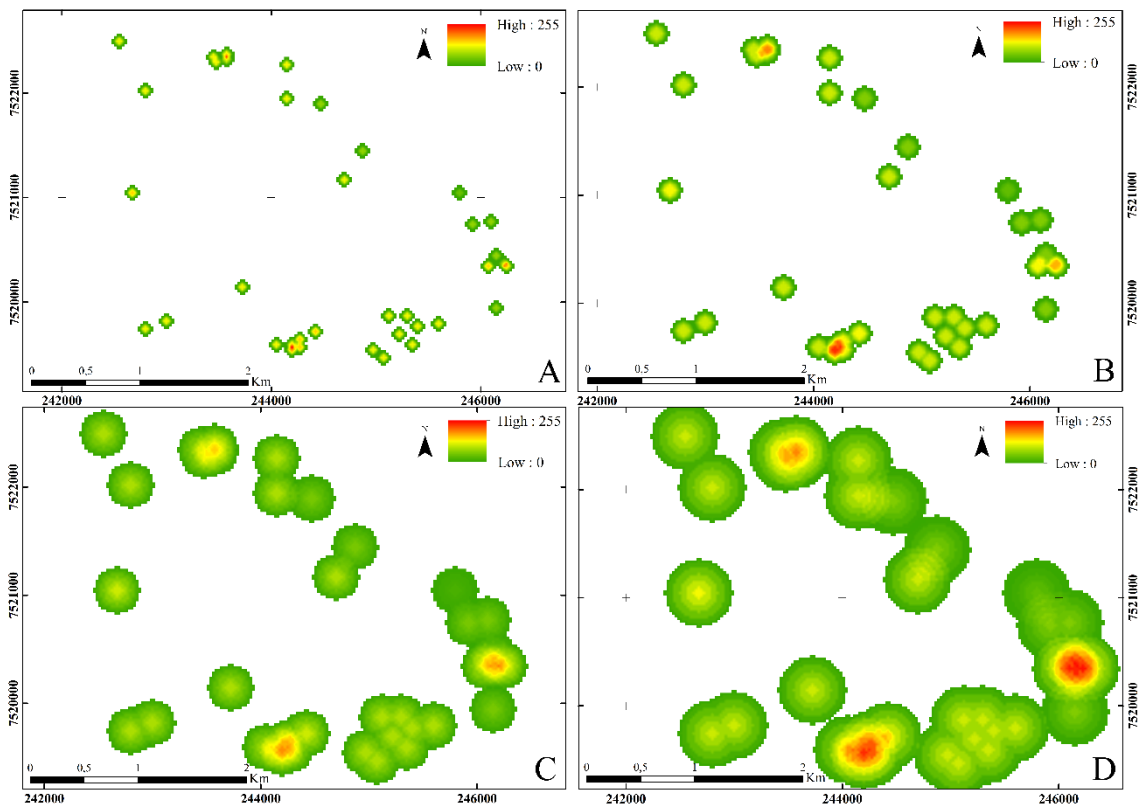


Figura 43: Modelagem comparativa do ICN para os raios de priorização de 50, 100, 200 e 300 metros das nascentes, em A, B, C e D respectivamente.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme pode ser observado na figura 43, as modelagens encontram-se normalizadas de 0 a 255, afim de testar a correlação entre o mapa de áreas prioritárias e o Índice de Conservação em Nascentes, para a validação dos resultados, de ambas as aplicações da AMC, implementadas em detrimento da hipótese levantada.

### 6.11.8 Correlação entre o Mapa de Áreas Prioritárias e ICN.

Para a validação dos resultados, e com base no teste de aderência de Shapiro Willk, que apontou a não normalidade dos dados, foi aplicado o teste de correlação de Spearman. As variáveis ou valores de pixel foram obtidas para os 37 pontos referentes a localização das nascentes e ainda para uma grade amostral com distribuição regular de pontos, com equidistância de 50 metros entre pontos, totalizando 351 pontos, restritos ao limite de 300 metros estabelecidos pelo raio de priorização das nascentes para microbacia (Figura 44).

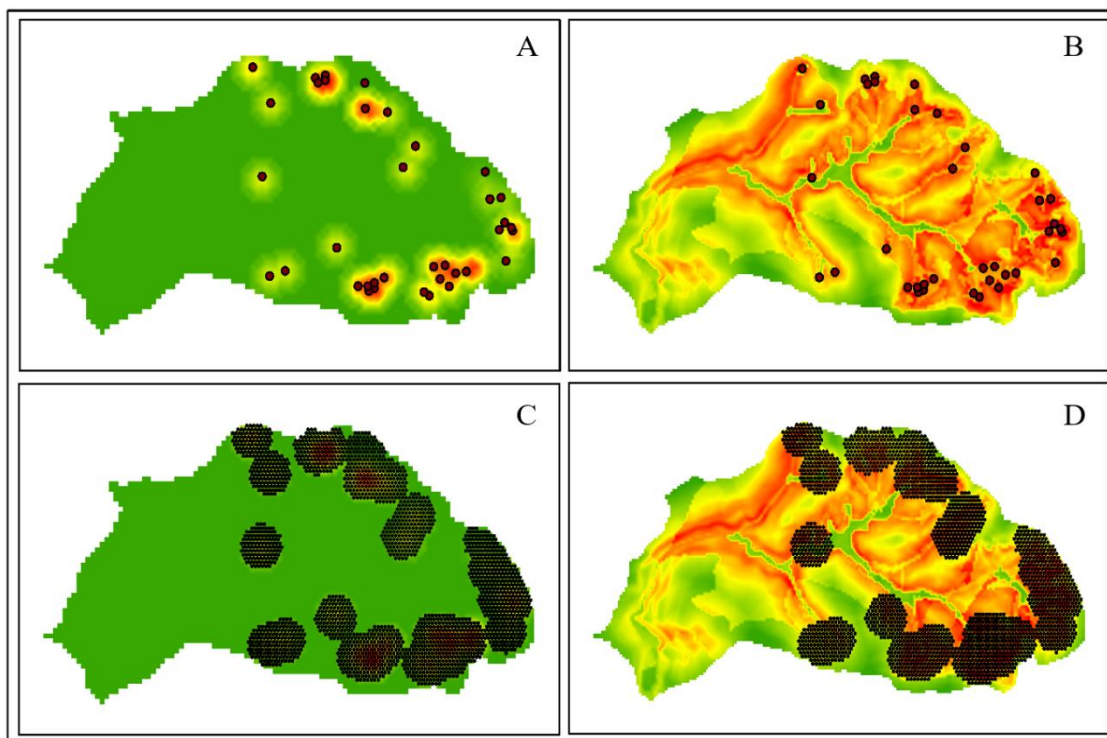


Figura 44: Malha amostral utilizada para extração dos valores de pixel aplicados na correlação. Em A e B, C e D os mapas do ICN e áreas prioritárias, malha de pontos e grade amostral respectivamente.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As valores de pixel extraídos pelos pontos do ICN, apresentaram valores de  $1,098 \times 10^{-4}$ , já para os pontos extraídos do mapa de áreas prioritárias o valor de W foi de  $1,65 \times 10^{-2}$ . Os resultados obtidos pela aplicação dos valores extraídos pela grade amostral, para o mapa do ICN, foi de  $2,2 \times 10^{-16}$  e para o mapa de área prioritárias  $1,41 \times 10^{-11}$ . Pela regra de decisão do teste W, valores  $< 0,05$  não provém de um conjunto de dados normais. Assim, podemos afirmar com nível de significância de 5% que a amostra não provém de uma população normal. Esse fato foi confirmado pela aleatoriedade dos pontos em torno da reta (Figura 45).



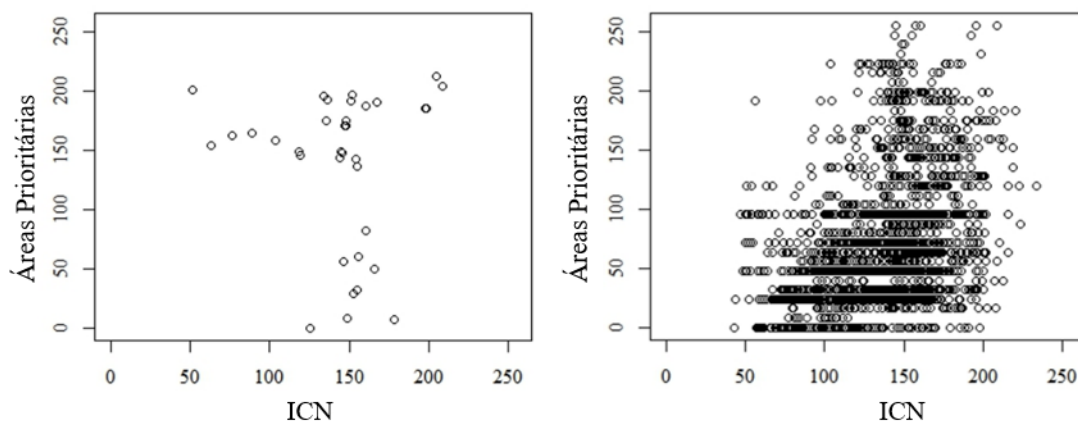


Figura 45: Dispersão dos pontos amostrais para os tratamentos entre o ICN e mapa de áreas prioritárias. Em A para as amostras do ICN e em B para a malha de pontos com equidistância de 50 metros.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O teste de correlação de Spearman apresentou para a malha de pontos do ICN uma correlação positiva de “ $r$ ”= 0,0292, para a malha regular de pontos a correlação foi de “ $r$ ”= 0,388.

Embora ambos os tratamentos tenham apresentado correlação positiva, a análise de dados (Figura 45) demonstram que estes apresentam-se distribuídos de forma elíptica, não havendo *outliers* proeminentes, apontando uma baixa correlação dos dados, sugerindo que os valores de priorização referentes ao mapa de ICN, não se assemelham significativamente aos valores de prioridade aferidos no mapa de áreas prioritárias.

No entanto ambas as metodologias apresentaram-se apropriadas e seus resultados satisfatórios, no atendimento dos objetivos em função da hipótese proposta.

O mapa de áreas prioritárias, resultou em informações que permitem tanto o direcionamento quanto o dimensionamento das ações de recuperação, considerando os fatores socioambientais que abrangem os recursos hídricos superficiais, bem como os fatores de degradação intrinsecamente associados.

Por outro lado, o Índice de Conservação em Nascentes apresentou resultados importantes, no que tangem o diagnóstico, para o planejamento e execução das ações de recuperação, fornecendo um conjunto de informações pontuais, sobre os impactos ambientais que afetam as nascentes, cuja detecção com base em dados remotos é limitada, sendo necessária à avaliação dos cenários *in situ*.

Em conjunto, as metodologias desenvolvidas têm seu potencial de aplicação ampliado, considerando as características específicas de cada abordagem metodológica e o nível de detalhe dos resultados obtidos, permitindo uma abordagem integrada do aspecto espacial dos componentes hidrográficos e hidrológicos que compõe a microbacia hidrográfica, com os fatores de degradação que os alteram.

## 7 CONCLUSÃO

Diante do exposto, conclui-se que ambas as aplicações da AMC, apresentaram relevante potencial, tanto na priorização de áreas à recuperação, quanto na elaboração do Índice de Conservação em Nascentes, comprovando a hipótese de que, os dados pontuais inerentes à degradação das nascentes, podem ser especializados, de modo a serem incorporados ao processo de priorização de áreas à serem restauradas, visando a produção de água em microbacias hidrográficas.

Análise Participatória mostrou-se um importante instrumento para o processo de definição dos fatores, atributos e pesos de compensação, em ambas as aplicações da AMC, permitindo uma abordagem multidisciplinar e integrada, dos aspectos ambientais intrínsecos aos recursos hídricos superficiais.

O método da CLP, apresentou-se adequado à combinação dos fatores, tanto para a definição de áreas prioritárias à recuperação, quanto na geração e espacialização dos resultados do ICN.

A abordagem macroscópica aplicada na obtenção dos dados do ICN, também apresentou-se eficiente, permitindo uma análise pontual dos ambientes de exfiltração e seus principais fatores de degradação, alguns desses, impossíveis de serem mensurados remotamente.

A caracterização das nascentes em relação aos planos de informação aplicados AMC, forneceu uma série de informações importantes ao processo de tomada de decisão no âmbito dos recursos hídricos, tendo como unidade básica de gestão, a microbacia hidrográfica.

Diante de uma demanda crescente por metodologias que abordem os fatores de degradação e suas interferências com os ambientes naturais, e ainda, compatibilizando as necessidades antrópicas e a disponibilidade de recursos, a abordagem multicriterial, especificamente os métodos de AHP e CLP demonstraram grande flexibilidade na composição de estudos associando características pontuais e espaciais inerentes aos recursos hídricos superficiais.

Considerando a abordagem metodológica e os resultados apresentados, este estudo apresentou viabilidade para composição de projetos com âmbito em microbacias hidrográficas, principalmente no que se refere a priorização de áreas para ações de

conservação, recuperação e manejo, e ainda, no planejamento e implementação de projetos para pagamento por serviços ambientais PSAs.

## 8 BIBLIOGRAFIA

AB' SÁBER, A. N. A terra paulista. Boletim Paulista de Geografia, São Paulo, N. 23. 1956, p. 5–38.

ADINARAYANA, J.; RAO, K.G.; KRISHNA, N.R.; VENKATACHALAM, P.; SURI, J.K. A rule-based soil erosion model for a hilly catchment. Catena, Amsterdam, v. 37, n. 3/4. 1999, p. 309-318.

AFGAN, N.H.; CARVALHO, M.G. Multi-criteria assessment of new and renewable energy power plants. Energy, Kidlington, v. 27, n. 8, 2002, p. 739-755.

ALMEIDA, F. F. M. de. Os fundamentos geológicos do relevo paulista. São Paulo: IGEOG, 1974.

ALVARENGA, A. P., PEREIRA, I. M. & PEREIRA, S. A. Avaliação do banco de sementes do solo, como subsídio para recomposição de mata ciliar, no entorno de duas nascentes na região de Lavras, MG. Rev. Científica Eletrônica de Agronomia. v. 5, 2006.

ANA. Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado/Agência Nacional de Águas; Engecorps/Cobrape. Brasília: Engecorps/Cobrape, 2 v. 2010.

ANTONELLO, S. L. Um sistema de planejamento e gestão para bacias hidrográficas com uso de análise multicritérios. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2008, p. 130.

ASSUNÇÃO, J. C.; CUNHA, S.B. Relações entre crescimento urbano desordenado e a qualidade das águas fluviais na cidade do Rio de Janeiro. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 13, Viçosa/MG. Anais A Geografia e as Dinâmicas de Apropriação da Natureza. Viçosa: Cópias & Cópias. 2009, p. 01-14.

BABAN, S. M. J; WAN-YUSOF, K. Modelling optimum sites for locating reservoirs in tropical environments. *Water Resources Management*, Dordrecht, v. 17, n. 1. 2003, p. 1-17.

BACCARO, C.A.D. As unidades morfológicas e a erosão nos chapadões do Município de Uberlândia, 1994.

BANA E COSTA, C.A.; VANSNICK, J. Applications of the MACBETH approach in the framework of an additive aggregation model. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, Hoboken, v. 6. 1997, p. 107-114.

BARIN, A; CANHA, L.N; MAGNAGO, K.F; ABAIDE, A.R. Seleção de fontes alternativas de geração distribuída utilizando uma análise multicriterial baseada no método AHP e na lógica Fuzzy. *Controle e Automação*, Santa Maria, v. 21, n. 5. 2010, p. 477–486.

BASNET, B.B.; APAN, A.A.; RAINE, S.R. Selecting suitable sites for animal waste application using a raster GIS. *Environmental Management*, New York, v. 28, n. 4. 2001, p. 519-531.

BATISTELLA, M.; VALLADARES, G.S. Farming expansion and land degradation in Western Bahia, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 9. 2009, p. 61-76.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8. ed. São Paulo: Ícone Editora. 2012, 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI, F.N. Conservação do solo. São Paulo: Ícone. 1990, 335p.

BETENCOURT, P.R.B. Desenvolvimento de um modelo de análise multicriterial para justificativa de investimentos em tecnologia da informação. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000, 121 p.

BISWAS, S.; SUDHAKAR, S.; DESAI, V.R. Prioritisation of subwatersheds based on morphometric analysis of drainage basin: a remote sensing and GIS approach. Photonirvachak, Dehra Dun, v. 27, n. 3. 1999, p. 155-166,

BORGES, A.R., ANTUNES, C.H. A fuzzy multi- ple objective decision support model for energy- economy planning; European Journal of Operati- onal Research, vol. 145. 2003, p. 304–316.

BRANS, J.P.; MARESCHAL, B.; VINCKE, P.H. PROMETHEE: a new family of outranking methods in MCDM. International Federation of Operational Research Societies. 1984, p. 477-490.

BRASIL. Conama. **Resolução nº 303, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial, Brasília, DF, Seção 1, 13 de maio de 2002, p. 68.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Planalto. 2014. Disponível em: <[http://WWW.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://WWW.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em: 14 de Abril de 2015.

BROWNER, C.M. Watershed approach framework. Washington: U. S. Enviromental Protection Agency, 1996.

CAIXETA, P.R.C; PIMENTA, D.F.N; AMARAL, R.V; SHAEFER, C.E. Análise Multicritério aplicada ao mapeamento de áreas susceptíveis a movimentos de massa na área urbana de Viçosa, MG. Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Recife – PE, ed. IV. 2012 p. 01–09.

CALHEIROS, R.O; TABAI, F.C.V; BOSQUILIA, S.V.; CALAMARI, M. Preservação e recuperação das nascentes de água e vida. Cadernos da Mata Ciliar. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, departamento de proteção da biodiversidade. n.1,. São Paulo. 2009, p. 23.

CALIJURI, M. L. et al. Proposta metodológica para geração da carta de fragilidade ambiental, utilizando lógica fuzzy e Combinação Linear Ponderada. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE. 2007, p. 3311-3318.

CALIJURI, M.L.; MELLO, A.L.O.; LORENTZ, J.F. Identificação de áreas para implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão. *Informática Pública*, Belo Horizonte, v. 4, n. 2. 2002, p. 231-250,

CARDOSO, A. Fundamentos da Pesquisa Operacional. Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Alfenas, MG. 2011, 101 p.

CASTRO, J.S; COSTA, L.S; ASSEMAN, P.P; CALIJURI, M.L. Utilização de SIG e Análise Multicritério para a seleção de áreas com potencial para a construção de universidades e loteamentos universitários. *Boletim de Ciências Geodésicas*, Curitiba, v. 21, no 3. 2015, p.652 - 657.

CEBALLOS-SILVA, A.; J. LOPEZ-BLANCO. Evaluating biophysical variables to identify suitable areas for oat in Central Mexico: a multi-criteria and GIS approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 95, n. 1. 2003, p. 371-377.

CETESB (COMPANIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Variáveis de qualidade de água. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://WWW.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variáveis.asp#transparencia>>. Acesso em 23 Jan. 2014.

CHEN, K.P.; BLONG, R. Towards an integrated approach to natural hazards risk assessment using GIS: With reference to bushfires. *Environmental Management*, New York, v. 31, n. 4. 2003, p. 546-560.

CHEN, K.P.; BLONG, R.; JACOBSON, C. MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environmental Modelling & Software*, v.16, n.4. 2001, p. 387-397.



CIVCO, D. L.; GARCIA, A. R.; WARNER, G.S. Key steps to effective watershed characterization. GIS World, Nov. 1995, p. 62-67.

CORRÊA, C. M. C.; MALINOVSKI, J. R.; ROLOFF, G. Bases para planejamento de rede viária em reflorestamento no sul do Brasil. Floresta, v.36, n.2. 2006, p.277-286.

CORSEUIL, C. W.; CAMPOS, S. Análise de adequação do uso das terras por meio de técnicas de geoprocessamento e análise de multicritérios. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE. 2007, p. 2471-2478.

CORSEUIL, C.W. Técnicas de Geoprocessamento e de Análise Multicritérios na adequação de uso de terras. Tese de Doutorado em (Agronomia - Energia na Agricultura), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – *campus* Botucatu, SP. 2006, p. 94.

COSTA NETO; OLIVEIRA, P,L. Estatística. 3ª Ed. São Paulo. Blucher. 2002.

COSTA, D. R. Avaliação multicriterial na implantação de reservas legais. 2015. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP, Piracicaba, 2015.

COSTA, R.P. Determinação de risco de incêndio em zonas urbanas utilizando a Análise Multicritério. Dissertação de Mestrado (Faculdade de Ciências, Depto. de Eng. Geográfica, Geofísica e Energia) Universidade de Lisboa. Lisboa, PT. 2009, p. 96.

COUTINHO, L.M. Zoneamento de áreas potenciais para reflorestamento via lógica Fuzzy e AHP. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 2015.

COVALÁN, S.B. Zoneamento Ambiental da APA Corumbataí (SP) de acordo com critérios de vulnerabilidade ambiental. Tese de Doutorado em (Geociências e Meio

Ambiente), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – *campus* Rio Claro, SP. 2009, p. 172.

CUNHA, C. M. L. A. Quantificação e Mapeamento das Perda de solo por Erosão com Base na Malha Fundiária. 1997. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997, p. 152.

CUNHA, R. C; DUPAS, F.A; PONS, N.A.D; TUNDISI, J.G. Análise da influência das variáveis ambientais das variáveis utilizando inferência fuzzy e zoneamento utilizando inferência Fuzzy e zoneamento das vulnerabilidades. Estudo do caso da bacia das vulnerabilidades. Estudo do caso da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP. *Rer. Geociências* v. **30**, 2011, p. 399–414.

CURREY-GREGORY, W.; CROSBY, S. Role of GIS in watershed protection. In: annual Conference on integrated water resources planning for the 21st. Century, 22. 1995, Cambridge. Proceedings... Cambridge: ASCE, 1995.

DAAE, Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Rio Claro. Disponível em: <<http://www.daaeriolclaro.sp.gov.br/pagina.geral.php?pagina=tratamento-agua>>. Acesso em: 24 de jun. 2017.

DALGAARD, T.; HALBERG, N.; PORTER, J.R. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 87, n. 1. 2001, p. 51-65.

DAVIS, S. N; & De WIEST, R.J.M. *Hidrogeology*. New York, Jonh Wiley and Sons, 1966, p. 463.

DETONI, M.M.M.L. Aplicação de metodologia multicritério de apoio à decisão na definição de características de projetos de construção. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 1996, p. 184.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, v. 15, n. 5. 2001, p. 1416-1422.

DIAS, L.M.C.; ALMEIDA, L.A.; CLÍMACO, J.N. Apoio multicritério à decisão: métodos e software dedicados à avaliação de um conjunto discreto de alternativas. Coimbra: Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra, 1997.

DONADIO, N.M.M., GALBIATTI, J.A. & DE PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. *Eng. Agrícola*, v. 25. 2005, p. 115–125.

DONZELI, P. L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. Campinas: IAC, Boletim 29, 1992.

DRAGAN, M.; FEOLI, E.; FERNETTI, M.; ZERIHUN, W. Application of a spatial decision support system (SDSS) to reduce soil erosion in northern Ethiopia. *Environmental Modelling & Software*, Kidlington, v. 18, n. 10. 2003, p. 861-868.

DREW, D. Processos interativos homem-meio ambiente. São Paulo: DIFEL, v. 13.1986.

DUTTA, D.; DAS, S.N.; SHARMA, J.R.; KUDRAT, M.; MARCHANDA, M.L. Prioritization of watersheds for perspective land use planning using remote sensing and geographic information system. *Annals of Arid Zone*, Jodhpur, v. 36, n. 2, 1997, p. 103-114.

EASTMAN, J. R. Decision support: decision strategy analysis. In: idrisi 32 release 2: guide to GIS and image processing. Worcester: Clark University, Clark Labs, V. 2. 2001, p. 1-22.

EASTMAN, J.R. IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and image processing. Worcester: Clarck University, Clarck Labs. 2003, p. 306.

EASTMAN, J.R.; JIN, W.G.; KYEM, P.A.K.; TOLEDANO, J. Raster procedures for multi- criteria/multi-objective decisions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Bethesda, v. 61, n. 5. 1995, p. 539-547.

EASTMAN, J.R.; KYEM, P.A.K.; TOLEDANO, J. GIS and decision making. Genebra: UNITAR. 1993, p. 112.

EASTMAN, J.R.; KYEM, P.A.K.; TOLEDANO, J. GIS and decision making. Genebra: UNITAR, (Explorations in Geographic Information Systems Technology). 1993, p. 112.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos: Manual de Métodos de Análise de Solo. Rio de Janeiro. 2006, p. 212.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro. 1979, p. 83.

ESPELTA, J.M.; RETANA, J.; HABROUK, A. An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned *Pinus nigra* forests in NE Spain. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 180, n. 1/3. 2003, p. 185-198.

FAO. Watershed management field manual: road design and construction in sensitive watersheds. Rome: FAO Consultation Guide 13/5. 1989, p. 196.

FELIPPE, M. F., PEREIRA, A. & MAGALHÃES JUNIOR, A.P. Desenvolvimento de uma tipologia hidrogeomorfológica de nascentes baseada em estatística nebulosa multivariada. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, São Paulo, v. 15, n. 3. 2014, p. 393-409.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Identificação de áreas para a recomposição florestal com base em princípios de Ecologia da Paisagem. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 27, n. 4. 2003, p. 575-583.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n. 53. 1998, p. 39-48.

FERREIRA, R.A; AGUIAR NETTO, A.D.O; SANTOS, T.I.S; SANTOS, B. L. & MATOS, E.L. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim, estado de Sergipe: da .degradação à restauração. *Rev. Árvore* v. 35, 2011, p. 265–277.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology*, v. 14, n. 1. 2000, p. 36-46.

Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T.; Winter, T. C. *Road ecology: science and solutions*. Washington: Island Press, 2003, p. 481.

FORMAN, R.T.T.; COLLINGE, S.K. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, v.37, -135, 1997, p. 129.

FRANÇA JUNIOR, P; VILLA D. M. E. C. Análise macroscópica nas cabeceiras de drenagem da área urbana de Umuarama, região noroeste - Paraná/Brasil. *Geografia Ensino & Pesquisa*, v. 17, n.1, jan./abr. 2013, p. 107-118.

FREITAS, H.M.R.; BECKER, J.L.; KLADIS, C.M.; HOPPEN, N. Informação e decisão, sistemas de apoio e seu impacto. Porto Alegre. Ortiz. 1997, p. 214.

FREITAS, R.O. Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica. *Boletim Paulista de Geografia*. São Paulo, v. 11. 1952, p.53-57.

FRITZONS, E; HINDIL, E.C; MANTOVANI, LE; RIZZI, N.E. Consequências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial. *Floresta*, Curitiba, v. 33, n. 2. Maio/Ago, 2003, p. 201-214.

GAEMA. Ata de Audiência Pública 09/05/2017 “Mineração, recursos hídricos e saúde da população”. Disponível em: <[http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao\\_urbanismo\\_e\\_meio\\_ambiente/Audiencias\\_Publicas/Ata\\_Audiencia\\_Publica\\_09-05-17\\_GAEMA-Piracicaba.pdf](http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/Audiencias_Publicas/Ata_Audiencia_Publica_09-05-17_GAEMA-Piracicaba.pdf)>. Acesso em: 24 de jul. 2017.

GALATTO, S. L; Alexandre, N.Z; PEREIRA, J.L; PATRÍCIO, T.B; VASSILOU, M. Diagnóstico ambiental de nascentes no município de Criciúma, SC. *Rev. Ciências Ambientais*. Canoas, v 5, n. 1. 2011, p. 39-56.

GARCIA, L.B.R. Ocupação e desenvolvimento econômico da bacia do Corumbataí: séculos XVIII a XX: atlas ambiental da bacia do Rio Corumbataí. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/ceapla>>. Acesso em: 14 fevereiro 2017.

GARTNER, I. R. Avaliação Ambiental de Projetos em Bancos de Desenvolvimento Nacionais e Multilaterais: evidências e propostas. Brasília: Universa, 2001.

GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 5, n. 1. 2004, p. 115.

GERHARD, P. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo. 2005. 241 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GIORDANO, L. C.; RIEDEL, P. S. Técnicas de SIG e Sensoriamento Remoto no planejamento ambiental de parques lineares. *Revista Brasileira de Cartografia*, Rio de Janeiro, v. 58, n. 2. 2006, p. 139-153.

GOMES, L.F.A.M. TODIM: A system for the evaluation of public transportation projects. (Memorando Técnico). Rio de Janeiro, n. 24. 1987, p.16.

GOMES, P. M; MELO, C; VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, Jun. 2005, p. 103-120.

GOMES. M.A, FILGUERAS. A. Cultura Urbanística e Contribuição Modernista, Basil, Anos 1930-1960. In *Cadernos PPG/FAUFBA/Universidade Federal da Bahia*. Ano 3, edição especial, 2005.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, v. 93, n. 11. 2007, p. 1587-1595.

GORE, A. *The digital earth: understanding our planet in the 21st century*. 31 de Janeiro, 1998. California Science, Los Angeles. 1998.

Guia de avaliação da qualidade das águas. 2004. Acesso em: <[http://www.redeaguas.org/observando/guia\\_de\\_avaliacao\\_de\\_qual\\_agua.doc](http://www.redeaguas.org/observando/guia_de_avaliacao_de_qual_agua.doc)> Acesso em: 20 de março de 2015.

HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*. v. 56, n. 3. 1945, p. 275-370.

IBGE. *Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente*. (2004). IBGE, Rio de Janeiro. 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/vocabulario.pdf>. Acesso em 09 de agosto de 2016.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo: Escala 1:1.000.000. V. 1 e 2. 1981.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do Rio Corumbataí. Piracicaba. 2001, p. 301.

INSTITUTO FLORESTAL / SMA. Plano de Manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade. Vol. 1. Rio Claro; IF/SMA, 2005.

JACQUET-LEGREZE, E.; SISKOS, J. Assessing a set of additive utility functions for multicriteria decision- making: the UTA method. *European Journal of Operational Research*, Amsterdam: Elsevier Science, v. 10. 1982, p. 151-164.

JANKOWSKI, P.; ANDRIENKO, N.; ANDRIENKO, G. Map-centred exploratory approach to multiple criteria spatial decision making. *International Journal of Geographical Information Science*, Abingdon, v. 15, n. 2. 2001, p. 101-127.

JIANG, H.; EASTMAN, J.R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, v.14, n.2. 2000, p.173-184.

KANGAS, J.; TORE, R.; LESKINEN, P.; MEHTÄTALO, L. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 132. 2000, p. 157-171.

KOFFLER, N. F. et. al. Solos da Bacia do Rio Corumbataí (SP). Rio Claro: CEAPLA, UNESP, Escala 1:50.000. 1993.

KÖPPEN, W. *Climatología: con un estudio de los climas de la Tierra*. México: Fondo de Cultura Económica. 1948, p. 172.



KRESIC, N. Hydrogeology and Groundwater Modelling. 2nd. Edition. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Flórida. 2007, p. 807

LAI, V. S.; TRUEBLOOD, R. P.; WONG, B. K. Software Selection: a case study of the application of the analytical hierarchical process to the selection of a multimedia authoring system, Information and Management, v. 36, n. 4. 1999, p. 221-232.

LANA, C. E; ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Análise morfométrica da bacia do Rio tanque, MG, Brasil. Rev. Escola de Minas, vol. 52 n. 2, Ouro Preto, 2001.

LAPLANA, R.; BRUNSTEIN, D. Les erosion eolienne et regressive dans le bassin versant de la Leyre. Bulletin de l'Institute de Geologie du Bassin d'Aquitane, Bordeaux, n. 51/52. 1992, p. 21-29.

LI, X.; YEH, A.G.O. Zoning land for agricultural protection by the integration of remote sensing, GIS, and cellular automata. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Bethesda, v. 67, n. 4. 2001, p. 471-477.

LIMA, W.P. Floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. Visão Agrícola, Piracicaba, ano 2, n. 4. 2005, p. 30-33.

LINSLEY, R.K.; FRANZINI, J.B. Engenharia de recursos hídricos. Mc Graw-Hill do Brasil, São Paulo. 1978, p. 798.

MACHI, D.A. Análise do Relevo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (Rio Claro-SP) e Circunvizinhanças: Subsídio para a Avaliação da Área de Entorno. Rio Claro, IGCE/UNESP. 2005.

MACHI, D.A; CUNHA, C.M.L; Caracterização dos elementos físicos da Bacia do Córrego Santo Antônio (Rio Claro/SP). Sociedade & Natureza, Uberlândia, v.19. 2007, p. 139-151.

MAGALHÃES, L. T. S.; GOMES, J. B. V.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. Caracterização geo-pedológica das áreas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 1. 2012, p. 169-181.

MAGALHÃES, R.A; CEMIG. Erosão: Definições. Tipos e Formas de Controle. VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão Goiânia (GO), 03 a 06 de maio de 2001.

MALCZEWSKI, J. A. GIS-based approach to multiple criteria group decision-making. *International Journal of Geographical Information Systems*, Abingdon, v. 10, n. 8. 1996, p. 955-971.

MALCZEWSKI, J. GIS and multicriteria decision analysis. New York: John Wiley. 1999, p. 362.

MALCZEWSKI, J. GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning*, New York, n. 62. 2004, p. 3-65.

MALCZEWSKI, J. Integrating multicriteria analysis and geographic information systems: the ordered weighted averaging (OWA) approach. *International Journal of Environmental Technology and Management*, Geneve, v. 6, n. ½. 2006, p. 7-19.

MALCZEWSKI, J. On the use of Weighted Linear Combination method in GIS: Common and best practice approaches. *Transactions in GIS*, Oxford, v. 4, n. 1. 2000, p. 5-22.

MALCZEWSKI, J.; CHAPMAN, T.; FLEGEL, C.; WALTERS, D.; SHRUBSOLE, D.; HEALY, M.A. GIS - multicriteria evaluation with Ordered Weighted Averaging (OWA): case study of developing watershed management strategies. *Environment and Planning A*, London, v. 35, n. 10. 2003, p. 1769-1784.

MALCZEWSKI, J.; JACKSON, M. Multicriteria spatial allocation of educational resources: an overview. *Socio-Economic Planning Sciences*, New York, v. 34. 2000, p. 219- 235.

MARCHEZETTI, A.L; KAVISKI, E; BRAGA, M.C.B. Application of the AHP method to the hierarchy determination of municipal solid waste treatment alternatives. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 11, n 2. 2011, p.173-178.

MARMONTEL C.V.F. & RODRIGUES, V.A. Coberturas do solo e conservação da vegetação em seu entorno no Córrego Pimenta. *Sientia Agraria Paranaensis*, Marechal Rondon- PR. v. 14, n. 1. 2015, p. 53-59.

MAROTTA, H. et al. Monitoramento limnológico: um instrumento para conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. *Ambiente e Sociedade*, Campinas, v. XI, n. 1, Jan-Jun. 2008, p. 67-79.

MARTINS, S. V.; DIAS, H. C. T. Importância das florestas para a quantidade e qualidade da água. *Ação Ambiental*, Viçosa, v. 4. 2001, p. 14-16.

MARTINS, S. V.; SÁ, M. A. C.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. M.; OLIVEIRA, A. H.; NÓBREGA, J. C. A.; AVANZI, J. C. Perda de solo por erosão em decorrência da ação de adubação fosfatada corretiva sobre a estabilidade de agregados. *Seminário: Ciências Agrárias Londrina*, N. 4, V. 32. 2011, p. 1297-1306.

MAZZETTO, F.; BONERA, R. MEACROS: a tool for multi-criteria evaluation of alternative cropping systems. *European Journal of Agronomy*, Amsterdam, v. 18, n. 3/4. 2003, p. 379-387.

MELLO, J.C.C.B.S. de; GOMES, E. G.; LETA, F.R.; PESSOLANI, R.B.V. Conceitos básicos do apoio multicritério à decisão e sua aplicação no projeto Aerodesign. *Engevista*, Niterói, v. 5, n. 8. 2003, p. 22-35.

MELLO, J.C.C.B.S. de; GOMES, E. G.; LETA, F.R.; PESSOLANI, R.B.V. Conceitos básicos do apoio multicritério à decisão e sua aplicação no projeto Aerodesign. *Engevista*, Niterói, v. 5, n. 8. 2003, p. 22-35.

MENDOZA, G.A. & H. MARTINS. Multi-criteria decision analysis in natural resource management. A critical review of methods and new modeling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230. 2006, p. 1-22.

MERWE, J.H. van der; LOHRENTZ, G. Demarcating coastal vegetation buffers with multicriteria evaluation and GIS at Saldanha Bay, South Africa. *Ambio*, Stockholm, v. 30, n. 2. 2001, p. 89-95.

MILLER, R.C.; GUERTIN, D.P.; HEILMAN, P. Information technology in watershed management decision making. *Journal of the American Water Resources Association*, Middleburg, v. 40, n. 2. 2004, P. 347-357.

MOLIN, P. G.; STAPE, J. L. Diferença na alocação de uma reserva legal de critérios ambientais versus uma de critérios técnico-econômicos com o uso de ferramentas de SIG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE. 2007, p. 1749-1756.

MONTEIRO. C. A. de F. A Dinâmica Climática e as Chuvas no Estado de São Paulo. São Paulo: USP/IG. 1973, p.130.

MONTIBELLER NETO, G. Mapas cognitivos: uma ferramenta de apoio à estruturação de problemas. 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1996.

MORALES, N.; ANTONELLO, S.L. Gestão das águas subterrâneas com uso de ferramentas de geoprocessamento. *Revista Ciência em Extensão*, São Paulo, v. 1. 2004, p. 167.

MORETTI, L.R. A importância da bacia do Corumbataí para a produção de água. In: Simpósio Sobre Recuperação Florestal Na Bacia Do Rio Corumbataí, 3, 2000. Piracicaba. Anais... Piracicaba: IPEF, 2000.

MÜLLER, V.C. A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area. New York: Virginia and Tennessee. Dept. of Geology. n. 3. 1953, p. 30.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution, v. 10, n. 2. 1995, p. 58-62.

NOSSACK, F.A. Planejamento da recomposição florestal pela Análise Multicriterial na sub-bacia do Córrego Descalvado visando a conservação dos recursos hídricos. (Dissertação (Mestrado em ciências Agrônômicas), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – *campus* Botucatu, SP. 2015, p. 69.

OLIVEIRA, E. P. Modelo conceitual de um sistema de apoio à decisão para gestores de logística e transporte em canais de exportação agrícola. 2007. 241 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

OLIVEIRA, E; MELLO, J.C.C.B.S; PEREIRA, C.R; MACHADO, T.B, ALVES, M.A; RAMOS, T.G. Aplicação de métodos multicritérios ordinais em dados de produção agrícola, para avaliação da sustentabilidade. Interciência, São Paulo, v 40, n. 7. 2015, p. 492–496.

OLIVEIRA, J. F. GRIEBELER, N. P. CORRECHEL, V. SILVA, V. C. Erodibilidade e tensão crítica de cisalhamento em solos de estradas não pavimentadas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.13, (Suplemento), Campina Grande, PB. 2009, p. 955–960.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H.; BEJAR, O.I.G.; OLIVEIRA, E.R.; LONGOBARDI, R.C.; ASSIS, E.A. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: quadrícula de Piracicaba. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São

Paulo; Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária; Instituto Agrônômico; Secretaria de Economia e Planejamento; Coordenadoria de Ação Regional; Instituto Geográfico e Cartográfico, 1989. 1 mapa. Escala 1:100.000.

OLIVEIRA, M.C.P; DIAS, J. D. S. & FELIPPE, M. F. Avaliação macroscópica da qualidade das nascentes do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora. *Revista Geografia*. Juiz de Fora, MG. V. 3. 2013, p. 1–7.

PALIK, B.J.; GOEBEL, P.C.; KIRKMAN, L.K.; WEST, L. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications*, Washington, v. 10, n. 1. 2000, p. 189-202.

PALMA-SILVA, G.M. Diagnóstico ambiental: qualidade de água e índice de depuração do Rio Corumbataí, SP. 1999. 155 p. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1999.

PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. de; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura pecuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.2. 2006, p. 261-268.

PEREIRA, J.M.C.; DUCKSTEIN, L. A multiple criteria decision-making approach to GIS- based land suitability evaluation. *International Journal of Geographical Information Systems*, London, v. 7, n. 5. 1993, p. 407-424.

PEREIRA, P. H. V., PEREIRA, S. Y., YOSHINAGA, A. & PEREIRA, P. R. B. Nascentes: Análise e Discussão dos Conceitos Existentes. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*. São Paulo v. **07**. 2011, p. 139-151.

PETRY, J.F; SILVA, G; SELL, T.M; SILVA, M.Z; HEIN, N. Análise decisória multicritério na avaliação da sustentabilidade dos municípios de Santa Catarina. *Desenvolve*, São Paulo, v 3, n. 1. 2014, p. 149 – 170.

PETTIT, C.; PULLAR, D. An integrated planning tool based upon multiple criteria evaluation of spatial information. *Computers, Environment and Urban Systems*, London, v. 23. 1999, p. 339-357.

PIERONI, J. P.; BRANCO, K. G. R.; INACHVILI, I.; FERREIRA, G. C. Monitoramento sazonal da qualidade da água, na sub bacia hidrográfica do Córrego Água Limpa, em seu trecho afetado pela mineração de níquel, no município de Pratápolis, Minas Gerais. *Revista Geociências*, Rio Claro, v. 34 nº 3, 2015.

PINHEIRO, L. S. A Dinâmica Erosiva na Bacia Hidrográfica do Córrego Ibitinga – Rio Claro (SP): uma abordagem Empírico Dedutiva. 2012. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2012.

PINTO, L. V. A., BOTELHO, S. A., OLIVEIRA-FILHO, A. T. & DAVIDE, A. C. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. *Revista Árvore* v. 29. 2005, p. 775–793.

PINTO, L.V.A, DE ROMA, T.N. & BALIEIRO, K.R.D. The Effect of Different Soil Uses on the Quality of Spring Water. *Cerne*, v. 18. 2012, p. 495–505.

PINTO, R.C. Identificação e mapeamento de áreas suscetíveis a movimentos de massa através de avaliação multicritérios em sistema de informações geográficas – análise conceitual e uma proposta metodológica. Tese de Doutorado em (Geografia), Universidade Federal do Paraná – *campus* Curitiba, PR. 2015, p. 186.

RAMOS, R.A.R.; MENDES, J.F.G. Avaliação da aptidão do solo para localização industrial: o caso de Valença. *Revista Engenharia Civil*, Guimarães, n.10. 2001, p. 7-29.

RANDHIR, T.O.; O’CONNOR, R.; PENNER, P.R.; GOODWIN, D.W. A watershed-based land prioritization model for water supply protection. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 143, n. 1/3. 2001, p. 47-56.

RAPOSO, A. A. O uso das taxas de turbidez da bacia do alto Rio das Velhas – Quadrilátero Ferrífero/MG, como indicador de pressões humanas e erosão acelerada. Revista de Geografia. Recife: UFPE, DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO, n. 3, Set. 2010.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. Matas ciliares, conservação e recuperação. São Paulo: Ed. da EDUSP. 2000, p. 237.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios de entorno. Circular Técnica IPEF, Piracicaba, v. 189, p. 1-18, 1999.

ROY, B. Classement et choix en presence de points de vue multiple: la methodo de ELECTRE. Revue d'Informatique et de Recherche Opérationelle, Paris, v. 8. 1968, p. 57-75.

ROY, B. Decision science or decision aid science? European Journal of Operational Research, Brussels, v. 66, n.2. 1993, p. 184–203.

ROY, P.S.; TOMAR, S. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. Biological Conservation, Kidlington, v. 95, n. 1. 2000, p. 95-109.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psychology, San Diego, V. 15. 1977, p. 234-281.

SAATY, T. L. Método de Análise Hierárquica. Makron Books do Brasil Editora Ltda. e Editora McGraw-Hill do Brasil, Rio de Janeiro/RJ. (1991).

SAATY, T. L. The analytic hierarchy process. New York. McGraw-Hill, 287 p. 1980.

SALGADO, A. A. R.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso do abastecimento de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. Geografias, V. 2. 2006, p. 47-57.

SANTOS, A. R. As APPs associadas a nascentes: O que é uma nascente? Como identificá-la? 2009. Disponível em: <http://www.ecodebate.com.br/> 2009/07/21/as-apps-



associadas-a-nascentes-o-que-e-uma-nascente-como-identifica-la-artigo-de-alvaro-rodrigues-dos-santos/, acesso em 28 de março de 2016.

SÃO PAULO, Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP nº 001 de 17 de fevereiro de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo.

SÃO PAULO. Resolução Conjunta Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo e IBAMA, n. 001 de 17 de fevereiro de 1994. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1994\\_Res\\_Conj\\_SMA\\_IBAMA\\_1.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1994_Res_Conj_SMA_IBAMA_1.pdf): 02 de dezembro de 2017.

SARTORI, A. A. Análise Multicritérios na definição de áreas prioritárias a conectividade entre fragmentos florestais. 2010. 98 p. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Botucatu, 2010.

SARTORI, A.C; NOSSACK, F.A; SILVA, R.F.B; ZIMBACK, C.R.L. Restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos por meio da Combinação Linear Ponderada. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 42, n. 1. 2012, p. 201 - 212.

SARTORI, A.C; SILVA, R.F.B; ZIMBACK, C.R.L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. *Revista Árvore*, Viçosa – MG, v. 36. 2012, p. 1079 – 1090.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1. 1991, p. 18-32.

SCHOEMAKER, P.J.H., RUSSO, J.E. A pyramid of decision approaches. *California Management Review*, Berkeley, v.36, n.1. 1993, p. 9-31.

SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. *Geological Society of America Bulletin*, n. 67. 1956, p. 597-646.

SILVEIRA, H. L. F. da, VETTORAZZI, C. A. & VALENTE, R. de O. A. Avaliação multicritério no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente sig, na bacia do Rio Corumbataí, SP. *Rev. Árvore* **32**. 2008, p. 259–268.

SNELL, E.; MONK, K.; DANCE, K. Targeted ecological planning of the Ausable-Bayfield Conservation Authority watershed. In: Annual meeting of the soil and water conservation society. Des Moines. Proceedings... Des Moines: Soil and Water Conservation Society. 1995, p. 5.

SOUZA, O.M; FREITAS, S.R; DIAS, A.A; GODOY, A.B.P; METXGER, J.P. O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no Estado de São Paulo, Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25 a 30 abril 2009, INPE, p. 3087-3094.

STORE, R.; KANGAS, J. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, Amsterdam, v.55, n.2. 2001, p. 79-93.

STRAHLER, A. N. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63. 1952, p. 923-938.

SUMIDA, S. S. Análise Multicritério na definição de áreas prioritárias no município de PIEDADE, SP. Univ. Fed. São Carlos - UFSCar, *campus* Sorocaba, SP. 2013, p.62.

TONELLO, K. C. Análise Hidroambiental da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães, MG. Dissertação de Mestrado, UFV. 2005.

TROPPIAIR, H. Características naturais e sócio-econômicas. In: SEMANA DE DEBATES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE, 1992, Piracicaba. Atas... Piracicaba: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá; DAEE; FUNDAP. 1992, p. 161-163.

TUNDISI, J.G.; TIZIANI, V.; NAKASU, L. Plano de desenvolvimento sustentável do Vale do Acaraú-Plandeva. In: FALCÃO SOBRINHO, J.; FALCÃO, C.L. da. C.

(Org.). **Semi-Árido**: diversidades, fragilidades e potencialidades. Sobral: Sobral Gráfica. 2006, p. 194-212

TURNER, R.K.; BERGH, J.C.J.M. van den; SODERQVIST, T.; BARENDREGT, A.; STRAATEN; J. van der; MALTBY, E. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 35, n. 1. 2000, p. 7-23.

UNESCO. Glossário Internacional de Hidrogeologia. World Meteorological Organization, Genebra, Suíça, 2012. Disponível em: <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/HINDPT.HTM>.

VALADARES, G.S; GOMES, A.S; TORREZAN, F.E; RODRIGUES, C.A.G; GREGO, C.R. Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. 1. *Pesquisa Agropecuária*, Brasília, v. 47, n. 9, set. 2012. p. 1376-1383.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Avaliação multicriterial na definição de áreas prioritárias à restauração florestal, visando o manejo sustentável da água. In: BRUM, A. L. et al (Ed.). *Sustentabilidade do uso da água nos trópicos e subtropicais: estudos de casos brasileiros*. Ijuí: Editora Unijuí. 2013, p. 285-318.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the Ordered Weighted Averaging Method. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 256. 2008, p. 1408-1417.

VALENTE, R.O.A. Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG. 2005. p. 121. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. A abordagem multicriterial na definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO**

DE SENSORIAMENTO REMOTO. Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, 2005.

VARMA, V.K.; FERGUSON, I.; WILD, I. Decision support system for the sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 128, n. 1-2. 2000, p. 49-55.

VETTORAZZI, C. A. & FERRAZ, S. F. de B. Uso de sistemas de informações geográficas aplicados à prevenção e combate a incêndios em fragmentos florestais. *Série Técnica Ipef*, v.12. 1998, p. 111–115.

VETTORAZZI, C. A. Avaliação multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos. 2006. p. 151. Tese (Livre Docência na Especialidade/Disciplina Topografia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP, Piracicaba, 2006.

VETTORAZZI, C.A; COUTO, H.T.Z; FERRAZ, S.F.B; POMPERMAYER NETO, P. Videografia aérea como fonte de dados para a tomada de decisões em agricultura. In: BALASTREIRE, L.A. O estado-da-arte da agricultura de precisão no Brasil. Piracicaba: L.A. Balestreire. 2000, p.197-200.

VETTORAZZI, C.A.; VALENTE, R. O. Priority areas for forest restoration aiming as the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, v. 94. 2016, p. 255-267.

VOOGD, H. Multicriteria evaluation for urban and regional planning. London: Pion. 1983, p. 125.

WANG, D.H.; MEDLEY, K.E. Land use model for carbon conservation across a Midwestern USA landscape. *Landscape and Urban Planning*, Amsterdam, v. 69, n. 4. 2004, p. 451-465.

WEBER, E. J; HASENACK, H. Avaliação de áreas para a instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados. Canoas: Universidade Luterana do Brasil, 2001.

WISCHIMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for selection of Practices for Soil and Water Conservation. EUA. Washington: Department of Agriculture: Agric. Handbook, n. 282, 1965.

WOLF, A. M. Avaliação do processo produtivo de uma empresa de comercialização de produtos ecológicos visando identificar oportunidades para o seu aperfeiçoamento. 2002. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

YAGER, R.R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics, v.18, n.1. 1988, p. 183-190.

YIN, Y.Y. Flood management and sustainable development of water resources: the case of Great Lake Basin. Water International, Carbondale, v. 26, n. 2. 2001, p. 197-205.

ZADEH, L.H. Fuzzy sets. Information and Control, v.8. 1965, p. 348-353.

ZAINE, J. E. Mapeamento Geológico-Geotécnico por Meio do Método do Detalhamento Progressivo: Ensaio de Aplicação na Área Urbana do Município de Rio Claro (SP). 2000. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

ZAMBON, Kátia Livia et al. Análise de decisão multicritério na localização de usinas termoelétricas utilizando SIG. Pesquisa Operacional, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, ago. 2005.

ZANATTA, D.L. Avaliação de uma cooperativa de arroz com vistas a identificar oportunidades de aperfeiçoamento. 1999, p. 124.

ZANELLA, I.J. As problemáticas técnicas no apoio à decisão em um estudo de caso de sistemas de telefonia móvel celular. 1996. 180 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

ZUFFO, A. C. Seleção e aplicação de métodos multicriteriais ao planejamento ambiental de recursos hídricos. 1998. 286 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

# ANEXO

Identificação da nascente: (Nº) \_\_\_\_\_ Nome: \_\_\_\_\_  
 Microbacia: \_\_\_\_\_ Propriedade: \_\_\_\_\_  
 Localização geográfica: \_\_\_\_\_ S \_\_\_\_\_ W

Exfiltração:  Pontual  Múltipla  Difusa

Solo	<input type="checkbox"/> Sem erosão	Uso Antrópico	<input type="checkbox"/> Sem uso
	<input type="checkbox"/> Erosão laminar		<input type="checkbox"/> Captação/estruturas
	<input type="checkbox"/> Sulcos erosivos		<input type="checkbox"/> Lixo/entulho
	<input type="checkbox"/> Ravinas		<input type="checkbox"/> Uso por animais
	<input type="checkbox"/> Voçorocas		<input type="checkbox"/> Supressão veg./fogo
Vegetação	<input type="checkbox"/> Vegetação primária	Matriz de Inserção	<input type="checkbox"/> Floresta
	<input type="checkbox"/> Est. Suc. avançado		<input type="checkbox"/> Cultura perene (silv.)
	<input type="checkbox"/> Est. Suc. médio		<input type="checkbox"/> Cana-de-açúcar
	<input type="checkbox"/> Est. Suc. inicial		<input type="checkbox"/> Área deg./pastagem
	<input type="checkbox"/> Área degradada		<input type="checkbox"/> Área urbana/mineração

Proteção  Vegetação  Cercamento  Acesso

0 – 25    25 – 50    50 -75    75 – 100    >100

Distância de estradas (m) →

0 – 25    25 – 50    50 -75    75 – 100    >100

Distância de residências (m) →



Fragmento (Nº) \_\_\_\_\_ Associado a nascente: \_\_\_\_\_  
 Microbacia: \_\_\_\_\_ Propriedade: \_\_\_\_\_  
 Localização geográfica: \_\_\_\_\_ S \_\_\_\_\_ W

Fisionomia	<input type="checkbox"/>	Savânica a florestal	Ext. lenhosos	<input type="checkbox"/>	Aberto a fechado
	<input type="checkbox"/>	Florestal		<input type="checkbox"/>	Grande nº de extratos
	<input type="checkbox"/>	Florestal fechada		<input type="checkbox"/>	Dif. alturas de extratos

Altura da copa	<input type="checkbox"/>	1,5 a 8	DAP	<input type="checkbox"/>	< 10 cm	Diversidade <i>sp.</i>	<input type="checkbox"/>	Baixa
	<input type="checkbox"/>	4 a 12		<input type="checkbox"/>	< 20 cm		<input type="checkbox"/>	Significativa
	<input type="checkbox"/>	> 20		<input type="checkbox"/>	> 10 cm		<input type="checkbox"/>	Alta

Epífitas

Diversidade	<input type="checkbox"/>	Baixa	Abundância	<input type="checkbox"/>	Baixa
	<input type="checkbox"/>	Média		<input type="checkbox"/>	Média
	<input type="checkbox"/>	Alta		<input type="checkbox"/>	Alta

Serrapilheira	<input type="checkbox"/>	Fina e pouco decomposta
	<input type="checkbox"/>	Espessura e decomp. variada
	<input type="checkbox"/>	Espessa e intensa decomp.

Lianas	<input type="checkbox"/>	Presença de herbáceas/lenhosas
	<input type="checkbox"/>	Geralmente lenhosas
	<input type="checkbox"/>	Lenhosas

Obs: